

3.4

Las cenizas en el ecosistema suelo

Paulo Pereira^{1,2}, Merche B. Bodí^{3,4}, Xavier Úbeda¹, Artemi Cerdà³, Jorge Mataix-Solera⁴, Vicky Balfour⁵ y Scott Woods⁵

¹Departament de Geografia Física i Anàlisi Regional, Facultat de Geografia i Història, Universitat de Barcelona, Montalegre, 6, 08001, Barcelona. pereiraub@gmail.com

²Environmental Protection Department, Vilnius Gediminas Technical University (VGTU), Sauleˆtekio al. 11, LT-10223 Vilnius.

³Departament de Geografia, Universitat de València, Blasco Ibañez, 28, 46010, València.

⁴GEA (Grupo de Edafología Ambiental), Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avenida de la Universidad s/n, 03202 Elche, Alicante.

⁵Ecosystems and Conservation Sciences Department, University of Montana, 32 Campus Drive, Missoula, MT, 59812 USA.

Las cenizas en el ecosistema suelo

Paulo Pereira^{1,2}, Merche B. Bodí^{3,4}, Xavier Úbeda¹, Artemi Cerdà³, Jorge Mataix-Solera⁴, Vicky Balfour⁵ y Scott Woods⁵

¹ Departament de Geografia Física i Anàlisi Regional, Facultat de Geografia i Història, Universitat de Barcelona, Montalegre, 6, 08001-Barcelona. pereiraub@gmail.com

² Environmental Protection Department, Vilnius Gediminas Technical University (VGTU), Saulėtekio al. 11, LT-10223 Vilnius.

³ Departament de Geografia, Universitat de València, Blasco Ibañez, 28, 4610-València.

⁴ GEA (Grupo de Edafología Ambiental), Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avenida de la Universidad s/n, 03202-Elche, Alicante.

⁵ Ecosystems and Conservation Sciences Department, University of Montana, 32 Campus Drive, Missoula, MT, 59812 USA.

RESUMEN

Este capítulo evalúa el estado de la cuestión del estudio de las cenizas, sus características, y las metodologías empleadas en su muestreo, análisis y tratamiento de los datos. Las ideas expuestas aquí son fruto de investigaciones llevadas a cabo en un campo donde aún son escasos los estudios y los conocimientos fundamentales, lo que impide entender los efectos de las quemadas controladas e incendios forestales en los suelos. En esta compilación de resultados observamos que la temperatura de combustión, tiempo de exposición y especie quemada juegan un papel clave en la severidad alcanzada, la cual a su vez determinará las características físicas y químicas de las cenizas y la recuperación de los ecosistemas afectados por el fuego. Se revisan los métodos y técnicas básicos para poder conocer la el comportamiento físico y químico de las cenizas, con especial atención a la componente hidrológica y la evolución postincendio.

INTRODUCCIÓN

Tras un incendio forestal el suelo queda cubierto por cenizas. A pesar de su reducida masa en el conjunto del ecosistema, las cenizas tienen gran importancia en el control procesos edáficos postincendio. Por ello, la evolución de la zona afectada por el fuego dependerá del tiempo y la forma en que esta capa de cenizas se incorpore al suelo o sean erosionadas. Conocer la evolución postincendio y los factores que determinan los cambios en las cenizas es fundamental para la evolución del ecosistema suelo ya que los procesos erosivos e hidrológicos están íntimamente relacionados con el comportamiento de las cenizas. En el postincendio las cenizas ejercen una función de acolchado, y sin ellas las superficies quemadas son fuente de sedimentos y escorrentías abundantes. Además, en las cenizas se encuentran parte de los nutrientes disponibles para la recuperación de los ecosistemas, y por lo tanto sus propiedades físicas y químicas deben ser estudiadas con detalle. Sin embargo, pocos son los estudios que han tratado las cenizas, y en literatura científica hay una gran carencia de publicaciones al respecto.

En los últimos años, un grupo de investigadores de distintos países y formación han centrado su atención en las cenizas y sus efectos sobre los procesos hidrológicos, erosivos y edáficos. Las investigaciones de Scott Woods, Xavier Úbeda, Artemi Cerdà, Deborah Martin, Jorge Mataix-Solera, John Moody o Stefan Doerr iniciaron nuevas líneas de investigación que ahora

están siendo profundizadas por investigadores jóvenes como Paulo Pereira, Merche B. Bodí, Vicky Balfour o Catalijne Stoof.

Las metodologías de análisis también son escasas y las que existen carecen de alguna uniformidad para que se puedan comparar resultados. Ese es el gran reto de este capítulo, mostrar los métodos y técnicas para el estudio de las cenizas producidas en laboratorio o recogidas tras quemas controladas e incendios forestales. En este capítulo se abordan todas las fases del proceso de investigación, desde el diseño experimental de la parcela para la recolección de muestras, hasta su tratamiento estadístico. Además, se aportan también datos inéditos de algunas investigaciones que permiten detallar el estado del arte del conocimiento científico actual y la orientación de la investigación sobre los efectos de las temperaturas en las propiedades físicas y químicas de las cenizas y los efectos de éstas sobre los procesos edáficos, hidrológicos y erosivos. Otro de los grandes retos de este apartado es que este trabajo sirva de base para otros estudios, con el fin de que los resultados obtenidos sean comparables entre si.

CENIZAS: ¿QUÉ SON?

De una forma simple se puede afirmar que las cenizas son el residuo producido por el fuego o el residuo inorgánico que queda después de la combustión de la materia vegetal (Demeyer et al., 2001; Zhou, 2003; Block y Van Rees, 2004). Otros incluyen el residuo orgánico semipirolizado, derivado de quemas controladas e incendios forestales (Greene, 1988; Naik y Kraus, 1999; Mandre, 2006). Aquí consideraremos como cenizas el residuo orgánico e inorgánico producido por el fuego, fruto de la oxidación de la materia orgánica. No consideraremos cenizas al residuo producido cuando las temperaturas solamente inducen una evaporación del agua existente en las hojas o la madera, dado que en ese caso no ha existido un proceso de combustión, solo de vaporización. En ese caso, otros autores en esta misma obra utilizan el término de hojas o plantas soflamadas (ver Pérez-Cabello et al., 2010).

Los elementos dominantes entre los compuestos orgánicos de las cenizas son el carbono, oxígeno e hidrógeno. Durante la combustión, la materia orgánica libera la energía almacenada en los enlaces químicos de las moléculas orgánicas en forma de energía calorífica. Este proceso ocurre con la oxidación de los compuestos orgánicos, donde el C y el agua son volatilizados. La gasificación de la madera se inicia a 150 °C, se intensifica a 300-400 °C y termina a 800 °C. Existen otros compuestos que no se volatilizan porque necesitan de temperaturas más elevadas para ello. Esos materiales quedan directamente depositados en la superficie del suelo (*bottom ash*) o son arrastrados por el humo y depositados posteriormente (*fly ash*). Las características de las cenizas reflejan las características de la especie vegetal afectada por el fuego, la parte quemada (hojas, cáscaras o ramas), el tipo de suelo, la humedad y las condiciones de combustión (Someshwar, 1996; Steenari y Lindqvist, 1997; Demeyer et al., 2001; Karlton et al., 2008). La madera de especies resinosas como las coníferas, producen menos cenizas que la de especies de angiospermas (Naik y Kraus, 1999) debido a su diferente densidad. Las cenizas son ricas en nutrientes, con la excepción del carbono y el nitrógeno porque se volatilizan a temperaturas

muy bajas. Están compuestas por carbonatos, silicatos, apatita, óxidos, hidróxidos, sulfatos y cloro. Contienen en gran cantidad metales alcalinos, pero también pueden contener un elevado número de metales pesados potencialmente tóxicos (Khanna et al., 1994; Saarsalmi et al., 2004; Kartun et al., 2008).

INTENSIDAD Y SEVERIDAD DE FUEGO

Los conceptos intensidad y severidad de fuego son utilizados como sinónimos para describir los efectos del fuego en el paisaje. Sin embargo, intensidad y severidad significan cosas distintas. Recientemente Keeley (2009) ha realizado una revisión sobre estos conceptos y ha establecido las fronteras entre intensidad y severidad de fuego. Según este autor, la *intensidad* de fuego describe el proceso de combustión física del combustible y hace referencia a la liberación de energía que depende de la temperatura de combustión y el tiempo de residencia de ésta. La *severidad* evalúa los efectos de los incendios forestales en el ecosistema. Son diversas las metodologías empleadas en el estudio de la severidad del fuego: análisis de imágenes de satélite (Verbyla et al., 2008; Lutz et al., 2009; Miller et al., 2009; entre otros), fotos aéreas (Brais et al., 2000), consumo de combustible fino (Matt Davies et al., 2010), cantidad de copa de los árboles consumida (Vega et al., 2008), mortalidad de las plantas (Larson y Franklin, 2005), diámetro de las ramas supervivientes (Moreno y Oechel, 1989), o relacionados con el suelo, como cambios en la estructura, hidrofobicidad, oxidación del hierro y otros efectos relacionados con la descomposición de la materia orgánica (Mataix-Solera y Doerr, 2004; Keeley, 2009). Los estudios efectuados por Guerrero et al. (2007) también desarrollan una metodología eficaz para estimar las temperaturas máximas registradas en el suelo durante un incendio a través de la espectrometría del infrarrojo cercano (ver capítulo 3.1; Guerrero, 2010).

Las propiedades físicas y químicas de las cenizas, especialmente su color y contenido en CaCO_3 , también se emplean para estimar la severidad de fuego (Ulery et al., 1993; Goforth et al., 2005; Smith y Hudak, 2005; Úbeda et al., 2006; Úbeda et al., 2009). Las cenizas recogidas en el campo solo permiten hacer una estimación indirecta de la severidad de fuego, y se acepta que las de color negro son fruto de una baja severidad de fuego, mientras que las blancas aparecen como consecuencia de una alta severidad. Entre ellas existe toda una amplia gama de grises. Úbeda et al. (2009), y mediante quemas en laboratorio de hojarasca de *Quercus suber* a distintas temperaturas (diversos rangos entre 150 y 550 °C) observaron que cenizas de la misma especie, ubicada en lugares distintos, responden de formas distintas a la misma temperatura, lo que añade una gran complejidad. Así, la misma temperatura puede tener impactos distintos en bosques compuestos por las mismas especies. Con cenizas de *Quercus suber*, *Quercus ilex*, *Quercus robur*, *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*, Pereira (2010) comparó los colores de las cenizas obtenidas en laboratorio con las recogidas después de quemas controladas e incendios forestales. Y con ese estudio ha establecido una tabla que permite conocer la evolución del color de las cenizas a lo largo de un gradiente de temperatura, lo que permite estimar las temperaturas a las que se ha producido la combustión en incendios forestales.

OBTENCIÓN DE CENIZAS

Producción de cenizas en laboratorio

Las muestras del combustible para producir las cenizas en el laboratorio se deben tomar allí donde las especies objeto de análisis sean dominantes. Se debe tomar la muestra de una superficie de al menos unos 15 m², donde la hojarasca de la especie en estudio sea la más abundante. Las hojas deberán ser guardadas en una bolsa de plástico para su transporte al laboratorio. Las quemas en la mufla se repetirán hasta disponer de la suficiente cantidad de muestra.

Si se pretende estimar el efecto de una quema controlada se deben de recoger las muestras en otoño y primavera, pero si el objetivo es observar los potenciales efectos de un incendio, el verano es la estación más apropiada. También es necesario tomar muestras de suelo para determinar sus características, así como analizar los compuestos químicos existentes en el tejido vegetal. Seguir este protocolo es fundamental para comparar distintos ecosistemas, pues la inflamabilidad de las hojas puede estar relacionada con sus características físicas (Úbeda et al., 2009).

En el laboratorio, las hojas de la especie a considerar deberán ser separadas de las hojas de otras especies y de las pequeñas ramas. Se deben lavar con agua destilada y dejadas secar durante un periodo de 24 horas a temperatura ambiente. En algunos estudios se recomienda el secado en horno a 105 °C. Sin embargo, esto último no es muy aconsejable, porque como se han comprobado, el contenido de humedad de la hoja influye en la inflamabilidad (Nuñez-Regueira et al., 1996, 1997). Una vez secas, las muestras se someten a distintas temperaturas durante periodos de dos horas (Stark, 1977; Gray y Dighton; 2006; Pereira y Úbeda, 2010). En Úbeda et al., (2009) se muestra como la pérdida de masa (LOI%) es un parámetro eficiente para estimar los efectos de la temperatura. Este parámetro se obtiene mediante el pesado de las muestras de hojas antes y después de someterla a una determinada temperatura. En este caso, es importante utilizar siempre el mismo recipiente, pues se ha comprobado que muestras similares sometidas a la misma temperatura en recipientes de diferentes dimensiones afecta a los resultados finales. Así, es importante utilizar un recipiente que no sea muy hondo, lo más plano posible, para que la temperatura dentro de la mufla pueda tener los efectos más homogéneos.

Otro aspecto a tener en cuenta es la cantidad de muestra a utilizar. Deberán ser cantidades muy semejantes y los recipientes se deberán colocar en el centro de la mufla. Todos estos procedimientos deberán ser tomados muy en cuenta, ya que la combustión de la muestra determinará las propiedades físicas y químicas de las cenizas. Después de retirar las muestras, deben dejarse enfriar y colocarse en una bolsa de plástico, guardándolas a continuación en un lugar protegido de la humedad.

Muestreo de cenizas en el campo

El muestreo de cenizas en quemas controladas e incendios forestales es una tarea compleja, especialmente en espacios donde la severidad fue elevada. Antes de empezar a muestrear es muy importante realizar un diseño experimental que permita la repetición de la toma de muestras semanas, meses o años después. Hasta el momento se han realizado pocos muestreos de cenizas, por lo que es posible que se produzcan innovaciones en los próximos años. Uno de los temas

menos tratados es el de la distribución temporal y espacial de las cenizas. Sabemos muy poco del tiempo que permanecen las cenizas sobre el suelo, y menos de cómo cambian sus propiedades y su espesor. Ha sido frecuente la toma de muestras a lo largo de un transecto o siguiendo una retícula perdedeterminada (Figura 1). Una opción es la realización de transectos de 25 m, muestreando cada metro el espesor de la capa de cenizas, aunque para ganar precisión se puede muestrear cada 10 cm. El muestreo y la medida de la profundidad deben realizarse a una distancia razonable de la cinta (por ejemplo, 5 cm) para evitar que la instalación de la cinta haya modificado la profundidad de las cenizas y sus propiedades. Se aconseja realizar esta medida ladera abajo, o bien utilizando retículas que delimiten tramo alto, medio y bajo de las laderas para conocer la distribución de las cenizas en distintas posiciones geomorfológicas. Es posible utilizar simplemente una cinta calibrada de 1 m para no alterar las cenizas en la colocación de la cinta métrica de 25 metros. Este tipo de muestreo se puede llevar a cabo en cuencas de drenaje, para lo que aconsejamos tomar varios transectos entre la cima y el valle.

El muestreo mediante retículas ayuda a conocer la variabilidad espacial de las cenizas, su profundidad y sus propiedades (Pereira y Úbeda, 2010; Pereira, 2010). El muestreo debe ser diseñado según la escala de análisis. Por ejemplo, en un incendio forestal en Portugal se ha utilizado una parcela de $9 \times 27 \text{ m}^2$, muestreando de 3 en 3 metros (40 muestras). En el incendio de 2004 de Sierra Calderona en Valencia se muestreó cada metro siguiendo transectos a lo largo de las laderas (Figura 1). En una quema controlada en Cataluña se muestreó siguiendo una retícula de $40 \times 70 \text{ m}$ (43 muestras) con 10 m de distancia entre puntos.

Según Voltz y Webster (1990), para identificar la estructura espacial de las propiedades de las cenizas son necesarias como mínimo 100-150 muestras. Sin embargo, muchos otros estudios trabajaron con menos muestras y tuvieron resultados satisfactorios (Robichaud y Miller, 1999; Jalali, 2007; Guerra et al., 2007). El número de muestras depende del criterio del investigador, de la escala y de la resolución que se pretende dar al estudio. Los resultados obtenidos con 30-40 muestras son de calidad suficiente.



Figura 1. A la izquierda, área donde se han realizado los análisis mediante un transecto en un incendio ocurrido en Sierra Calderona, España. A la derecha, la retícula utilizada para el muestreo de un incendio ocurrido en Casal do Sapo, Portugal.

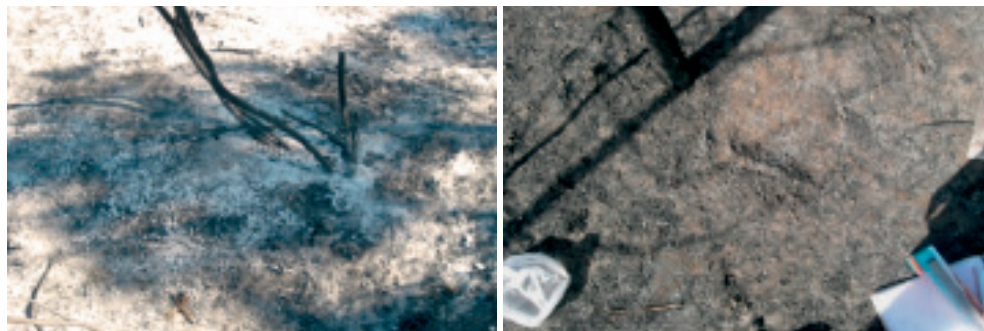


Figura 2. A la izquierda, vista de la superficie donde el incendio fue de elevada severidad (cenizas blancas). A la derecha, un ejemplo del muestreo de cenizas, en este caso de color oscuro.

Debemos llamar la atención sobre el hecho de que estos muestreos son destructivos, y que para poder repetirlos se debe realizar al menos a 1 metro de distancia del muestreo anterior, y con mucha precaución para no alterar la zona. Para ello se debe caminar por la zona ya muestreada y no salirse del terreno pisado durante el anterior muestreo (< 1 m) para poder utilizar la zona colindante en el muestreo. En definitiva, los puntos de muestreo deben ser seleccionados con distancia suficiente para que se puedan recoger muestras en un punto sin dañar el otro. A la hora de muestrear las cenizas (Figura 2), la recogida de muestras es una tarea que deberá realizar con gran cuidado ya que cuando la capa de cenizas es muy somera, es difícil de muestrear. Se sugiere que se haga con cuchara o espátula de laboratorio y un pincel para que evite el peligro de mezclar la ceniza con el suelo mineral.

En el análisis del área de estudio hay que tener en cuenta la topografía y la exposición. Normalmente, en el hemisferio norte, las laderas sur y oeste suelen estar afectadas por una severidad de fuego más elevada, pues el contenido de humedad es más bajo y la inflamabilidad del combustible es más elevada debido a la mayor incidencia de la radiación solar, como han indicado algunos estudios (Kushla et al., 1997; Alexander et al., 2006). No obstante, las laderas norte en zonas mediterráneas presenta mayor biomasa y por lo tanto la posibilidad de alcanzar una mayor intensidad de fuego. También la localización y estación en la que se ha realizado la quema controlada o haya tenido lugar el incendio, así como el sentido de desplazamiento del fuego tienen implicaciones sobre la severidad que se producirá. Si las pendientes son muy acusadas y el fuego evoluciona desde el valle, subiendo la pendiente, el calor liberado por las llamas induce a un calentamiento de la vegetación antes de ser consumida, evaporando la humedad que contienen, facilitando la propagación del fuego, que también las afecta con más severidad, debido a la menor cantidad de energía necesaria para iniciar el proceso de combustión. Por otra parte, las laderas son áreas más secas que los fondos de valle y zonas llanas debido a la pérdida de agua por flujos superficiales y subsuperficiales (Viegas, 2004; Maingi y Henry, 2007). Todo ello influirá en las propiedades de las cenizas y debemos conocer esa información para realizar un muestreo adecuado.

Después de recoger las muestras se deberán guardar en bolsas de plástico, transportarse al laboratorio y almacenarse en un lugar seco. También es necesario tomar fotografías e identificar

las especies afectadas en cada punto de muestreo. Varios estudios (Pereira et al., 2009; Úbeda et al., 2009; Pereira, 2010) demuestran que las especies responden de manera diferente a la misma temperatura, observándose diferentes severidades, lo que permite esperar efectos diversos en las propiedades de las cenizas. Así, en muchos casos, el tipo de especie que se quema y las condiciones ambientales son la clave para entender la distribución espacial de los nutrientes. Este hecho ha sido observado en algunos casos en cenizas recogidas en quemadas controladas e incendios forestales, lo que se completó con simulaciones de incendios en laboratorio (Pereira, 2010).

FÍSICA Y QUÍMICA DE LAS CENIZAS

Las características físicas de las cenizas son claves en el estudio de la evolución postincendio porque determinan el tipo y cantidad de elementos liberados (Jacobson et al., 2004, Pitman, 2006; Augusto et al., 2008). Las propiedades de las cenizas dependen esencialmente del tipo de material quemado y del régimen de combustión bajo el que se producen (Zhou, 2003). En cuanto a la granulometría, las partículas que forman las cenizas pueden tener un variado tipo de formas y tamaños (Van Loo y Koopejan, 2008). De acuerdo con las clases granulométricas establecidas por la USDA y FAO, las partículas de cenizas están entre las arcillas y arena gruesa (Naik y Kraus, 1999; Demeyer et al., 2001; Zhou, 2003). Algunos resultados de estudios sobre los tamaños de las partículas de las cenizas se muestran en la tabla 1.

El tamaño de partícula de las cenizas es una propiedad muy importante porque determinará como se incorporaran al suelo. Las partículas de ceniza con menor tamaño se pueden

Tabla 1. Tamaño de partícula de las cenizas producidas a partir de distintas maderas. *Fa*, fly ash; *Ba*, bottom ash.

T (oC)	Especie/fuente	Tipo	Tamaño	Autor
-	<i>Populus tremuloides</i>	-	0,3 mm	Kinner y Moody (2007)
-	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	-	0,3 mm	Kinner y Moody (2007)
-	<i>Pinus ponderosa</i>	-	1 mm	Kinner y Moody (2007)
538-1093	<i>Pinus contorta</i>	-	230 μ m	Etiégni y Campbell (1991)
-	<i>Picea Abis</i>	-	<3 mm	Asikainen y Pulkkinen (1998)
-	Residuos de madera	<i>Fa</i>	<0,25 mm	Hasler y Nussbaumer (1998)
-	Residuos de madera	<i>Fa</i>	<19,1 mm	Naik y Kraus (1999, 2003)
-	Residuos de madera	<i>Ba</i>	<25,4 mm	Naik y Kraus (1999, 2003)
-	Residuos madera	-	0,01-2 mm	Zhou (2003)
525	<i>Abies concolor</i> , <i>Pinus ponderosa</i>	-	<20 μ m	Thy et al. (2006)
800-1000	<i>B. verrucosa</i> , <i>Salix spp.</i> <i>P. sylvestris</i>	<i>Fa</i>	<0,25 mm	Rönkkömäki et al. (2008)
800-1200	Residuos de madera	<i>Fa</i>	<1,0-2,0 mm	Pöykiö et al. (2009)
800-1200	Residuos de madera	<i>Ba</i>	<4,0-8,0 mm	Pöykiö et al. (2009)

incorporar rápidamente a la matriz del suelo, pero también serán transportadas fácilmente por los agentes erosivos, especialmente el agua. Las cenizas más finas presentan menor porosidad, lo que las convierte en ocasiones en impermeables y potencian la formación de costras sobre la superficie del suelo mineral. Por otra parte, las cenizas funcionan como un excelente cemento entre partículas porque tienen una adhesividad muy elevada que causa un endurecimiento del suelo con implicaciones importantes en su erosión tras el incendio (Karlton et al., 2008).

La densidad de las cenizas depende de la especie quemada. De acuerdo con Etiégni (1990), cuanto mayor es el contenido en C, menor es la densidad. Se ha comprobado en algunos estudios con cenizas creadas en laboratorio que el contenido de carbono total (TC) en las cenizas disminuye con el incremento de la temperatura de combustión (Pereira et al., 2008), por lo que la densidad de las cenizas aumenta con la temperatura de exposición (Pereira, 2010), muy probablemente por la formación de CaCO_3 . A temperaturas de 500-550 °C, el contenido de TC era muy reducido. Naik y Kraus (2003) identificaron que la densidad aparente de *fly ash* era de 0,55 g cm^{-3} , mientras que la densidad media de *bottom ash* era de 0,83 g cm^{-3} y oscilaba entre 0,66-0,98 g cm^{-3} . También Huang et al. (1992) observaron que las cenizas de madera tenían una densidad de 0,27 g m^{-3} . Estudios realizados por Cerdà y Doerr (2008) registraron que la densidad real de las cenizas recogidas en un incendio en Serra Calderona oscilaron entre 2,40 y 2,65 g cm^{-3} y la densidad aparente entre 0,29 y 0,62 g cm^{-3} .

La presencia de cenizas puede alterar profundamente la textura del suelo, la circulación de aire y la capacidad de retención de agua (Demeyer et al., 2001). Los estudios apuntan a un aumento de la capacidad de retención de agua, una reducción de la hidrofobicidad en el suelo si las cenizas que se incorporan son blancas, una mayor estabilidad de los agregados, adhesividad y consecuente reducción del riesgo de erosión del suelo (Adriano y Weber, 2001; Block y Van Rees, 2004; Hartmann et al., 2009).

Existen pocos estudios sobre los efectos de las cenizas en las propiedades físicas del suelo, pero sabemos que la presencia de una capa de cenizas en el suelo con alta capacidad de retención de agua retrasa y reduce la escorrentía superficial (Cerdà, 1998; Kinner y Moody, 2007; Leighton-Boyce et al., 2007; Cerdà y Doerr, 2008; Woods y Balfour, 2008; Larsen et al., 2009; Zavala et al., 2009; Kinner y Moody, 2010). Cerdà y Doerr (2008) calcularon una capacidad de retención de agua en la capa de cenizas inmediatamente después del incendio de 2004 en la Sierra Calderona, provincia de Valencia. Los autores midieron tasas de escorrentía 18 veces más baja en puntos cubiertos por una capa de cenizas y 25 más bajas sobre cenizas y acículas de *Pinus halepensis*, respectivamente, que sobre la superficie de suelo mineral sin cenizas. Igualmente, el transporte de sedimentos fue dos veces menor en el primer caso respecto al segundo. Woods y Balfour (2008) también observaron una mayor retención de agua de la capa de cenizas. Por otra parte, algunos estudios apuntan que las cenizas pueden obstruir los poros del suelo, sobre todo al expandir su volumen en contacto con el agua o al formar una costra sobre la superficie del suelo (Mallik et al., 1984; Gabet y Sternberg, 2008; Onda et al., 2008). También se ha comprobado que las cenizas generadas a baja temperatura, y de algunas especies concretas como *Pinus halepensis* y *Quercus coccifera*, pueden ser repelentes al agua (Bodí et al., 2009), factores que resultan en un incremento de la escorrentía (Figura 3).

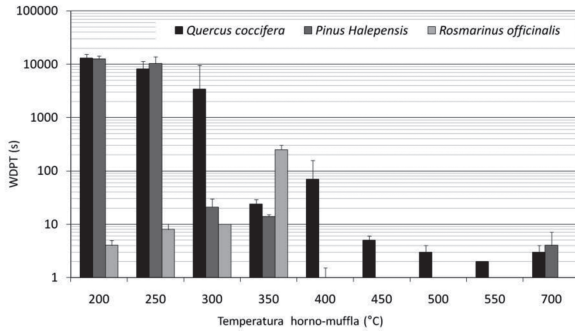


Figura 3. Hidrofobicidad de las cenizas de *Quercus coccifera*, *Pinus halepensis* y *Rosmarinus officinalis*, a diferentes temperaturas de exposición.

Las cenizas pueden proteger el suelo contra el impacto de la gota de lluvia y reducir la concentración de sedimentos en la escorrentía, y por tanto la erosión (Kinner y Moody, 2007; Cerdà y Doerr, 2008; Woods y Balfour, 2008; Larsen et al., 2009; Zavala et al., 2009). Pero las cenizas también pueden ser una fuente de sedimentos al ser arrastradas después de un incendio y se ha comprobado que pueden favorecer los deslizamientos en masa (Cannon et al., 2001; Bookter, 2006; Burns, 2007;

Reneau, 2007). No obstante, las respuestas postincendio pueden ser muy variables dependiendo del régimen de precipitaciones, y sobre todo del espesor de la capa de cenizas, la temperatura de combustión y la especie afectada, que condicionarán las propiedades físico-químicas del suelo y las cenizas (Kinner y Moody, 2007; Balfour y Woods, 2008).

Entre los resultados de los estudios de las propiedades químicas de las cenizas destaca su elevado pH, que puede llegar a valores de 12-13. La temperatura y severidad así como las características del tipo de combustible quemado determinarán sus propiedades químicas y como consecuencia su pH. Este elevado pH se debe en gran medida a la gran cantidad de óxidos, hidróxidos y carbonatos (Raison y McGarity, 1980; Etiégni y Campbell, 1991; Henig-Sever et al., 2001; Block y Van Rees, 2004; Augusto et al., 2008; Dahl et al., 2008; entre otros). El pH es bastante variable de acuerdo con la temperatura de combustión, especie quemada y tiempo de exposición. Normalmente, evidencia un incremento, con la temperatura y las *Pinaceae* suelen tener un pH más elevado que los *Quercus* a temperaturas similares. Sin embargo pueden ser encontradas importantes diferencias entre la misma especie ubicada en diferentes ecosistemas (Pereira, 2010).

El efecto mineralizador de las temperaturas produce cenizas que liberan soluciones con una conductividad eléctrica (EC) bastante elevada, como apuntan diversos estudios (Pöykiö et al., 2008; Nurmesniemi et al., 2008; Dahl et al., 2008; entre otros). Sin embargo como en el pH, la temperatura de combustión determina la cantidad de iones liberada. Estudios efectuados por Pereira (2010) demostraron que en la hojarasca de *Quercus suber*, *Quercus ilex*, *Quercus robur*, *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*, la salinidad de las soluciones no se ve incrementada substancialmente a reducidas temperaturas de exposición (150-300 °C). A partir de esta temperatura, se verifica un incremento substancial a los 400-450 °C, y disminuye a los 550 °C. Esta reducción de la EC en las cenizas producidas a temperaturas más elevadas es consecuencia de su composición mineral ya que las cenizas generadas a temperaturas elevadas son ricas en CaCO₃. Por una parte, este mineral presenta una solubilidad muy reducida, particularmente en soluciones con un pH bastante elevado y en la interacción con otros cationes en solución como Mg²⁺, Mn²⁺ y Fe²⁺ (Arvidson et al., 2003; Dolgaleva et al., 2005; Vinson et al., 2007; Harstad y Stipp, 2007; Ruiz-Agudo et al., 2009). Steenari y Lindqvist (1997) observaron que el

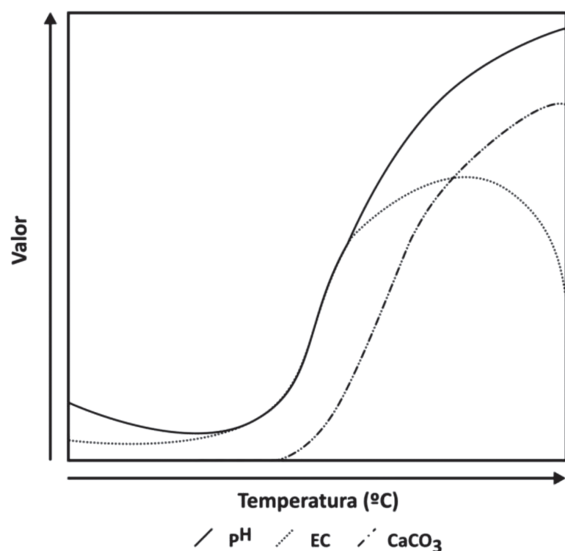


Figura 4. Modelo de Evolución del pH, Conductividad Eléctrica (EC) y CaCO_3 en las cenizas con la temperatura de exposición.

CaCO_3 presenta una solubilidad 100 veces menor que el óxido de Calcio (CaO). Por otra parte, el CaCO_3 tiene una gran capacidad de capturar iones en sus superficies a través de procesos de absorción, adsorción y precipitación (Zachara et al., 1991; Ettler et al., 2006; Alexandratos et al., 2007). Este mecanismo se intensifica al incrementarse el pH (Karageorgiou et al., 2007). También se ha podido comprobar que con valores de pH de 7-10 la carga superficial del CaCO_3 disminuye (Somasundaran y Agar, 1967; Wolthers et al., 2008), facilitando el proceso de captura de elementos en solución. Este proceso complejo de reducida solubilidad del CaCO_3 y atracción de los elementos en solución, puede explicar la disminución de la EC en las

cenizas producidas a elevadas temperaturas. En la Figura 4 se presenta el modelo teórico de evolución del pH, EC y CaCO_3 con la temperatura de exposición.

La composición química de las cenizas incluye mayoritariamente Ca, Mg, K, Si y P. Sin embargo, puede tener cantidades apreciables de algunos micronutrientes, como Al, Mn, Fe y Zn (Khanna et al., 1994; Etiégni y Campbell, 1991). El tipo y cantidad de elementos depende esencialmente del tipo de combustible y temperaturas a que fue expuesto (Misra et al., 1993; Demeyer et al., 2001). Durante una quema controlada o incendio forestal los nutrientes se pueden perder por volatilización (pérdida directa) o ser evacuados en las cenizas con el humo, y ser depositados en el suelo (pérdida indirecta). Sin embargo, con la excepción de C y N, son necesarias temperaturas muy elevadas para que la mayoría de los elementos se pierdan directamente en la atmósfera: Ca, >1240 °C; Mg, >1107 °C; Na, >880 °C; K, >774 °C; Al, >2467 °C; Mn, >1962 °C; Fe, >3000 °C; Zn, >907 °C; Cu, >2927 °C; Ba, >3297 °C; Mo, >4639 °C; Pb, >1750 °C; Ni, >2913 °C; Cr, >2971 °C y Cd, >767 °C. En relación a otros elementos, la volatilización del P se inicia a 774 °C (Weast, 1988). Sin embargo, otros autores identificaron pérdidas de este nutriente en fuegos de reducida intensidad por volatilización o incorporadas en las cenizas y humo (Raison et al., 1985; Gillon y Rapp, 1989). Giovannini y Lucchesi (1997) observaron que el P orgánico se volatiliza a temperaturas superiores a 300 °C. Según Weast (1988) el S empieza a volatilizarse a temperaturas cercanas a los 440 °C, y, como C y N, disminuye su concentración con el grado de combustión de la materia orgánica debido a su reducida temperatura de vaporización (Raison et al., 1985). Existen otros estudios que identifican pérdidas de S importantes a 200-300 °C en quemas experimentales (Wright y Bailey, 1982; Kauffman et al., 1998). Sin embargo, en relación a

este elemento, los estudios son bastante contradictorios ya que las pérdidas dependen de la temperatura a que se inicia su volatilización. Misra et al. (1993) y Naylor y Schmidt (1989) observaron que el S solamente empieza a ser vaporizado a temperaturas entre los 1000 y 1200 °C.

Como ya se ha mencionado, en algunos elementos la temperatura de volatilización es muy elevada y por eso su pérdida directa probablemente solo podrá ocurrir en incendios de elevada intensidad. Sin embargo, la aplicación de una quema o un incendio forestal supone siempre alguna pérdida de nutrientes, aunque sea en reducidas cantidades (Neary et al., 2005), que puede ser por evacuación con el humo o en forma de cenizas. Así, se puede afirmar que dependiendo de la temperatura de combustión, los nutrientes se quedan o no en las cenizas, lo que condicionará sus propiedades y posterior evolución. Otro aspecto importante es que el fuego es un agente mineralizador de la materia orgánica y deja los nutrientes disponibles para su asimilación, de ahí que muchas veces el fuego supone una fertilización del suelo.

Pereira (2010) ha observado que en cenizas de diversas especies producidas en laboratorio a una temperatura de 150-300 °C, el pH varía entre 4 y 6, y en estas condiciones algunos micronutrientes pueden ser liberados en mayor cantidad. Este es el caso del Al^{3+} o Mn^{2+} ; a temperaturas medias de exposición (350-400 °C) con pH de 7-8, Ca^{2+} y Mg^{2+} presentan una solubilidad más elevada. Sin embargo, hay que tener en cuenta que existen en algunos casos diferencias entre especies y ecosistemas (Úbeda et al., 2009). Cuando las temperaturas superan los 400 °C la formación de cenizas con $CaCO_3$ induce una gran complejidad en la dinámica de los elementos, debido a la captura selectiva que se ejerce sobre ellos. Aquellos con una valencia más elevada y con radio iónico más reducido que el Ca^{2+} son más fácilmente capturados. Normalmente se registra una importante reducción de los microelementos en solución (también debido a los valores de pH más elevados) y de los cationes como Ca^{2+} y Mg^{2+} , mientras que en el caso del Na^+ y del K^+ existen casos donde se observa una reducción y otros donde no se ven afectados. Esto se debe a los diferentes efectos que el $CaCO_3$ puede tener en la captura de estos nutrientes.

El caso del P es muy particular, porque su ventana de solubilidad es muy reducida, situándose entre el pH de 6,5 y 7,5 (Varennes, 2003). Así, con valores de pH más bajos precipita con algunos micronutrientes como Al^{3+} , Mn^{2+} y Fe^{2+} , creando algunos compuestos insolubles. A valores más elevados precipita con Ca^{2+} y Mg^{2+} , formando también compuestos insolubles. Así se verificó que su amplitud de disolución es mayor entre los 300-350 °C. Además, el P es fácilmente capturado por las superficies de $CaCO_3$ (Karageorgiou et al., 2007; Pereira, 2010). Por otra parte, existen elementos que son liberados con más facilidad en las cenizas. Nieminen et al. (2005) clasifica al K, Na y S como elementos de elevada solubilidad, mientras que al Ca, Mg y P como de "menor solubilidad". Khanna et al. (1994) han observado que el K, S y B son rápidamente solubles, Ca, Mg, Si y Fe relativamente insolubles y P como altamente insoluble.

Hay que considerar que en todos estos casos el material vegetal, la temperatura de combustión y el tiempo de exposición van a determinar las características físicas y químicas de las cenizas, y tendrán implicaciones importantes en el tipo y cantidad de elementos liberados. La intensidad y severidad a que se producen las cenizas, así como su pH, son parámetros clave para entender el contenido y la liberación de los elementos de las cenizas, después de una quema controlada o incendio forestal.

ANÁLISIS DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LAS CENIZAS

Las cenizas son materiales granulares, porosos y permeables que muy a menudo presentan similitudes con las propiedades físicas de los suelos minerales. Por ello, los métodos oficiales utilizados en el laboratorio y el campo para el análisis de suelo se han aplicado a las cenizas procedentes de incendios forestales (Bookter, 2006; Goforth et al., 2005; Cerda y Doerr, 2008; Woods y Balfour, 2008; Moody et al., 2009). Sin embargo, existen algunas diferencias importantes entre las cenizas y el suelo que pueden requerir la modificación de los métodos estándar para analizar de forma correcta las propiedades físicas e hidrológicas de las cenizas. En algunos casos, los métodos empleados para los suelos minerales no son adecuados para las cenizas. A continuación se presentan los métodos para determinar las propiedades físicas e hidrológicas de las cenizas, como la granulometría, densidad aparente, densidad de la partícula, porosidad, conductividad hidráulica, sortividad y capacidad de retención de agua. Si bien los métodos utilizados responden a métodos oficiales o estándar, ampliamente conocidos, cuando son modificados para su uso con cenizas se describen con meticulosidad.

Pérdida de masa (LOI%)

El LOI (%) es un parámetro muy fácil de estimar a partir de aplicar distintas temperaturas en el laboratorio. Para ello, se pesa la muestra antes de ser sometida a la mufla y después del tiempo de exposición se pesa el residuo, y con ello se calcula la pérdida de material expresada como porcentaje.

Color de las cenizas

Otra de las propiedades que se emplean para analizar las características físicas de las cenizas es su color. Es un método sencillo, eficaz y de bajo coste. Después de exponer las hojas a una determinada temperatura, se procede a la pulverización de 1 gramo de muestra durante 2 minutos, para que se torne homogénea. Con una cuchara se selecciona un poco de muestra y determinamos su color de acuerdo con las tablas Munsell (Munsell Color Co., 1975). Después de identificar el color se hace una clasificación de la severidad del fuego. Con las cenizas recogidas en el campo el procedimiento es idéntico. Sin embargo hay que tener en cuenta que las respuestas de las especies ubicadas en diferentes ecosistemas son diversas y para que nuestra comparación entre los resultados en laboratorio y en el campo sea correcta es necesario que las muestras para simulaciones en laboratorio sean recogidas en el mismo ecosistema donde se ha producido o producirá la quema o incendio forestal. La ventaja de este método es que permite observar la evolución del color de acuerdo con la temperatura de exposición y la especie vegetal. También se obtiene el valor croma que es otro parámetro clave para estimar la severidad. El valor croma de las cenizas puede aumentar o disminuir dependiendo si recogemos cenizas en una quema controlada o incendio forestal. Normalmente en quemas controladas, que se caracterizan por su reducida intensidad/severidad, en algunos puntos las hojas no se consumen totalmente y presentan un color amarillo-marrón. El término "soflamadas" puede ser el adecuado en estos casos en los que se produce la vaporización del agua (ver capítulo 4.1; Pérez-Cabello et

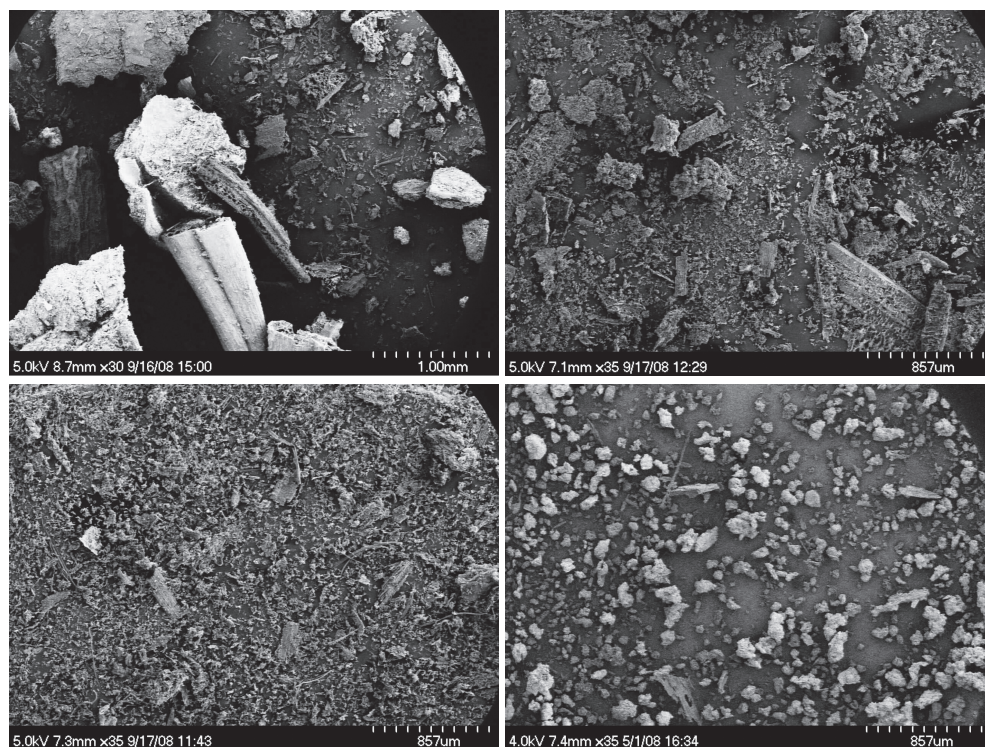


Figura 5. Cambios en la micromorfología de las cenizas con el aumento de la temperatura de combustión como se muestra en las imágenes. De izquierda a derecha y de abajo arriba: 300 °C, 500 °C, 700 °C, y 900 °C.

al., 2010). En otras ocasiones las cenizas presentan un color negro. En incendios forestales encontramos cenizas negras indicadoras de una severidad más baja que las grises o blancas, que presentan una intensidad (*chroma*) más elevada que las anteriores.

Granulometría

El tamizado es el método más común para determinar el tamaño de las partículas de tamaño comprendido entre limo grueso y arena gruesa. La textura puede determinarse también a través de métodos gravimétricos como la pipeta y métodos hidrométricos (Gee y Or, 2002). Sin embargo, otros métodos más modernos como la difracción láser ofrecen una técnica simple y más precisa para analizar el tamaño de las partículas de cenizas y suelos.

El tamizado es una técnica frecuentemente utilizada para la determinación del tamaño de partículas entre 50 y 2000 μm (Gee y Or, 2002). Esta técnica es particularmente útil para determinar la distribución del tamaño de las partículas de las cenizas muestreadas en incendios de baja severidad (cenizas negras), que presentan tamaños de partícula entre los umbrales antes apuntados. Gee y Or (2002) presentaron un protocolo de preparación y tamizado de la muestra. La aplicación de presión sobre las muestras para romper los agregados no es lo más recomendable en el caso

de las cenizas dada la naturaleza friable de las partículas de carbonatos que contienen. Pero esto también significa que los agregados de partículas de cenizas no se desagregarán. La determinación del tamaño de partículas de las cenizas mediante la tamización es muy limitada, porque frecuentemente las partículas de cenizas producidas a temperaturas elevadas poseen un tamaño menor de 50 μm . Sin embargo, el método del tamiz es muy eficiente cuando se combina con métodos gravitacionales que pueden determinar mejor las fracciones limos y arcilla. Una de las limitaciones del tamizado de todos los tipos de cenizas es el hecho de que la precisión del método es reducida cuando la muestra está compuesta por partículas no esféricas, que pueden quedar atrapadas en la malla del tamiz. Los resultados que se han obtenido a través del método de microscopía de escaneo electrónico indican que las partículas de cenizas son en su gran mayoría irregulares y con formas aplanadas (ver Figura 5), por lo que muy probablemente pueden quedar atrapadas en la malla del tamiz, lo que induce a errores en la clasificación de la dimensión de las cenizas.

Método hidrométrico (pipeta)

La teoría del método hidrométrico está basado en la ley de Stokes, la cual indica que la velocidad de caída de una partícula es proporcional al cuadrado de su radio. Mediante una pipeta calibrada se cuantifica la concentración decreciente de sedimentos en suspensión a partir de una muestra en suspensión, lo que permite determinar las proporciones existentes en cada clase (arcilla, limo y arena). Así, la textura de un suelo puede determinarse utilizando la clasificación estándar de la USDA (1994). Sin embargo, el método de la pipeta no es muy preciso para muestras de cenizas debido a: i) la incertidumbre en la densidad de las partículas, y a la gran variabilidad en la velocidad de deposición; ii) algunos componentes de las cenizas flotan en el agua; iii) otros se disuelven; y iv) las partículas de cenizas se desvían, incluso más que las partículas del suelo, de la suposición, inherente a la ley de Stokes, de que las partículas son esféricas. Las aproximaciones teóricas en este aspecto apuntan a que las diferencias en la caída de las partículas puede ser substancial. Por ejemplo, la velocidad de caída de una partícula con una forma de disco (relación entre el diámetro del disco y su altura = 0,01) es 5% del de una partícula esférica del mismo volumen (Gee y Or, 2002). En las muestras de suelos, la suposición de partículas esféricas sobrevalora la proporción de elementos finos en las muestras (Lu et al., 2000), y errores similares se deben esperar en las muestras de cenizas. La primera de las limitaciones se puede superar parcialmente si conocemos la densidad de las partículas de cenizas. Las siguientes secciones de este capítulo sobre la densidad aparente, la densidad de las partículas y la porosidad, muestran una guía de cómo medir la densidad de las partículas directamente.

Sería posible adaptar el método hidrométrico para su uso con baja densidad y cenizas parcialmente solubles con el uso de un fluido que: i) presentara una densidad específica suficientemente baja para asegurar que todas las partículas solubles de cenizas se sedimenten; y ii) no fuera un disolvente para las partículas de ceniza. Sin embargo, sabiendo que las cenizas son una mezcla de componentes químicos altamente variable y compleja, la identificación de un fluido apropiado sería extremadamente difícil, y las mediciones requerirán una continua calibración del método de la pipeta para cada tipo de ceniza. En cualquier caso, no se solucionaría el problema inherente de la falta de esfericidad de las partículas de ceniza.

Difractometría láser

En los últimos años se ha producido un aumento del interés en el uso de la difractometría láser para analizar el tamaño de las partículas del suelo (McCave et al., 1986; De Boer et al., 1987; Beuselinck et al., 1998; Buurman et al., 2001; Eshel et al., 2004; Pieri et al., 2006), y creemos fehacientemente que este es el mejor método para determinar la distribución de partículas para las cenizas. Este método es más eficiente que los métodos anteriores de tamizado y pipeteo (GooSENS, 2008; Di Stefano et al., 2010). El principio de la difractometría láser se basa en que una partícula de suelo refracta luz en un ángulo inversamente proporcional al tamaño de la partícula. Al pasar un haz paralelo de luz monocromática a través de la suspensión del suelo y medir la intensidad del haz refractado a lo largo de un rango de ángulos se puede determinar la proporción relativa de las diferentes fracciones. Se utilizan dos teorías de las difracciones. La difracción de Fraunhofer y la teoría Mie. Una suposición clave en ambas teorías es que las partículas son esféricas, y como el tamaño de las partículas que el método genera es un diámetro esférico óptico este es fruto del diámetro de una esfera con una sección equivalente a la medida. En los materiales dominados por partículas no esféricas esto puede desembocar en errores significativos en la estimación del tamaño de las partículas. Diferencias apreciables se pueden encontrar en los suelos ricos en arcilla, ya que la difractometría láser puede subestimar o sobrestimar la fracción arcilla en relación con los métodos tradicionales dependiendo de la mineralogía y morfología de las partículas de arcillas (Beuselinck et al., 1998). Otros temas que necesitan ser tenidos en cuenta cuando se utiliza la difractometría láser para analizar el tamaño de las partículas son los métodos utilizados para dispersar la muestra antes del análisis, la duración de la medida y la velocidad de paso de la muestra por el sensor. La dispersión de la muestra se puede alcanzar químicamente, mediante el uso de una solución de hexametafosfato de sodio (Calgon) o físicamente mediante ultrasonidos, o bien mediante la combinación de ambos métodos. A mayor tiempo de exposición mayor la dispersión, pero también aumenta el riesgo de la rotura de partículas (Chappell, 1998). La aplicación de ultrasonidos durante 3 minutos sin uso de Calgon muestra un buen resultado entre la eficiencia del método y la tasa de dispersión en suelos arenosos (Chappell, 1998). Debido a que las arcillas contienen partículas relativamente frágiles, la rotura durante la dispersión por ultrasonidos puede ser un grave problema en los análisis de los suelos minerales. Con las cenizas estos problemas son aún mayores. Un estudio previo de las muestras de cenizas debe determinar el tiempo máximo de dispersión para alcanzar un resultado óptimo.

A continuación mostramos un ejemplo del uso de estas técnicas. En un estudio del efecto de la temperatura de combustión sobre las propiedades de la ceniza procedente de madera se cuantificó la distribución de tamaños de las muestras de cenizas procedentes de *Pinus contorta*, *Pinus Ponderosa* y *Pseudotsuga menziesii* a temperaturas de 300, 500, 700 y 900 °C. El aparato utilizado fue el difractorómetro Malvern Mastersizer 2000 (Malvern Instruments Ltd., Malvern, Reino Unido). Las muestras fueron preparadas mediante la puesta en remojo de 5,5 g de cenizas en 1 L de hexametafosfato de sodio durante 24 horas y la aplicación de ultrasonidos durante 1 minuto antes de cada medición. Previamente se había comprobado mediante algunas pruebas con una duración de 3 minutos, y no aparecieron diferencias entre muestras, lo que apunta a que no se produjo rotura de las partículas como consecuencia de la aplicación de ultrasonidos. La mues-

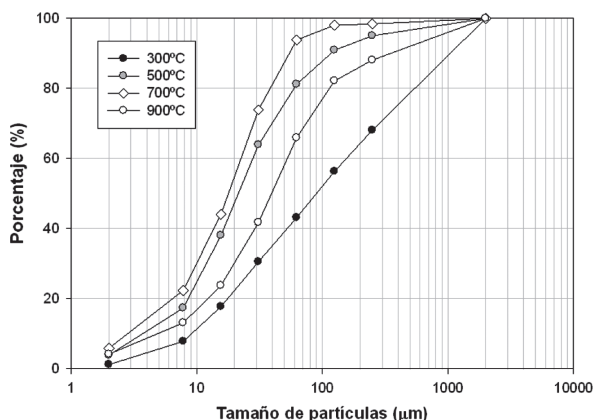


Figura 6. Distribución del tamaño de de las partículas para muestras de cenizas producidas en el laboratorio a 300, 500, 700 y 900 °C.

tras fueron pasadas por la sonda a una velocidad de 2000 rpm, lo que representa un compromiso entre la necesidad de mantener el movimiento de las partículas de arena y el descenso detectado de la proporción de partículas de tamaño arcilla a alta velocidades de bombeo.

En algunos casos, se produjo una variabilidad considerable entre el tamaño de la distribución calculado en cada intervalo de escaneo, lo que se debió a que las mayores partículas se alojaron en la sonda y se movieron aleatoriamente alrededor de la fuente de la luz. Los resultados del análisis muestran un espe-

rado aumento del tamaño de partículas de las cenizas con el descenso de la temperatura. Las partículas de las cenizas producidas a 300 °C alcanzaron aproximadamente 90 µm (Figura 6). La distribución del tamaño de partículas acumulado muestra un cambio hacia la izquierda en las muestras con temperaturas de 500 y 700 °C, lo que confirma un decrecimiento general de la distribución del tamaño de las partículas. Mientras que a 300 °C las muestras contienen mayoritariamente arena, entre 500 y 700 °C las muestras son básicamente limo. Este decrecimiento en el tamaño de partículas de 300 a 700 °C refleja un aumento de la rotura estructural asociada con una combustión más completa y una transición desde fragmentos orgánicos primarios en la ceniza a fragmentos cristalinos de calcita y otros minerales en las temperaturas más elevadas. Sorprendentemente, a 900 °C las muestras presentan un aumento en 5 veces de la fracción arena, y duplican el valor del D_{50} en relación a la muestra de 700 °C. Los análisis con microscopía de escaneo electrónico indican que el aumento del tamaño de partículas entre los 700 y 900 °C es fruto de la formación de nuevas partículas de arena por sin-terización.

Densidad aparente, densidad de la partícula y porosidad

La densidad aparente ρ_b se define como:

$$\rho_b = M_s / V_t \quad [1]$$

donde M_s es la masa seca y V_t el volumen total. La densidad de la partícula ρ_p se define como:

$$\rho_p = M_s / V_s \quad [2]$$

donde V_s es el volumen de sólidos. Por otra parte, la porosidad (ϕ) se define como:

$$\phi = (1 - V_s) / V_t \quad [3]$$

Reorganizando la ecuación [3] y sustituyendo las ecuaciones [1] y [2]:

$$\phi = 1 - (\rho_b / \rho_p) \quad [4]$$

Así, la porosidad puede determinarse a través de mediciones de campo de la densidad aparente y un valor asumido o medido para la densidad de la partícula (Flint y Flint, 2002a). Este es un ejercicio sencillo en el análisis de las propiedades de los suelos. La densidad aparente puede determinarse fácilmente a través del sistema tradicional de toma de muestras con un cilindro de volumen conocido. La muestra se pesa, se seca, y se vuelve a pesar en el laboratorio.

Dependiendo de su contenido en materia orgánica, la densidad aparente del suelo varía normalmente entre 1,1 y 1,4 g cm⁻³. La densidad de las partículas de la fase mineral del suelo es aproximadamente igual a la del cuarzo (2,65 g cm⁻³), lo que da lugar a una porosidad total entre 45 y 60 %. Los estudios de porosidad de las cenizas están basados en este método (Bookter, 2006). Sin embargo es importante considerar las siguientes cuestiones cuando se emplea este método para medir la porosidad de las cenizas. Por una parte, la fiabilidad de la determinación de la densidad aparente y como consecuencia de la porosidad, dependen de la profundidad y volumen medido con el cilindro en el campo. En el caso de la capa de cenizas, por estar poco consolidadas en comparación con el suelo mineral, puede sufrir apelmazamiento durante el muestreo. Esa naturaleza poco consolidada de las cenizas es obvia cuando caminamos en zonas recién quemadas. Esta falta de consolidación significa que es extremadamente difícil evitar que las cenizas se compacten a la hora de extraer la muestra, lo que puede conllevar una medida de profundidad y volumen errónea.

Un método más eficaz está basado en el uso de una piqueta o una aguja para medir la profundidad de las cenizas en 5 ó 10 puntos en una pequeña área alrededor de la zona de muestreo y usar el promedio de todas las medidas de profundidad, junto con el cilindro, para determinar la profundidad de la muestra. Durante el proceso de muestreo se ha de tener cuidado de no mezclar suelo mineral con la ceniza. Debido a su mayor densidad, una pequeña contaminación con suelo mineral, puede inducir a errores sustanciales en la determinación de la densidad aparente de la capa de cenizas. Por otra parte, el suelo mineral en general contiene <5% de materia orgánica, mientras que las cenizas presentan una variabilidad muy elevada.

Así, mientras que la densidad de las partículas de la mayoría de los suelos minerales es similar al cuarzo (2,65 g cm⁻³), ésto raramente ocurre con las cenizas. Por lo tanto, es necesario desarrollar una metodología más precisa para analizar la densidad de las partículas de cenizas, especialmente cuando se producen a baja temperatura, lo que propicia que el material orgánico presente en la muestra sea elevado. En el caso de que sea conocida la proporción relativa de los componentes de las cenizas, es posible estimar aproximadamente el promedio de la densidad de las partículas, que puede ser observada a través del peso medio de de la densidad de las partículas de los elementos dominantes.

Un método alternativo es medir la densidad de las partículas de cenizas usando el método del picnómetro (Flint y Flint, 2002b). En este caso, se colocan 3 g de cenizas en un picnómetro de 50 mL, se pesan el recipiente vacío (W_a) y las cenizas y el recipiente (W_s). El recipiente se llena de agua destilada y se coloca en una cámara de vacío hasta que todo el aire es eliminado

de los espacios intersticiales de las cenizas húmedas. Este proceso tarda algunas horas debido a la presencia de partículas de reducida dimensión en las cenizas. Después el recipiente se llena de agua y se pesa una vez más (W_{sw}). Finalmente las cenizas son retiradas (W_w) y el recipiente se pesa con agua a la misma temperatura que en las otras medidas. La densidad de las partículas es calculada a través de la formula:

$$\rho_p = [\rho_w (W_s - W_a)] / [(W_s - W_a) - (W_{sw} - W_w)] \quad [5]$$

Donde, ρ_w es la densidad del agua a la temperatura de medida.

En el análisis de cenizas es importante cuantificar el material orgánico que flota en la superficie del picnómetro, para que no se escapen cuando el tapón es colocado y que el material no se quede atrapado en el tubo capilar del tapón. Los valores de densidad de las partículas de cenizas recogidas en incendios forestales en España durante 2009 a través del método del picnómetro se muestran en la tabla 2. Estos valores podrán ser utilizados para estimar la densidad de las partículas de otras cenizas si esa información no está disponible.

La porosidad de las cenizas puede también ser estimada a través de métodos gravimétricos mediante la saturación con agua (Flint y Flint, 2002a). Para ello se debe pesar una cantidad determinada de ceniza, que tras ser saturada con agua y pesada permite conocer el volumen de los poros una vez secada la muestra en la estufa. La diferencia de peso entre el suelo saturado y seco es proporcional al volumen de agua en la muestra, que se asume igual al volumen de los poros. La precisión del método depende esencialmente de la capacidad de saturar la muestra, que puede tardar algunos días. El método gravimétrico puede también ser empleado en el análisis de la porosidad de las cenizas. Sin embargo, como en el caso de la densidad aparente, existen algunos problemas en la aplicación del método que deben ser considerados. En primer lugar se necesita una muestra de cenizas completamente saturada, lo que se debe realizar durante días y de abajo a arriba para impedir encostramientos superficiales. Es posible utilizar una cámara de vacío para conseguir una saturación completa. Por otra parte, y debido a la naturaleza no consolidada de las cenizas, durante el transporte al laboratorio las partículas de cenizas se pueden compactar, y por lo tanto reducir la porosidad en el laboratorio respecto al campo. Esto hace que si no se realiza un transporte muy cuidadoso los resultados de la densidad aparente en el campo y el laboratorio pueden ser muy dispares. La dificultad estriba por lo tanto en tomar una muestra lo más inalterada posible. Como se muestra en la tabla 2, la densidad de las cenizas en el campo es mucho más baja ($0,1 \text{ g cm}^{-3}$) que la medida en el laboratorio. Además, algunos de los componentes minerales de las cenizas son solubles con el agua. La saturación de la muestra con agua puede conducir a una pérdida de volumen sólido asociado a su solubilización o densificación y a un aumento de la densidad aparente de la muestra ya que los materiales cementantes entre partículas pueden perderse por disolución y compactar la muestra.

La porosidad de cuatro muestras de cenizas recogidas en incendios ocurridos en España en julio de 2009 fueron determinadas empleando el método de densidad aparente en el campo y gravimétrico (saturación) (Tabla 2).

Tabla 2. Densidad aparente, densidad real, conductividad hidráulica, permeabilidad al aire y sortividad para seis muestras de ceniza de los incendios de julio de 2009 en Teruel y un material de referencia compuesto por arena fina de sílice. ND, indica que el correspondiente parametro no se determinó para la muestra. (1) Obtenida mediante difratometría láser; (2) obtenida mediante el método del picnómetro; (3) medida en muestra utilizadas para determinar el potencial en la olla de presión; (4) medido en muestras utilizadas para determinar la conductividad hidráulica con el método de la presión constante.

	D ₅₀ ¹	ρ _b (campo) μm	ρ _b (laboratorio) g cm ⁻³	ρ _p ² g cm ⁻³	ϕ de ρ _b y ρ _p g cm ⁻³	ϕ por saturación ³ g cm ⁻³	ϕ por saturación ⁴ g cm ⁻³
REM-1	123	0,178	0,325	2,36	0,93	0,81	0,80
REM-2	17	0,100	0,425	2,05	0,95	0,89	0,67
REM-3	26	ND	0,353	2,27	ND	0,84	0,74
SON-1	18	0,379	0,532	2,49	0,85	0,84	0,64
SON-2	23	0,300	0,378	2,41	0,88	0,72	0,71
SON-3	134	ND	0,419	2,52	ND	0,88	0,77
Arena sílicea	ND	ND	1,340	2,62	0,49	ND	0,47
Franco arenoso	73	1,82 ± 0,19	1,500	ND	ND	ND	ND
Franco limoso	43	1,69 ± 0,24	1,330	ND	ND	ND	ND

	K _{sat} (presión variable) cm s ⁻¹	K _{sat} (minidisco) cm s ⁻¹	k _{aire} m ²	k _{aire} /k _{agua}	S (minidisco) mm s ^{-0,5}	S (sonda de sortividad) mm s ^{-0,5}
REM-1	1,33E ⁻⁰³	ND	1,36E ⁻¹²	5,35	0,75	1,97
REM-2	6,02E ⁻⁰⁴	ND	6,14E ⁻¹³	6,44	0,87	1,63
REM-3	7,56E ⁻⁰⁴	ND	7,73E ⁻¹³	4,86	0,71	1,08
SON-1	1,61E ⁻⁰³	ND	1,65E ⁻¹²	4,79	ND	1,95
SON-2	1,83E ⁻⁰³	ND	1,87E ⁻¹²	3,05	2,02	2,35
SON-3	1,33E ⁻⁰³	1,89E ⁻⁰³	1,36E ⁻¹²	4,78	1,39	ND
Arena sílicea	3,26E ⁻⁰³	1,52E ⁻⁰²	3,33E ⁻¹¹	0,53	1,14	2,23 ± 0,30
Franco arenoso	1,05E ⁻⁰²	2,67E ⁻⁰³	1,07E ⁻¹¹	2,77	1,00	ND
Franco limoso	2,50E ⁻⁰⁴	ND	2,58E ⁻¹³	4,79	1,51	ND

La densidad aparente medida al campo con un anillo de 5 cm de diámetro varió entre 0,1 y 0,379 g cm⁻³. Estos valores son semejantes a los identificados en algunos estudios (Bookter, 2006; Cerdà y Doerr, 2008; Woods y Balfour, 2008; Zavala et al., 2009), pero considerablemente más reducidos que los identificados en el suelo: 1,1-1,4 g cm⁻³. La densidad aparente de estas muestras empaquetadas en laboratorio variaba entre 0,325 y 0,532 g cm⁻³, lo que confirma las diferencias existentes entre los resultados de laboratorio y en el campo. La densidad de las partículas analizada con el método del picnómetro de las mismas cuatro muestras, más otras dos recogidas en el mismo espacio varían entre 2,05 y 2,40 g cm⁻³, lo que

significa un valor entre 9 y 23% menor de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$, valor usado para estimar la porosidad total del suelo y ocasionalmente de las cenizas (Bookter, 2006). La porosidad total estimada obtenida utilizando el método de campo de la densidad aparente osciló entre el 0,85 y el 0,95%, el cual está en el rango previamente publicado por otros autores en muestras de cenizas de incendios forestales (Cerdà y Doerr, 2008; Woods y Balfour, 2008), pero más de dos veces de la porosidad habitual en suelos minerales. La porosidad total estimada a través del método de saturación varió entre 0,64 y 0,89%, considerablemente más reducida que la identificada con el método de densidad aparente. Estos resultados eran esperados porque el método de la densidad aparente estima la porosidad total, mientras que el de la saturación mide la porosidad efectiva o la interconexión entre poros. Sin embargo, algunas de las diferencias entre los métodos pueden reflejar el apelmazamiento y la densificación de las partículas durante el transporte al laboratorio, lo que da lugar a un incremento de la densidad aparente en comparación con las muestras medidas en el campo. A pesar de algunos cambios potenciales en la estructura de las cenizas después del muestreo, la porosidad efectiva o interconectada es más representativa de la capacidad de retención de agua que la porosidad real. La mayoría de los valores conocidos de porosidad de las cenizas son basados en el método de densidad aparente, donde es estimada la verdadera porosidad. No obstante, dado el rango de porosidad efectiva vistas en las muestras aquí presentadas debemos destacar que las cenizas se caracterizan por una elevada capacidad de retención de agua a saturación en comparación con suelos de textura similar.

Conductividad hidráulica

La conductividad hidráulica de los suelos puede ser determinada mediante distintos métodos tanto en el campo como el laboratorio. La selección del método depende del objetivo y objeto de estudio. Debido a que la capa de cenizas es frecuentemente muy delgada, los métodos de campo como los infiltrómetros tradicionales de doble anillo o anillo sencillo, minidisco, infiltrómetro de tensión o experimentos con lluvia simulada no deben ser empleados para estimar directamente la conductividad hidráulica de las cenizas.

Sin embargo, la conductividad hidráulica de las cenizas puede estimarse empleando métodos de laboratorio, como el permeámetro presión constante o un modelo modificado de infiltrómetro de minidisco. La lluvia simulada será un método adecuado siempre que el suelo presente una conductividad hidráulica mayor a la de las cenizas.

Los estudios de conductividad hidráulica del suelo en laboratorio se llevan a cabo frecuentemente mediante el permeámetro de presión constante y de presión variable, y su uso dependerá del rango de las conductividades hidráulicas a medir. Las pruebas se pueden desarrollar tanto con muestras inalteradas o en muestras que pueden ser preparadas a una densidad similar a la del campo. Ambos métodos están descritos en Reynolds et al. (2002) y pueden ser empleados en el análisis de la conductividad hidráulica de las cenizas. En el caso de que un orden de magnitud sea apropiado para estimar la conductividad de las cenizas será suficiente un aparato sencillo con un anillo conectado a un tanque de agua. Debido a que la conductividad hidráulica es una variable no lineal en función del contenido de humedad, y se reduce rápidamente con

el aumento del agua en el suelo, es muy importante llevar a cabo las determinaciones sobre muestras de cenizas previamente saturadas. Esto se puede conseguir con la misma estrategia apuntada en el método de la saturación para cuantificar la porosidad de las cenizas. Es también importante que las muestras preparadas en el laboratorio a partir de las muestras tomadas en el campo tengan una densidad comparable a las originales. Sin embargo, como ya se ha comentado con anterioridad, esto es muy difícil de conseguir con las cenizas, de modo que los resultados de los experimentos deben ser interpretados con cuidado.

La conductividad hidráulica de las cenizas puede ser estimada también empleando el infiltrómetro de minidisco (Decagon Devices Inc., Pullman, Washington, USA; www.decagon.com) para medir a una dimensión o tres dimensiones la amplitud de infiltración a través de una columna vertical (Moody et al. 2009). Para las medidas de infiltración en una dimensión, el diámetro de la columna deberá ser aproximadamente igual a la base porosa del infiltrómetro de minidisco, mientras que para medidas en tres dimensiones, el diámetro de la columna deberá ser suficientemente grande para que la parte húmeda de las cenizas no toque las paredes de la columna. En ambos casos el infiltrómetro deberá ser suficientemente alto (por ejemplo, 20 cm) para que la parte húmeda no alcance el fondo durante la medición. El infiltrómetro de minidisco debe mantenerse inmóvil durante el experimento, mientras que la columna de cenizas debe localizarse en la parte inferior y ascender progresivamente hasta contactar con la base del infiltrómetro. La pulverización de la superficie de las cenizas con agua mejora el contacto hidráulico con el disco poroso, lo que es fundamental para que el test sea representativo. Así, se mide la tasa de infiltración instantánea, y se representa la infiltración acumulada (Q) contra la raíz cuadrada del tiempo (\sqrt{t}) y se ajusta a una función polinomial de segundo orden:

$$Q = A t^{1/2} + Bt \quad [6]$$

donde A es igual a la sortividad ($L t^{0.5}$), un parámetro que representa la influencia de la succión matricial y conductividad en la tasa de infiltración (Hillel, 1980) y B es igual a (K_{sat}/b) donde b es un término que se relaciona con los parámetros de van Genuchten para el tipo de tipo de suelo y el radio de la base del infiltrómetro y la tasa de succión. Para el infiltrómetro de minidisco empleados en estos experimentos, el parámetro b varía entre 0,5 y 11,5 (Decagon Devices Inc., 2007).

La permeametría del aire (Figura 7) puede utilizarse para determinar la permeabilidad intrínseca al aire (K_{aire}), pero también se utiliza normalmente para calcular la permeabilidad al aire de un material granular como el suelo o las cenizas. Conceptualmente es muy semejante a la permeametría del agua. Se aplica una diferencia de presión de aire a la muestra y se mide la tasa del flujo estable (*steady-state*). La permeabilidad intrínseca al aire es determinada con la formula:

$$K_{aire} = (Q\eta_{air}L) / (A\Delta P) \quad [7]$$

donde: Q es la amplitud del flujo, η_{air} es la viscosidad dinámica del aire, L es el espesor de la muestra, A la sección transversal de la muestra, y ΔP el diferencial de presión.



Figura 7. Instrumentos utilizados para las mediciones de permeabilidad. Célula de flujo, manómetro y medidor de flujo.

El ratio $Q/\Delta P$ se calcula como la pendiente de una regresión lineal basada en al menos 5 mediciones a diferentes rangos de presión. Un ratio $Q/\Delta P$ lineal confirma un flujo laminar a lo largo de la muestra (Chief et al., 2006). Una célula de flujo para las mediciones es fácilmente fabricada a partir de tubos de PVC que ya existen en el mercado. Distintos proveedores pueden proporcionar medidores de flujo y presión con el requerido rango y precisión.

Para un material homogéneo e inerte, expuesto a bajas presiones de fluido, la permeabilidad intrínseca es independiente del movimiento del fluido a través del material. Así, en teoría, debe ser posible estimar la conductividad hidráulica a partir de K_{aire} empleando la fórmula:



Figura 8. A la izquierda sonda de sortividad utilizada para determinar la sortividad en muestras pequeñas. Se aprecia el uso de una pinza (scissor Jack) para elevar la muestra a la sonda. A la derecha Columna utilizada para determinar las propiedades de retención hídrica de ceniza en un rango de potenciales que van desde 0 a 0,1 bares.

$$K_{sat} = k_{aire} \rho_w g / \eta_w \quad [8]$$

donde ρ_w es la densidad de agua, g es la aceleración debido a la gravedad y η_w es la viscosidad dinámica del agua.

Sin embargo, este enfoque muchas veces no es el más correcto en el análisis de suelos porque el efecto del hinchamiento y encogimiento asociado a la humificación influye en la permeabilidad intrínseca al agua. Y lo mismo ocurre para las cenizas, que están compuestas por minerales como los hidratos de calcio silicato que se expanden cuando entran en contacto con el agua (Etiègni y Campbell, 1991). Además, el ratio de k_{aire} para la permeabilidad intrínseca al agua (k_{agua}) permite observar los efectos del hinchamiento o otro cambio estructural de las cenizas en la conductividad hidráulica (Chief et al., 2006). Los valores de k_{agua} pueden ser calculados midiendo la conductividad hidráulica (K_{sat}) empleando el método del permeámetro de cabeza variable u otro método que permita estimar el k_{agua} , lo que requiere la reordenación de la ecuación 8. Valores de $k_{aire}:k_{agua}$ cerca de la unidad indican que el material es relativamente estable y inerte mientras que valores alejados de 1 indican que la humificación causa cambios estructurales que afecta la conductividad hidráulica.

Sondas de sortividad

Como se ha presentado anteriormente, la sortividad del suelo y las cenizas se puede medir utilizando un infiltrómetro de minidisco para cuantificar la tasa de infiltración, y relacionar Q con \sqrt{t} para resolver los valores de la sortividad y de la conductividad a partir de la ecuación de Phillip. Sin embargo existe un problema relacionado con la falta de suficiente ceniza de características uniformes para aplicar la medición. Habitualmente los depósitos de cenizas en el campo son someros y muy variables espacialmente, de modo que el material disponible para llevar a cabo los experimentos puede ser limitado. El problema es aún más grave cuando se realizan las pruebas sobre las cenizas creadas en el laboratorio. La cantidad de ceniza formada por combustibles leñosos a temperaturas superiores a 500 °C es por lo general menos del 5 por ciento de la masa de combustible seco (Woods, datos no publicados), por lo que la cantidad de ceniza disponible para la prueba suele ser sólo unas pocas decenas de gramos. En los casos donde las mediciones de la capacidad de absorción son necesarias, pero el volumen de cenizas de la muestra disponible es limitada, puede utilizarse una variación del método ideado por Leeds-Harrison et al. (1994) para probar la capacidad de absorción de los agregados del suelo. Una sonda de sortividad consiste en un tubo de acero fino de 2 a 4 mm de diámetro conectado a un depósito y un tubo de vidrio capilar horizontal (Figura 8).

Una pieza esponjosa en el extremo inferior del tubo de metal mejora el contacto hidráulico con la muestra. Todo el aparato se llena con agua del depósito, y la altura del tubo de metal se ajusta en relación con el tubo capilar de modo que la carga hidráulica en el extremo inferior sea nula. La muestra de ceniza se coloca entonces en un vaso de precipitados (50 mL) sobre un soporte de altura ajustable. Al igual que con otras pruebas de laboratorio para el análisis de las cenizas, es importante asegurarse de que la densidad aparente de la muestra no haya sido alterada respecto a su valor en el campo. La muestra de ceniza se eleva hasta que apenas toque la parte inferior del tubo de metal, y la tasa de infiltración se determina mediante el registro del

tiempo necesario para que el menisco del agua dentro del tubo capilar alcance los 50 mm. La sortividad (S , $\text{mm s}^{-0.5}$) se determina a partir de:

$$S = (Qf / 4bR)^{1/2} \quad [9]$$

donde Q es el caudal ($\text{mm}^3 \text{s}^{-1}$), f es la porosidad (que puede calcularse a partir de la densidad aparente y la densidad real), b es un parámetro que depende de la forma de la función de la difusividad del suelo-agua y R es el radio (mm) de la sonda de capacidad de absorción.

Ejemplos de aplicación y comparación de métodos

Como parte de un estudio más amplio de las propiedades hidrológicas de las cenizas producidas tras el fuego, se determinó la conductividad hidráulica, permeabilidad intrínseca y sortividad de las cenizas recolectadas en dos incendios forestales 2009 en Teruel mediante el permeámetro de presión variable, infiltrómetro de minidisco unidimensional, permeametría al aire y sonda de sortividad descritos anteriormente. Como una forma de validar los resultados de los análisis, estos métodos también se utilizaron para determinar las propiedades de arena fina de sílice, un suelo franco arenoso y franco limoso.

Los valores de conductividad hidráulica de la arena de sílice y los suelos franco arenoso y franco limoso medidos mediante el penetrómetro de presión variable son similares a los valores publicados para los materiales con estas texturas, lo que indica que el método es válido. La conductividad hidráulica de la ceniza obtenida utilizando el mismo método varió entre $6,0 \times 10^{-4}$ y $1,8 \times 10^{-3} \text{ cm s}^{-1}$, lo que se encuentra dentro del rango esperado para los suelos minerales con la misma textura entre limo y arena (Tabla 2).

La relación $K_{\text{aire}}:K_{\text{agua}}$ era cercana a 1,0 para la arena de sílice, lo que indica que al humectarse no se producía ningún efecto sobre la estructura interna y la conductividad hidráulica (Tabla 2). Los valores para la ratio $K_{\text{aire}}:K_{\text{agua}}$ para los dos suelos minerales y las muestras de cenizas varió aproximadamente entre 3 y 6, lo que indica cambios estructurales moderados provocados por la humectación. Sin embargo, el hecho de que $K_{\text{aire}}:K_{\text{agua}}$ fue <6 para todas las muestras de cenizas indica que la permeametría del aire puede proporcionar una manera relativamente fácil de obtener estimaciones de orden de magnitud para la conductividad hidráulica saturada K_{sat} para muestras de cenizas. En cinco de las seis muestras de cenizas que se analizaron mediante el infiltrómetro de mini-disco, el término B en la ecuación polinómica fue negativa, resultando en un valor negativo físicamente poco realista para la K_{sat} . Esto parece haber sido debido a que tanto en estas muestras como en el suelo franco arenoso y franco limoso minerales, la capacidad de absorción fue grande en relación con la conductividad hidráulica. Moody et al., (2009) observaron un problema similar con este método cuando se aplicó a muestras de suelos quemados y cenizas.

La sortividad de las cenizas medida mediante el infiltrómetro de tensión y la sonda de sortividad fue similar a la observada en los suelos minerales, en los que este valor varía entre 0,1 $\text{mm s}^{-0.5}$ para suelos de textura fina y 4 $\text{mm s}^{-0.5}$ para suelos de textura gruesa (Leeds Harrison et al., 1994). Los valores obtenidos mediante el método de la sonda de sortividad fueron hasta 2,6 veces superiores a los obtenidos desde el infiltrómetro de tensión. Esto puede reflejar el hecho de que el infiltrómetro de tensión mide la infiltración unidimensional, mientras que la sonda de sortivi-

dad mide tres dimensiones de infiltración, en la que los efectos laterales de capilaridad afectan a la tasa de infiltración. En resumen, estos resultados sugieren que la conductividad hidráulica de muestras de cenizas puede ser efectivamente determinada usando los métodos de permeabilidad de aire o de presión variable. El uso del infiltrómetro de tensión en el laboratorio puede limitarse a mediciones tridimensionales, las cuales requieren un volumen mucho mayor de cenizas de las disponibles. La sonda de sortividad, descrita por Leeds Harrison et al. (1994) y modificada aquí para su uso con cenizas, ofrece un método útil para determinar la capacidad de absorción (sortividad) de la ceniza, especialmente cuando el volumen de muestra disponible es limitado.

Retención hídrica de las cenizas

Existen varios métodos para medir las propiedades de retención de agua de los suelos, incluyendo la columna de agua, las celdas u ollas de presión, extractor de plato de presión y la mesa de succión (véase Dane y Hopmans, 2002 para una revisión exhaustiva y la descripción de los métodos). El método utilizado depende en parte del rango de potencial matricial que se va a determinar. En los suelos se suelen medir los potenciales que van desde 0 hasta 15 bares, límites que marcan el rango de valores a través del cual el agua del suelo está potencialmente disponible para las plantas. Como un solo método no puede medir distintos rangos de potenciales, es necesario aplicar distintos métodos para desarrollar una curva completa de retención de agua. El método más utilizado es el de la columna de agua, la cual da un rango de mediciones entre 0,0 y 0,2 bares, pero que con el equipo adecuado puede llegar a 0,85 bares (Dane y Hopmans, 2002). La placa de presión proporciona mediciones en el rango de 0 a 15 bares en función del equipo disponible. Con estos métodos se pueden obtener curvas de secado y de humectación, y es importante resaltar que la forma de estas curvas es probable que sea diferente debido al fenómeno de histéresis, ya que el ángulo de contacto del agua con la fase sólida es distinto en mojado y en seco.

Columna de presión

Una columna de presión para determinar las propiedades de retención de agua en el rango de 0 a 0,1 bares se puede hacer a un costo mínimo, uniendo un embudo de vidrio con un disco cerámico poroso a una bureta mediante un tubo de PVC flexible de una longitud aproximada de 1,5 m (Figura 8).

Todo el aparato debe llenarse con agua destilada con cuidado de evitar la formación de burbujas de aire en la tubería o en cualquier otro lugar. La forma más fácil de eliminar las burbujas de aire del embudo es elevar el nivel del agua en la bureta de modo que quede entre 2 y 3 cm más alta que el disco poroso, lo que permitirá que el agua se desplace a través del disco desde abajo, y luego bajar la bureta hasta que el agua esté a nivel con la parte superior del disco poroso. Se debe colocar una cantidad de ceniza conocida en la parte superior del disco poroso. Posteriormente, la muestra será humectada desde abajo a arriba elevando la bureta. El nivel del agua nunca debe estar más de 1-2 cm por encima del borde superior de la muestra para evitar la flotación de la ceniza o su desplazamiento hacia fuera del embudo. Una vez que la muestra está saturada y los niveles de agua en el embudo y la bureta al nivel de la parte superior de la muestra, la lectura de la bureta se registra y luego se baja la bureta 10 cm, lo que impone una pre-

sión negativa en la base de la muestra. Una vez que el nivel del agua en la bureta es constante, la nueva lectura es registrada. La diferencia entre la lectura inicial y final corresponde al volumen del agua de drenaje de la muestra. La bureta se hace descender a intervalos de 10 cm y el volumen del agua de drenaje de la muestra se registra en cada paso. Sobre la bureta y sobre la parte superior del embudo puede colocarse un trozo de film de parafina perforado con una aguja, lo que ayuda a reducir las pérdidas por evaporación. Después de la lectura final, se toma una muestra de la ceniza que queda en el embudo y se determina el contenido de agua gravimétrica pesando la muestra en húmedo y después de secarla a 105 °C durante 24 horas. El contenido de agua gravimétrica inicial (saturada) se determina sumando el contenido total de agua y la cantidad total de agua drenada de la muestra: lectura inicial menos lectura final en la bureta. El contenido de agua en cada aumento de presión se determina restando la masa total acumulada de agua que drena respecto al contenido de agua inicial.

Placa o ollas de presión

Las ollas o placas de presión se obtienen generalmente de fabricantes y casas comerciales especializadas debido a la necesidad de que el equipo sea hermético a presiones extremadamente altas. Los pasos críticos en el uso de los equipos son asegurar que la placa de cerámica esté completamente mojada para que el aire no esté presente por debajo de las muestras, y garantizar que las muestras estén totalmente saturadas desde el inicio del experimento. Las muestras se disponen en recipientes de menos de 2 cm de profundidad y 5 cm de diámetro sujetos mediante anillos de latón o en tramos cortos de tubería de PVC (Figura 9). En cualquier caso, un pedazo pequeño de malla metálica rígida y de tela de nailon permeable fijo en la base del anillo con una goma puede utilizarse para almacenar o transportar la muestra de cenizas. La malla debe ser ajustada para que la muestra de ceniza no se hunda. La placa de cerámica se satura mediante la inyección de agua entre la base de goma y la placa de cerámica hasta sobresalir aproximadamente 2 cm de la placa, y luego se espera a que la superficie de la placa transpire. Las muestras se saturan colocándolas en un baño de agua y permitiendo que el agua penetre a través de la pantalla de nylon desde abajo hasta que la saturación se perciba en la superficie de la muestra. Para cenizas muy finas puede ser más

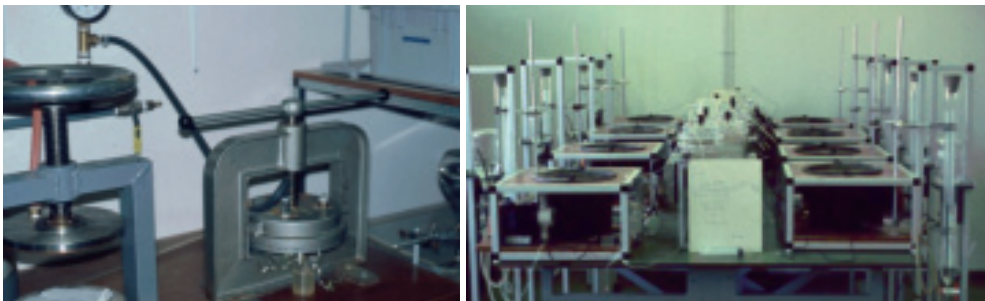


Figura 9. Vista de las ollas de presión a la izquierda, y de los baños de arena para determinar la capacidad de succión del suelo. Las imágenes corresponden al laboratorio de física de suelos del *Fysisch Geografisch Bodemkundig Laboratorium* de la Universiteit van Amsterdam.

eficiente mojar las muestras en una cámara de vacío para garantizar que estén saturadas. El proceso llegó a su punto clave cuando ya saturadas las muestras se colocan en el plato u olla, se cierra y se sella, y se incrementa la presión. Habitualmente una presión inicial de 0,1 bares proporciona un punto de partida útil. La presión fuerza el agua a abandonar la muestra por una línea de drenaje en la placa de cerámica y el flujo se recoge en una pequeña probeta. Una vez que el flujo de agua cesa, se hace cesar la presión, la cámara se abre y las muestras se vuelven a pesar. Este procedimiento continúa a presiones cada vez mayores a la presión de entrada de aire de la placa de cerámica, que suele ser de 0,3, 1,0, 5,0 ó 15,0 bares.

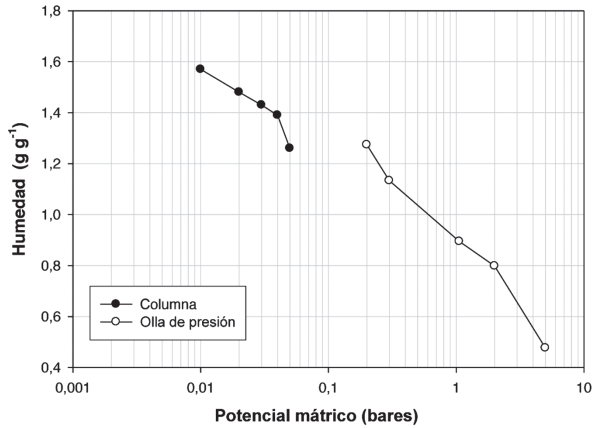


Figura 10. Curvas de retención para la muestra de ceniza SON-3 obtenidas utilizando los métodos de la columna de agua y el de olla de presión.

A presiones más altas y con placas que tienen una presión de aire de entrada alta la operación puede llevar varios días o incluso semanas para que las muestras puedan alcanzar el equilibrio, y un conjunto completo de mediciones puede llevar un mes o más. Aunque este es un método laborioso, es posible analizar hasta 15 muestras a la vez, de modo que el trabajo adicional necesario una vez que las muestras están preparadas es mínimo. Por esta razón, el método de la placa u olla de presión es muy eficiente para la obtención de las características de retención de agua para la mayoría de los tipos de suelo y cenizas.

Un ejemplo de aplicación

Los métodos de la columna y de las placas de presión se combinaron para determinar las características de retención de agua de seis muestras de cenizas procedentes de dos incendios de julio de 2009 en Teruel (REM-1, REM-2, REM-3, SON-1, SON-2 y SON-3). Las mediciones con la columna se registraron a 0,01, 0,02, 0,03, 0,04 y 0,05 bares, y las mediciones en la placa de presión se realizaron a 0,2, 0,3, 1,0, 2,0 y 5,0 bares. La curva de retención de agua desarrollada para una de las seis muestras se muestra en la Figura 10. En general, los resultados obtenidos con los dos métodos son comparables, e indican que la ceniza conserva la mitad de su contenido de agua saturada a capacidad de campo (0,3 bares). Este resultado es similar al obtenido en un suelo mineral franco arenoso, que por término medio retiene el 46% de su contenido de agua de saturación a capacidad de campo.

Repelencia al agua (hidrofobicidad)

La repelencia al agua de las cenizas ha sido poco estudiado, mientras que en los suelos ha sido intensamente investigada en el último decenio (ver capítulo 2.4, Jordán et al., 2010). Res-

Tabla 3. Intervalos de clase en el WDPT en segundos y persistencia de la repelencia asociada. A partir de Bisdom et al. (1993).

Intervalo de WDPT	Grado de persistencia
≤5	Hidrofílico
10	
30	
60	
180	Ligera
300	
600	
900	Fuerte
1800	
3600	
18000	
>18000	Severa
	Extrema

sitar sobre la superficie del material tres gotas de agua destilada (~0,05 mL) en cada muestra y anotar el tiempo que se requiere para su completa penetración. El promedio del tiempo de infiltración de las gotas se tomará como representativo de la muestra. Los tiempos de penetración se clasifican en intervalos considerándose WDPT ≤ 5 s, hidrofílico, y WDPT > 5, repelente al agua (Bisdom et al., 1993), tal como se muestra en la tabla 3.

En el método de la molaridad de etanol (MED), sobre la superficie de la muestra deben aplicarse gotas de diluciones con diferentes concentraciones de etanol. El valor MED es el de aquella concentración de la que al menos dos gotas se infiltran en menos de 5 s. Los resultados se dan en forma de concentraciones de etanol (vol. %). Este método mide indirectamente la tensión superficial aparente, el grado con que el agua se repele y por tanto determina la severidad de la repelencia.

Ambos métodos se recogen de forma más detallada en el trabajo de Doerr et al. (2009) para el caso de los suelos y en Jordán et al. (2010), donde se presentan otros métodos que aunque utilizados en suelos pueden ser aplicados también a las cenizas.

pecto a la repelencia al agua de las cenizas, los dos métodos que se han utilizado para cuantificarla en las cenizas son el test de tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT) (Cerdà y Doerr, 2008; Bodí et al., 2009) y el test de la molaridad de etanol (MED) (Keizer et al. 2008, González-Pelayo et al., 2009). En el laboratorio, las muestras deben colocarse en placas de Petri y mantenerlas durante una semana en unas condiciones atmosféricas controladas (20 °C, humedad relativa 50%) con el objetivo de eliminar cualquier variación procedente de la humedad atmosférica anterior (Doerr et al., 2002). El test WDPT (Van't Woudt, 1959) consiste en depo-

MÉTODOS Y TÉCNICAS PARA EL ANÁLISIS DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LAS CENIZAS

El análisis de las características químicas de las cenizas se puede realizar bien a partir de su contenido total o del extracto acuoso. Un problema es que el contenido total de las cenizas puede no corresponder a la cantidad soluble. Normalmente la concentración de elementos en solución depende del pH de las cenizas y del ión en estudio. Como ya se ha dicho anteriormente, debido a la presencia de CaCO₃ en las cenizas las mediciones se hacen más complejas. Por una parte, el analizar la cantidad total del elemento permite estimar el que potencialmente se podrá

disolver. Por otra, analizar la fracción extraíble informa del material que se puede transportar con las primeras lluvias postincendio. Después de una quema controlada o incendio forestal las cenizas generadas presentan un pH elevado, que depende de la severidad y especie afectada y que favorece la solubilización de unos elementos en detrimento de otros. En condiciones normales, hay una mayor liberación de cationes básicos como el Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ o K^+ , porque están presentes en mayor cantidad. Sin embargo las cenizas también contienen porciones apreciables de micronutrientes y metales potencialmente tóxicos.

Después de las primeras lluvias la gran mayoría de los cationes básicos son disueltos y se asiste a una reducción del pH. Con este descenso, la cantidad de metales pesados presentes en las cenizas tiene una mayor probabilidad de solubilizarse, pudiendo inducir una toxicidad en el suelo. Este es uno de los grandes interrogantes del efecto del aporte de las cenizas en el suelo, y de su impacto a medio y largo plazo en áreas afectadas por quemas controladas e incendios forestales. En un primer momento se puede registrar un descenso de la acidez del suelo, pero que con el tiempo, se podrá ver incrementada debido a los metales pesados presentes en las cenizas (Pereira y Úbeda, 2010). Uno de los retos para futuras investigaciones es determinar la distribución espacial y temporal de los metales pesados, y el impacto de su liberación en los suelos. A continuación se presentan los métodos para la determinación de distintos elementos.

Carbonato de calcio

La cantidad de carbonatos se determina en el calcímetro de Bernard. El método consiste en tomar 1 g de cenizas previamente pulverizadas. Se prepara una solución hidrociorhídrica 1:1 (50% de ácido clorhídrico y 50% de agua destilada) y se mezclan 0,2 mL de la solución hidrociorhídrica y 0,2 g de muestra de cenizas en un erlenmeyer. El contenido de CaCO_3 en la muestra fue calculado a través de la diferencia entre el volumen de CO_2 observada antes y después de introducir la muestra. Como blanco se utilizará CaCO_3 (0,25 g). La proporción de CaCO_3 en la ceniza se calcula empleando la siguiente fórmula:

$$\text{CaCO}_3 = 100 \times (V_m \times P_c) / (V_c \times P_m) \quad [10]$$

donde V_m es el volumen de CO_2 desprendido por la muestra (mL), P_c es el peso de CaCO_3 (0,25 g), V_c es el volumen de CO_2 desprendido por el CaCO_3 , y P_m es el peso original de la muestra.

Carbono y nitrógeno total

El contenido en carbono y nitrógeno total se determina como porcentaje de la muestra seca. Previamente al análisis se pulveriza 1 g de cenizas durante 2 minutos, y se guarda la muestra pulverizada en pequeños tubos de plástico. La muestra procesada se pesa en una balanza de precisión (2500-3500 μg) y el contenido en carbono y nitrógeno se estimado a través del método de combustión-reducción, mediante cromatografía de gases con detector de conductividad térmica EA Flash series 1112 (Thermo-Fisher Scientific, Milano).

pH y conductividad eléctrica

El pH y la conductividad eléctrica (EC) de las soluciones producidas por las cenizas se determinan de la siguiente forma: se pesan 6 g de muestra en una balanza de precisión en recipientes de vidrio. Se añaden 36 mL de agua destilada y se agitan durante 2 horas. Todos los recipientes se tapan para que no se contaminen. Después las soluciones son filtradas con papel Whatman QMA (4,7 cm de diámetro y poros de 0,45 μm) con la ayuda de una bomba de vacío como la Millipore 220/240 Volt, 50 Hz. El pH fue medido con pH-metro (Crisol GLP 22) y la EC con conductímetro (Hanna instruments HI 8820).

Cationes

El análisis de los cationes se realiza a partir de una solución de 1:40. El proceso es similar al realizado con el pH y EC. Se pesa 1 g de muestra en una balanza de precisión y se añaden 40 mL de agua destilada. Las soluciones se dejan en reposo durante 24 horas tapadas para evitar contaminación entre muestras. Estas muestras se filtran (Whatman QMA), y de cada extracto se retiran 2 mL de muestra y se colocan en pequeños tubos de plástico, añadiéndose posteriormente 8 mL de agua destilada. Las soluciones deben almacenarse en la nevera hasta que se hagan los análisis de los cationes. La cantidad y tipo de cationes en solución son analizados a través del método de espectrometría de masas de plasma (ICP-MS) con el espectrómetro PerkinElmer, modelo Elan-6000, y espectrometría de emisión óptica con el espectrómetro PerkinElmer Optima 3200 RL.

Carbono orgánico

Para el análisis del carbono orgánico en las cenizas, el método de la oxidación química con dicromato infravalora los resultados ya que la cantidad de hollín (*black carbon*) no es adecuadamente medido (Knicker et al. 2007). Por tanto, la manera de cuantificarlo es sustrayendo el carbono inorgánico del carbono total. El carbono inorgánico se mide con el método ya citado. Y para el carbono orgánico total (TOC) lo más recomendable es utilizar un analizador de carbono total, ya que entra en combustión a 1050 °C, temperatura a la que toda la materia orgánica y el carbono inorgánico se oxidan o se descomponen en dióxido de carbono gaseoso. Como la cantidad de muestra utilizada en este método es pequeña (1g) es recomendable realizar al menos 3 replicas de cada una.

EJEMPLOS PRÁCTICOS DE ESTUDIO DE LAS CENIZAS

Simulaciones de incendio en laboratorio

En la Figura 11 se muestra un ejemplo relacionado con la evolución del LOI con la temperatura de exposición de muestras de *Pinus pinaster* recogidas en Lagoa de Albufeira (Portugal). Nueve partes de cada muestra se sometieron a diferentes temperaturas entre 150 y 550 °C (con intervalos de 50 °C), y posteriormente se determinó el LOI.

Con los datos obtenidos en las simulaciones realizadas en el laboratorio se realizó un análisis de varianza (*ANalysis Of VAriance*, ANOVA), que permite identificar si entre todas las tempe-

raturas de exposición hay diferencias significativas. Previamente se ha comprobado la normalidad de los datos de cada variable a cada temperatura mediante el test Shapiro Wilk (Shapiro y Wilk, 1965). Se ha seleccionado este test porque es especialmente eficaz para distribuciones con menos de 50 casos (Maroco, 2003). En el caso de que el ANOVA detecte diferencias significativas se utilizará un test *post-hoc* (Fisher o Tukey, por ejemplo), para observar qué temperaturas difieren significativamente entre ellas.

Se ha utilizado como variable independiente la temperatura y dependiente el LOI (%). Se puede observar como el LOI aumenta con la temperatura de exposición. El resultado del test F indica que las diferencias entre todos los promedios es bastante elevada ($p < 0,0001$). El test Tukey HSD demostró que mayores efectos en el LOI ocurren a temperaturas entre 200 y 400 °C. A temperaturas más elevadas >400 °C el LOI (%) no varía.

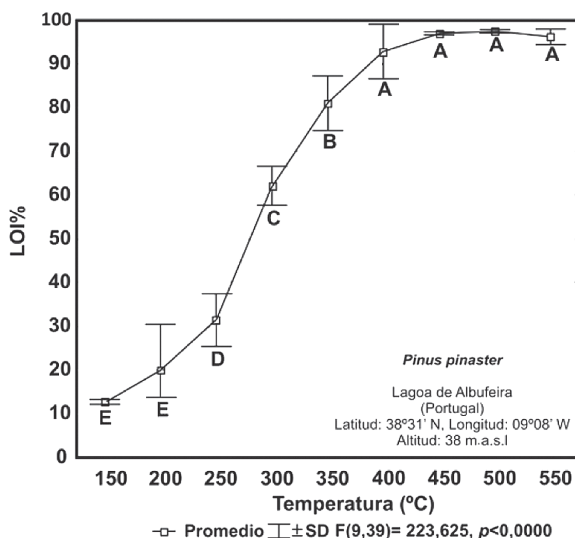


Figura 11. Pérdida de masa (LOI%) con el gradiente de temperatura de las muestras de *Pinus pinaster* recogidas en la hojarasca. Los valores son presentados en promedio de porcentaje ($n = 9$ muestras por temperatura), SD (Desviación estándar). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) según el test Tukey HSD.

Cenizas de incendios forestales y quemadas controladas

El primer paso es aplicar la estadística descriptiva: promedio, coeficiente de variación, desviación estándar, mediana, asimetría (*skewness*) o apuntamiento (*kurtosis*) que permiten determinar las propiedades de la distribución. En suelos quemados, es habitual comparar entre suelos antes y después del incendio y entre parcelas pareadas. Se debe tener en cuenta si la variable respeta la distribución normal. Si utilizamos un test paramétrico, por ejemplo, el test t de Student que compara las medias de cada distribución, la variable ha de respetar la normalidad. En cambio podemos emplear algún test no paramétrico (Kolmogorov-Smirnov o test U de Mann-Whitney) que comparan las medianas de las distribuciones. Debemos recordar que los tests paramétricos son más potentes que los no paramétricos. Se debe aplicar un test ANOVA si las muestras respetan la distribución normal, o un ANOVA de Kruskal-Wallis si las muestras no respetan la distribución normal, acompañados si posible por una análisis *post-hoc*.

En estudios realizados por el GRAM (Grupo de Recerca Ambiental Mediterrània) se ha analizado la distribución de elementos en las hojas antes y después de la quema controlada, y en los incendios forestales el área quemada y el área control no afectada por el fuego. Se han efectuado las comparaciones con tests paramétricos, y se ha testado en todas la normalidad de todas las distribuciones de los elementos analizados mediante el test Shapiro-Wilk. En el caso

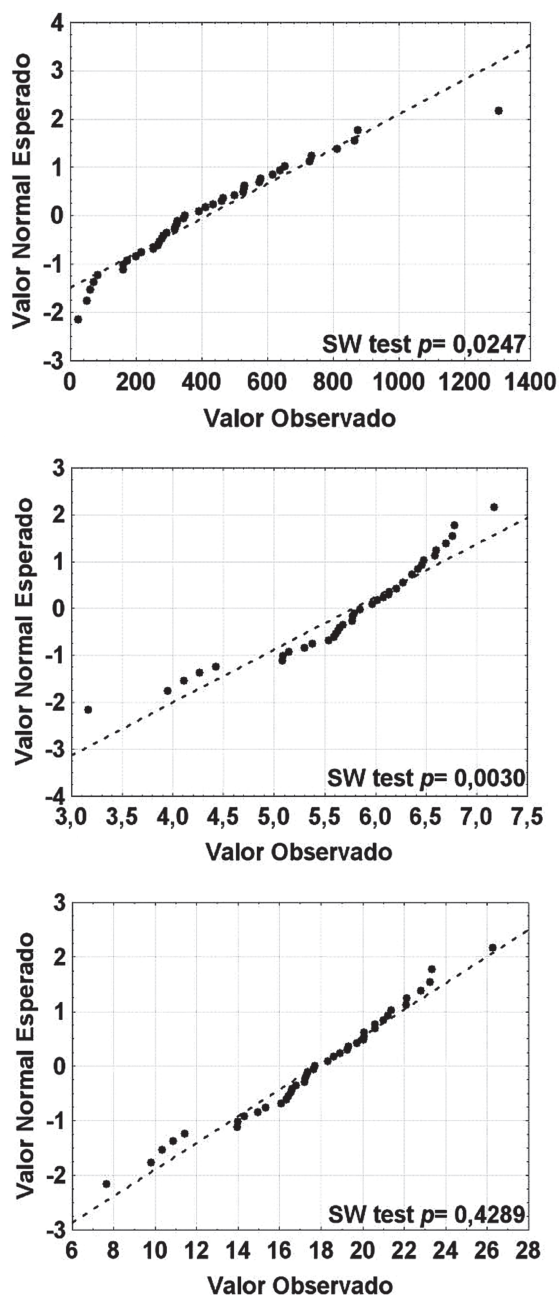


Figura 12. Tests de probabilidad de normalidad del P total liberado en solución por las cenizas recogidas en la quema controlada realizada en Mas Bassets. De izquierda a derecha y de arriba hacia abajo, los gráficos muestran los datos originales, datos transformados (mediante Ln), y datos transformados (Box-Cox). El test de Shapiro-Wilk (SW), considera la distribución como normal ($p > 0,05$; $n = 43$).

que no la respetase, se procede a su transformación empleando un logaritmo neperiano (Ln). Si después de esta transformación los datos aún no respetaban la normalidad, se empleó la transformación Box-Cox (Box y Cox, 1964), mucho más potente que el Ln. La distribución de las variables fue analizada observando el gráfico de probabilidad de normalidad.

En la Figura 12 se puede observar la distribución del P total (TP) liberado por las cenizas recogidas en la quema controlada de Mas Bassets (Catalunya), con las transformaciones mencionadas. Cuando la distribución de la variable no respetaba la normalidad, se forzó la normalidad mediante transformación (Ln o Box-Cox). Sin embargo, es interesante comparar los efectos entre todos los elementos en estudio. Y ello se consigue aplicando técnicas multivariantes. Hay una gran amplitud de análisis y métodos que se pueden utilizar, como análisis factorial, análisis de componentes principales (PCA), análisis canónico, análisis de clusters, análisis de correspondencias o análisis discriminante. Estos análisis multivariantes, además de darnos una perspectiva global de los efectos del fuego permiten conocer la relación entre todas las variables. En el caso de las cenizas se ha aplicado un PCA para observar en qué medida el fuego afecta a cada elemento, comparando los datos de la parcela control y quemada (Figura 13). Se han testado diversas técnicas de rotación de los factores, para tener una mejor explicación de las variables. De todas las que han dado una explicación más ajustada fue la rotación *varimax*, la cual se basa en

la idea de que cada variable debe estar más agregada a un factor que a los restantes. Explicaciones más detalladas sobre este método están en Pereira et al. (2009).

En las Figuras 13 y 14 está expuesta la relación entre el Factor 1 y Factor 2 que explican la mayoría de la varianza del PCA realizado con los datos recogidos en la parcela control y quemada en el incendio de Casal do Sapo (Portugal). Con este análisis se hace una síntesis de la respuesta de todos los elementos químicos afectados por el incendio. En relación al control se identificó una disminución del TN, TC, C/N y micronutrientes. Esto sería de esperar debido a la sensibilidad que el C y N presentan a las temperaturas, al efecto mineralizador del fuego que reduce la razón C/N de las cenizas y al pH elevado de las cenizas que no favorece la disolución de los microelementos. Por otra parte se identificó un incremento del pH, EC, bases cambiables, S, Silicio (SiO_2) y TP. El efecto del incendio fue más reducido en el K^+ y TP. En la Figura 14, se puede observar que el incendio ha causado grandes cambios en las propiedades de las muestras analizadas.

El comportamiento del fuego depende de innumerables variables biofísicas (topografía, exposición, condiciones meteorológicas, o cantidad y tipo de combustible quemado) y como consecuencia los efectos en la severidad producida son muy heterogéneos. Así, consideramos que el análisis espacial de la variable es de gran importancia y permite relacionar la distribución de los efectos del fuego en el paisaje con el espacio donde se producen. Un análisis espacial de la variable complementa los análisis estadísticos, correlaciones y PCA realizados, e informa de la dimensión espacial de la variable.

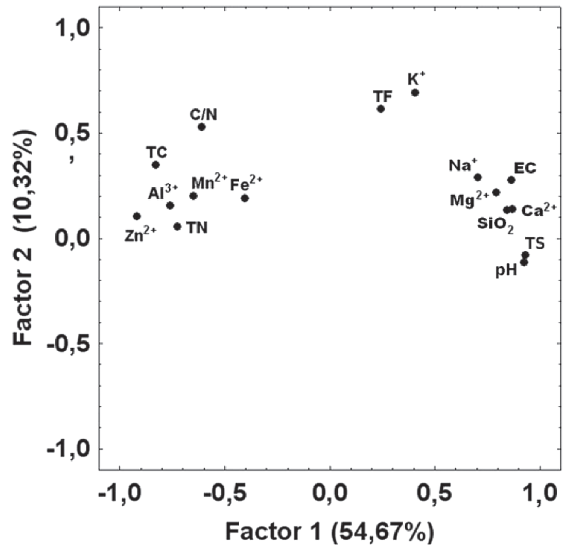


Figura 13. Relación entre el Factor 1 y 2 del PCA realizado con las muestras recogidas en Casal do Sapo.

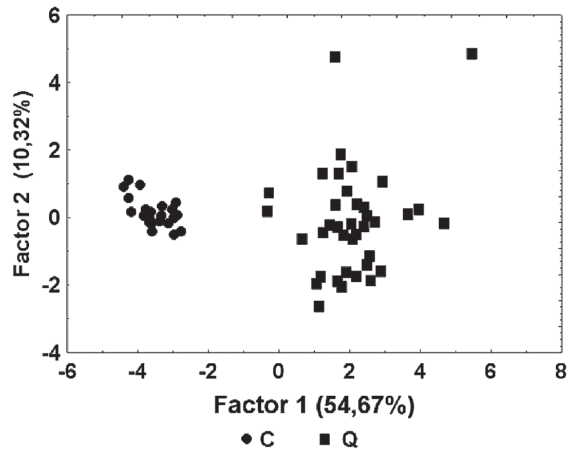


Figura 14. Relación entre el Factor 1 y 2 del PCA realizado con las muestras recogidas en Casal do Sapo. C, muestras recogidas en la parcela control; y Q, muestras recogidas en la parcela quemada. Parcela control (N=25), Parcela quemada (N=40).

Para analizar la distribución espacial de la variable se aplican métodos de interpolación que se basan en el principio de que a partir de valores reales pueden estimarse los valores en espacios donde no hay información (Webster y Oliver, 2007). Hay una gran disponibilidad de métodos de interpolación basados en diferentes técnicas. La selección del método influirá en la representación espacial (Harvey, 2008), por eso es muy importante evaluar diversas técnicas para aplicar la más eficiente.

La gran mayoría de los estudios consideran los métodos geoestadísticos como los más eficaces para la interpolación de variables (Goovaerts, 1997; Robinson y Metternicht, 2006; Webster y Oliver, 2007), sin embargo pueden no ser los más apropiados para todas las variables (Stephenson et al., 2004; Rusu y Rusu, 2006; Pereira y Úbeda, 2010). Para más información sobre los métodos de interpolación, consultar Webster y Oliver (2007) y Smith et al. (2009). A continuación se exponen algunos resultados de la variación del Ca^{2+} liberado por las cenizas en el área estudiada junto a la localidad de Casal do Sapo.

El primer paso fue comprobar la normalidad de la distribución a través del test Shapiro Wilk. Algunos estudios afirman que la distribución está positivamente afectada por valores extremos que pueden interferir con importancia en la distribución espacial de la variable y como consecuencia en el variograma experimental y en el método más eficaz para representarla (McGrath y Zhang, 2003; McGrath et al., 2004; Hooker y Nathanail, 2006; Lu et al., 2007). En este caso, la distribución del Ca^{2+} no respetaba la distribución normal, alcanzándola solamente después de una transformación logarítmica (Figura 15). Con los datos transformados, se calculó el variograma isotrópico experimental de la variable a lo largo de la parcela (Figura 16). No se consideró ninguna dirección porque el número de muestras para detectar alguna anisotropía es bastante reducido. Según Robinson y Metternicht (2006) solamente con más de 300 muestras es posible identificar alguna tendencia. A través del variograma se puede observar que Ca^{2+} presenta una correlación espacial muy elevada. Hay, una gran amplitud de modelos teóricos que explican la variancia espacial de la variable (gaussiano, esférico o logarítmico). En este caso el que más se adecua es el lineal.

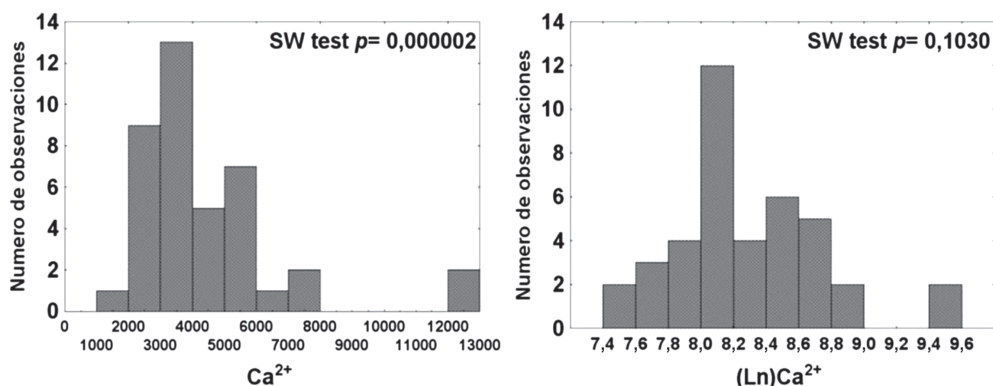


Figura 15. Distribución del Ca^{2+} en la parcela afectada por el incendio junto a la localidad de Casal do Sapo. A la izquierda datos originales y a la derecha datos Ln transformados (N=40). Datos originales en mg l^{-1} .

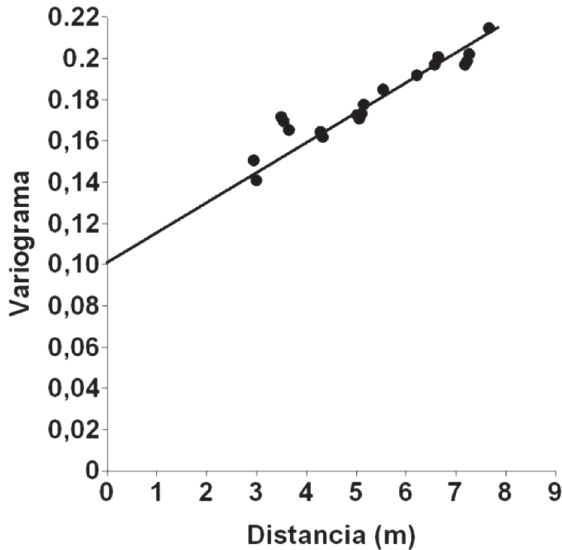


Figura 16. Variograma isotrópico experimental del Ca²⁺ en la parcela afectada por el incendio junto a la localidad de Casal do Sapo.

En la tabla 4 se presentan algunos de los tests de interpolación. Para la presente variable se han testado 16 métodos de interpolación, deterministas - *Inverse Distance Weighted* (IDW 1,2,3,4,5), *Local Polynomial* (LP 1,2), *Polynomial Regression* (PR), *Completely Regularized Spline* (CRS), *Spline With Tension* (SPT) *Multiquadric* (MTQ), *Inverse Multiquadric* (IMTQ) y *Thin Plate Spline* (TPS) - y geoestadísticos - *Ordinary Kriging* (OK), *Simple Kriging* (SK) y *Universal Kriging* (UK), para tratar de discernir qué método es más eficaz para interpolar la variable. Las particularidades de cada técnica están descritas en Webster y Oliver (2007) y Smith et al. (2009). La pre-

Tabla 4. Resultados de los tests de interpolación del (Ln) Ca²⁺ para la parcela de Casal do Sapo (Portugal). Mínimo (Min) y Máximo (Max) de los valores residuales de cada modelo. Error medio (ME) y raíz cuadrada del error medio (RMSE). Error porcentual (RI, %) de los métodos considerados en relación al más eficaz. Resultados del student *t*-test entre las medias de los valores observados (Obs) y Estimados (Est), por cada modelo. Correlación entre los valores Observados y Estimados por cada modelo, significativa a un $p < 0.05$. * < 0.05 , ** < 0.01 . En negrita el método de interpolación más preciso.

Método	Min	Max	ME	RMSE	RI (%)	Obs vs Est p	r
IDW 1	-1,2036	0,8742	0,01565	0,4228	5,83	0,961365	0,37*
IDW 2	-1,1931	0,8571	0,003172	0,4092	2,43	0,961639	0,35*
IDW 3	-1,209	0,8644	-0,003043	0,4045	1,25	0,962764	0,38*
IDW 4	-1,2192	0,8671	-0,001671	0,406	1,63	0,9367	0,39*
IDW 5	-1,2237	0,8673	-0,005728	0,404	1,13	0,929885	0,40*
LP 1	-1,2289	1,0449	-0,01353	0,3995	-	0,833459	0,44**
LP 2	-1,3607	0,9854	-0,01183	0,4431	10,91	0,868408	0,40*
PR	-1,2836	1,0889	0,0035	0,4363	9,21	0,960306	0,19 ^{n.s}
SPT	-1,2413	0,9062	0,0014	0,4065	1,75	0,982951	0,38*
CRS	-1,2434	0,9063	0,001233	0,4065	1,75	0,984985	0,38*
MTQ	-1,3607	0,9854	-0,002644	0,4141	3,65	0,868408	0,40*
IMTQ	-1,2366	0,8885	0,002197	0,4045	1,25	0,973115	0,39*
TPS	-1,2809	0,8547	-0,009826	0,4312	7,93	0,887528	0,42**
OK	-1,3607	0,9854	-0,0003015	0,4079	2,1	0,868408	0,40*
SK	-1,2367	0,8652	0,001121	0,4119	3,1	0,986519	0,34*
UK	-1,2342	0,9255	0,004504	0,4086	2,28	0,945467	0,36*



Figura 17. Interpolación del logaritmo de la cantidad de Ca²⁺ liberado por las cenizas recogidas en la parcela de Casal do Sapo.

cisión de cada método es evaluada por el error medio (ME) que indica la media de los residuos producidos por el modelo, la interpolación del modelo y el de la raíz cuadrada del error medio (RMSE), que identifica el método más preciso. La técnica con el RMSE más reducido es el más preciso. Descripciones detalladas de ambas técnicas están descritas en Luo et al. (2008) y Pereira y Úbeda (2010).

De todas las técnicas, la más precisa para interpolar la variable fue LP1 y, con un error más elevado, LP2. También se verifica que de una forma general las diferencias entre los valores estimados y observados es reducida (valor p bastante próximo a 1). La correlación entre los valores estimados no es muy elevada, sin embargo, a excepción del PR, todas son significativas (al menos, $p < 0,05$). En la figura 17 está representado el mapa interpolado con la técnica más eficaz.

En la figura 18 se propone el método completo para el análisis de las cenizas producidas en laboratorio y muestreadas en el campo, tanto de la quema controlada como de incendios forestales.

CAMBIOS TEMPORALES EN LAS PROPIEDADES DE LAS CENIZAS

Uno de los temas candentes en la investigación en suelos afectados por incendios forestales es la evolución espacio-temporal de las cenizas. En pocos meses, y en ocasiones, pocas horas, las cenizas recién depositadas, esponjosas y friables se transforman en costras, taponando los poros del suelo y enriqueciendo con nutrientes tanto las aguas como los suelos. Pero se sabe poco de esa evolución, que sin duda va a condicionar la calidad de aguas y suelos, y con ello la recuperación del ecosistema.

Para caracterizar las cenizas, uno de los métodos que se está aplicando en esta primera fase de estudio es el de mediciones mediante transectos desde la cima a la base de la ladera. Esta estrategia es eficaz para identificar la evolución de una determinada variable a lo largo de un área de estudio. Se presentan a continuación dos ejemplos de mediciones realizadas después de sendos incendios en la Serra Calderona y la Serra Grossa (zona de Bixquert) en el norte y el sur, res-

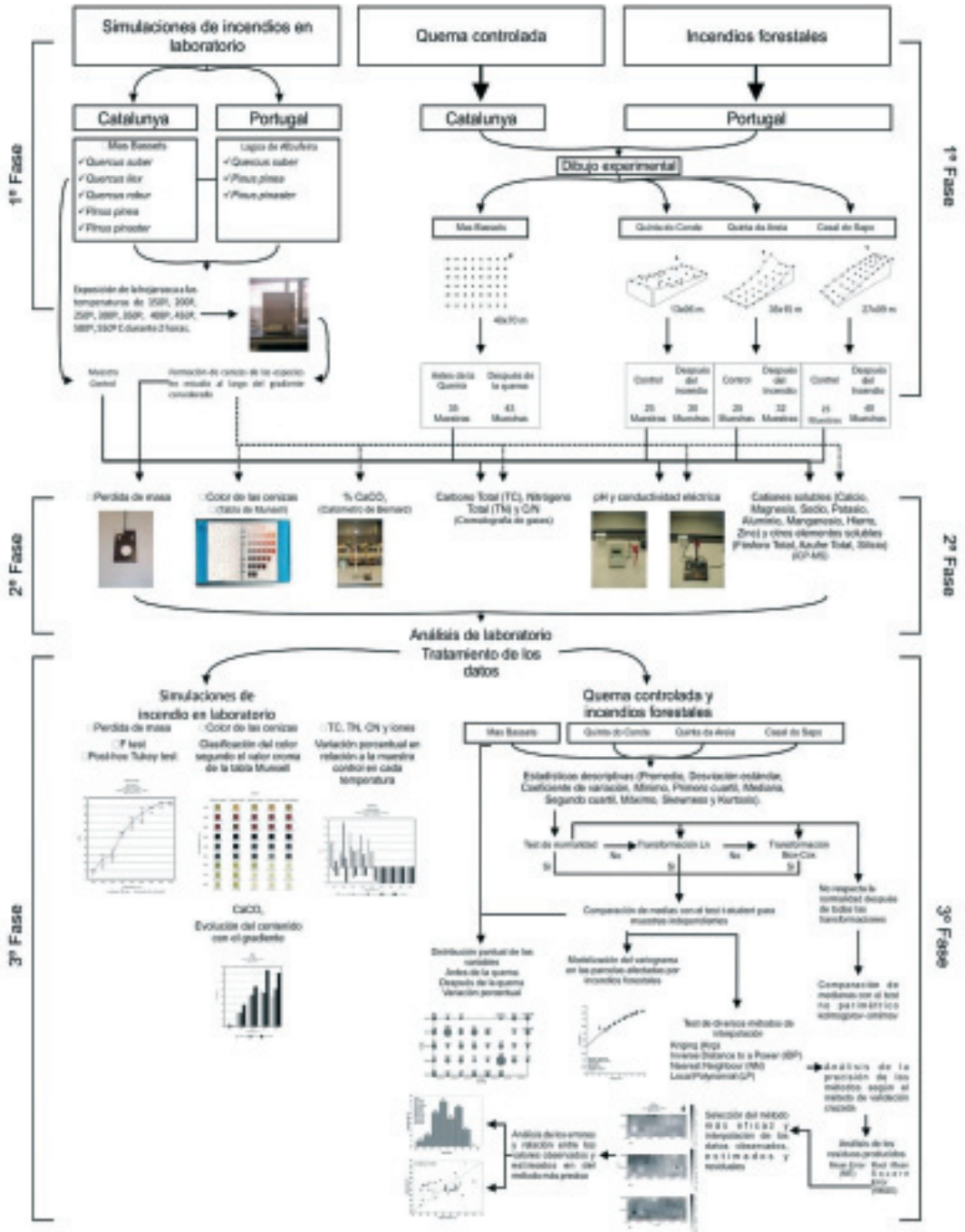


Figura 18. Metodología de análisis de las cenizas producidas en laboratorio, quemas controladas y incendios forestales.

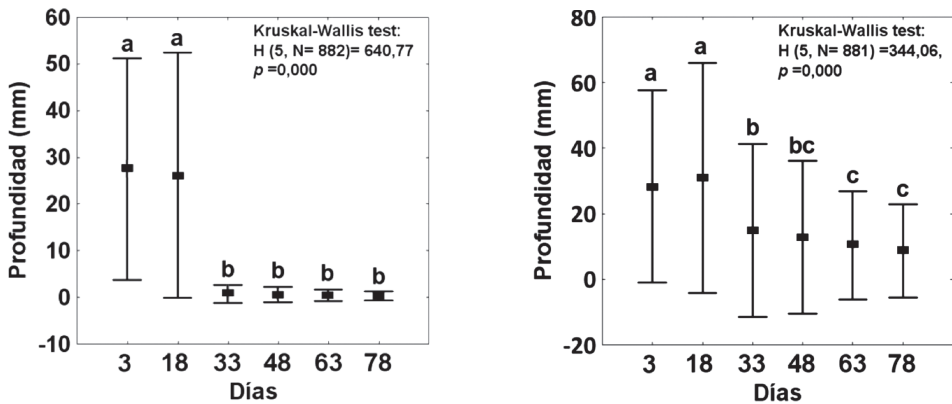


Figura 19. Arriba, vistas de la cubierta de 8 cm de ceniza tras el incendio de la Serra Calderona. A la izquierda zona sin depósito de acículas, en el centro vista del perfil de la capa de cenizas y a la derecha tras la deposición de acículas de *Pinus halepensis*. Abajo, evolución de la profundidad de las cenizas (promedio \pm 2 σ desviación estándar) en dos laderas ubicadas con exposición a Norte (convexo-recto-cóncavas) en la Serra Calderona (Valencia) tras el incendio de 2004 (12 de Agosto) en los diferentes periodos posteriores de muestreo. Izquierda, ladera sin cobertura de acículas de *Pinus halepensis* postincendio. Derecha, ladera con cobertura de acículas de *Pinus halepensis* postincendio ($N=146$ por muestreo). Las letras diferentes en cada grafico indican que la profundidad de las cenizas es significativamente diferente a un $p < 0,05$, segundo el HSD Tukey. Separación de promedios: A>B>C (A= promedio más elevado, C= promedio más reducido).

pectivamente, de la provincia de Valencia. En la Figura 19 se muestra la evolución de la profundidad de las cenizas en con muestreos 3, 18, 33, 48, 63 y 78 días después del incendio en dos muestreos. En el primero la ceniza no recibió la cubierta protectora de las acículas de *Pinus halepensis*, lo que si ocurrió en la segunda zona estudiada. Al observar la evolución de la profundidad durante el periodo de estudio se verificó que hay una disminución rápida del espesor de las cenizas en las dos áreas, pero que en el área sin acículas de *Pinus halepensis* la pérdida se produjo muy rápidamente.

Entre los 3 y 18 días después del inicio del experimento no existen diferencias significativas entre la profundidad de las cenizas en ambos los transectos, el que presenta cenizas con acículas de pino y el que presenta sólo cenizas. En la ladera cubierta con acículas de pino se midió un ligero incremento de la profundidad como consecuencia de la incorporación de la hojarasca caída de los pinos. Entre los muestreos realizados 18 días y 33 días después se produjo

una reducción significativa de la profundidad de las cenizas, particularmente donde no había cubierta de acículas. Esto se debió a una lluvia torrencial ocurrida el 2 de septiembre de 2004 la cual eliminó por salpicadura y arroyada superficial toda la cubierta de cenizas (Figura 20) en la ladera sin cubierta de acículas. En la ladera con cubierta de acículas de pino la pérdida de cenizas existió pero fue menor. En las siguientes mediciones se cuantificó una reducción paulatina probablemente debido a la disolución de parte de los elementos más solubles de las cenizas y la incorporación al suelo, como resultado de otras lluvias de menor intensidad ocurridas en los meses posteriores (Figura 21). La figura 22 muestra los cambios en la profundidad de las cenizas a lo largo de la ladera a los 3 y 33 días del inicio del experimento en los dos transectos. Así, cuando el incendio no afecta a los árboles directamente, las acículas y hojarasca pueden seguir depositándose en la superficie del suelo durante los días posteriores al incendio. De esta forma pueden mitigarse en cierta medida los efectos de los agentes erosivos, incluso con lluvias torrenciales como la que se produjo en la Serra Calderona.

En la tabla 5 se compara la profundidad de las cenizas en cada periodo de muestreo entre los dos espacios en estudio. A los 3 días no se identificó ninguna diferencia significativa, lo que indica severidades semejantes. A los 18 días de muestreo, hay una diferencia significativa ($p < 0,05$)



Figura 20. De izquierda a derecha y de arriba abajo: vista de la ladera de Serra Calderona tras el incendio (3 días), tras el temporal de 2 de Septiembre de 2004, y vistas del transecto estudiado con acículas de *Pinus halepensis*, antes y después de la lluvia torrencial.

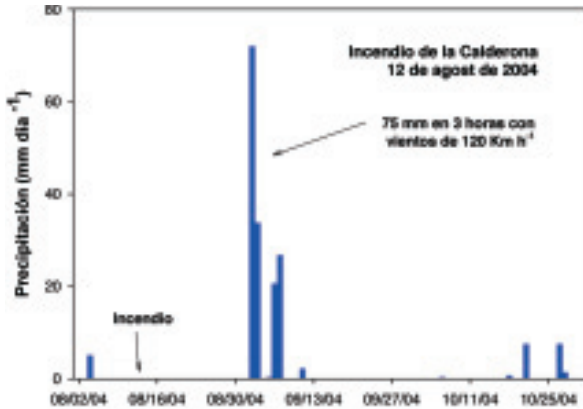


Figura 21. Precipitación diaria entre 01/08/2004 y 31/10/2004 en el observatorio de Serra (Valencia), en la Serra Calderona.

entre los dos transectos debido a la incorporación de las acículas de *Pinus halepensis* en una de ellas. Después de la lluvia torrencial, en el muestreo 33 días después, las diferencias son significativas debido a la pérdida de la capa de cenizas allí donde no se depositaron acículas.

La evolución de la zona de la Sierra Calderona fue muy especial porque el suelo quemado recibió en 3 horas 75 mm de lluvia. La elevada intensidad de la lluvia y los fuertes vientos eliminaron prácticamente todas las cenizas. Sin embargo, en otras zonas en las que se ha aplicado

la misma metodología se puede apreciar como la pérdida de cenizas por escorrentía no es el proceso más importante. Muy al contrario, con las lluvias de baja intensidad, las cenizas se empan de agua y permanecen adheridas a la superficie del suelo. La humectación también supone

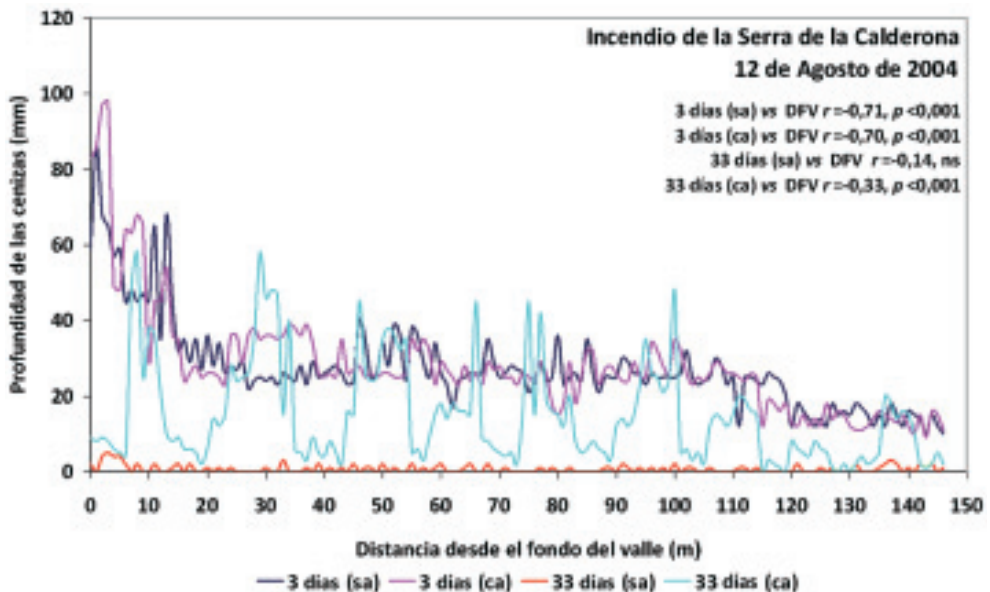


Figura 22. Evolución de la profundidad de las cenizas entre 3 y 33 días después del evento. Parcela sin cobertura de acículas de *Pinus halepensis* (sa) y parcela con cobertura de acículas de *Pinus halepensis* (ca). Las muestras 33 días después fueron tomadas después del evento de precipitación torrencial mencionado en la Figura 20. DFV (Distancia desde el fondo del valle), ns (correlación no significativa a un $p < 0,05$).

Tabla 5. Diferencia entre la profundidad de las cenizas en los laderas ubicadas en la Serra Calderona. Parcela sin cobertura de acículas de *Pinus halepensis* (sa) y parcela con cobertura de acículas de *Pinus halepensis* (ca). La significancia estadística fue calculada a través del test no paramétrico Mann-Whitney U test. Las diferencias son consideradas estadísticamente diferentes para $p < 0,05$. * $< 0,01$, ** $< 0,001$, n.s (no significativa). Mediana más elevada (A) y Mediana más baja (B). (N= 147 muestras por periodo).

Días tras el incendio	Cenizas (sa)	Cenizas y acículas (ca)	p
3			n.s
18	B	A	*
33	B	A	**
48	B	A	**
63	B	A	**
78	B	A	**

un proceso de compactación y de reducción de la capacidad de infiltración de las cenizas (Cerdà, 1993), que además puede estar potenciado por la cimentación de ciertos elementos.

En la Figura 23 se muestra la evolución de la profundidad de las cenizas en los diferentes periodos de muestreo en una ladera afectada por un incendio cerca de Bixquert. En esta zona, la deposición de cenizas fue menor por disponer de una menor biomasa (matorral de *Quercus*

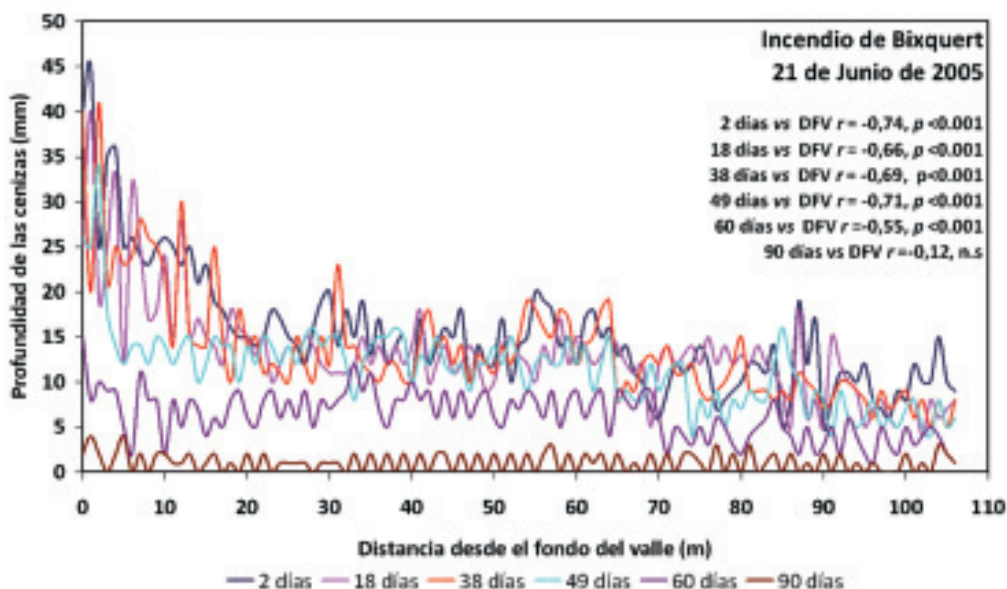


Figura 23. Evolución de la profundidad de las cenizas en todos los periodos de muestreo en la ladera estudiada en el incendio de Bixquert. DFV (Distancia desde el fondo del valle) y n.s (correlación no significativa a un $p < 0,05$).

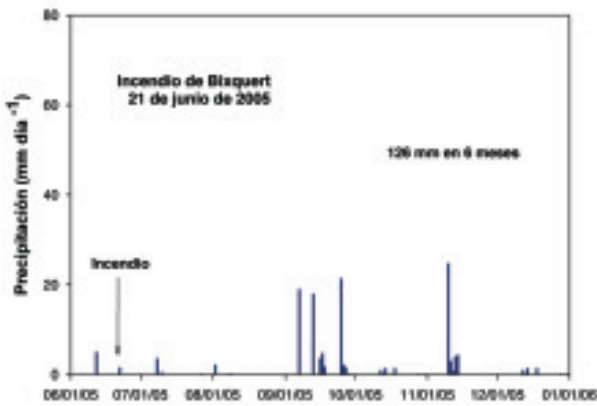


Figura 24. Precipitación diaria entre 01/06/2005 y 31/12/2005 en la estación de Bixquert (Valencia).

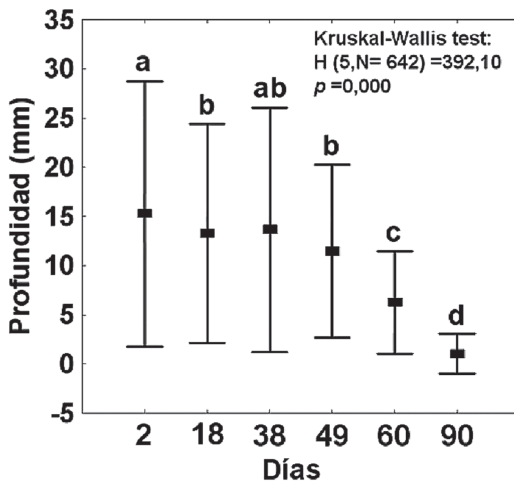


Figura 25. Evolución de la profundidad de las cenizas (promedio $\pm 2 \times$ desviación estándar) recogidas en una ladera ubicada en Bixquert (Valencia) tras el incendio de 2005 (21 de Junio) en los diferentes periodos de muestreo posteriores al incendio. (N=106 por muestreo). Letras diferentes en cada grafico indican que la profundidad de las cenizas en cada es significativamente diferente a un $p < 0,05$, segundo el HSD Tukey. Separación de promedios: A>B>C>D (A= promedio más elevado, D= promedio más reducido).

coccifera, maquia, sin pinar), mientras que en la Serra Calderona, la presencia de *Pinus halepensis* con una mayor biomasa dio lugar a una capa de ceniza más profunda, especialmente en los campos de cultivo. El test de Kruskal-Wallis mostró una reducción significativa en la profundidad de las cenizas.

En los dos casos estudiados se comprueba como partiendo de una capa continua y abundante de cenizas después del incendio (28,31 mm en Sierra Calderona y 15,26 mm en Bixquert) se produce su reducción y práctica desaparición en unas semanas o meses dependiendo del régimen de precipitaciones. Se ha comprobado también que las cenizas aumentan su profundidad en el fondo del valle, mientras que son más someras en las partes altas y medias de las laderas, lo que es directamente dependiente con la distribución de la biomasa antes del incendio. No se ha apreciado redistribución de las cenizas por el viento en las dos zonas estudiadas, aunque es un tema a desarrollar.

El análisis *post-hoc* ha permitido identificar diferencias significativas entre muestreos. En concordancia con lo que se observó en el caso de la Serra Calderona, la lluvia juega un papel relevante en la evolución postincendio de la profundidad de las cenizas. En la zona de estudio de Bixquert, después del incendio, la cantidad y, especialmente, la intensidad de lluvia fue muy

baja (Figura 24), lo que permitió que la capa de cenizas permaneciese más tiempo en el suelo, y que su disminución fuese gradual, en lugar de súbita como ocurrió en la Sierra Calderona (Figura 25).

Los estudios en la zona de la Serra Calderona y en Bixquert han demostrado que el régimen de lluvias va a condicionar mucho la evolución postincendio. Pero también que si existen restos

vegetales como las acículas de los pinos, los procesos erosivos pueden quedar amortiguados. Por ello, desde el punto de vista de la gestión forestal, incendios de baja intensidad como las quemadas controladas, en las que queda parte de la biomasa sofamada o parcialmente quemada, deben ser vistos como zonas en las que no es necesaria ninguna intervención.

La variabilidad espacial de la profundidad de las cenizas se modifica tras el incendio como consecuencia del impacto de las gotas de lluvia, la salpicadura y de la arroyada. El viento también puede ser un agente erosivo importante, pero no se ha podido constatar en los estudios aquí mencionados. En todo caso el viento será relevante hasta el momento en el que las cenizas se humedezcan. Como

muestra la figura 26 hay una relación clara entre la variabilidad espacial aquí mostrada como coeficiente de variación y la profundidad de las cenizas. A mayor profundidad menor variación espacial. Esto demuestra que las arroyadas modifican la distribución de las cenizas y las hacen más variables espacialmente. En ese mismo gráfico se muestra como la lluvia torrencial de septiembre de 2004 modificó la distribución de las cenizas en la Sierra Calderona, y que lo hizo de forma más evidente allí donde no estaban presentes las acículas de los pinos.

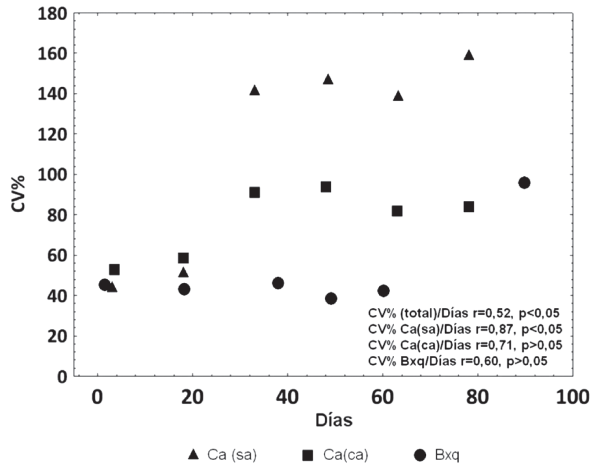


Figura 26. Correlación entre el coeficiente de variación (CV%) de cada muestreo y los diversos periodos en las tres laderas analizadas. Ca (sa) (Ladera de Sierra Calderona sin la cubierta de acículas de *Pinus halepensis*), Ca (ca), (Ladera de Sierra Calderona con la cubierta de acículas de *Pinus halepensis*) y Bxq (Ladera de Bixquert). Tot (correlación considerando todas las muestras) y n.s (correlación no significativa a un $p < 0,05$).

CONCLUSIONES

Las cenizas son un factor clave para entender los procesos edáficos, hidrológicos y geomorfológicos en el postincendio, y con ello en la recuperación de los ecosistemas terrestres afectados por incendios forestales. Las propiedades de las cenizas están íntimamente relacionadas con la temperatura y tiempo de exposición al fuego. A mayor temperatura mayor pérdida de nutrientes y por lo tanto mayor dificultad de recuperación del ecosistema. La menor cantidad de nutrientes en las cenizas producidas en incendios de alta severidad, junto a la más lenta liberación de nutrientes fundamentales para las plantas, pueden ser una de las causas de la mayor dificultad de recuperación de los bosques afectados por incendios forestales respecto a los tratados con quemadas controladas. Contrastar estas ideas en distintos ecosistemas es uno de los retos de la investigación científica. Para ello se está trabajando en distintas líneas de investigación: evolución de la capa de cenizas, propiedades químicas y físicas, e influencia en los procesos hidrológicos y erosivos.

Los trabajos pioneros se están basando en innovaciones técnicas y metodologías de investigadores alemanes, portugueses, españoles, estadounidenses y holandeses. Se ha comprobado como las propiedades hídricas de las cenizas dependen de la severidad del incendio y la especie. Las cenizas de color oscuro, a pesar de mostrar repelencia al agua, presentan altas tasas de infiltración, lo que está directamente relacionado por su textura más grosera. Inmediatamente después del incendio se ha confirmado una mayor liberación de los cationes mayoritarios porque el pH los favorece, pero con el tiempo, se observa una reducción del pH y los elementos minoritarios se pueden disolver más fácilmente. Así, de una forma general, se puede tener un aumento de la fertilidad seguido por un incremento de la acidez. Se ha comprobado lo efímero de la presencia de cenizas, en ocasiones sólo permanecen durante unas semanas al ser evacuadas por las primeras lluvias. Las propiedades hídricas destacan la gran capacidad de retención hídrica de las cenizas, aunque las mediciones son aún escasas.

El estudio de las cenizas está en sus inicios, por lo que nuevas aportaciones técnicas y metodológicas son necesarias para conocer mejor la clave de la evolución de los suelos afectados por incendios. Los trabajos aquí presentados son el principio de una línea de investigación necesaria para seguir avanzando en el conocimiento del papel de los incendios en los ecosistemas terrestres.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al proyecto GL2006-11107-C02-02/BOS "Evaluation of the quality of Mediterranean soils affected by fire in a middle and large term" y al European Regional Development Fund (FEDER) su apoyo financiero. El trabajo aquí presentado ha sido posible a la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación mediante la Red Temática "Efectos de los incendios forestales sobre los suelos" (CGL2007-28764-E/BTE; CGL2008-01632-E/BTE y CGL2009-06861-E/BTE).

REFERENCIAS

- Adriano, D. y Weber, J.T. 2001. Influence of fly ash on soil physical properties of a Turfgrass Establishment. *Journal of Environmental Quality*, 30, 596-601.
- Alexander, J.D., Seavy, N.E., Ralph, C.J. y Hogoboom, B. 2006. Vegetation and topographical correlates of fire severity from two fires in the Klamath-Siskiyou region of Oregon and California. *International Journal of Wildland Fire*, 15, 237-245.
- Alexandratos, V.G., Elzinga, E.J. y Reeder, R.J. 2007. Arsenate uptake by calcite: Macroscopic and spectroscopic characterization of adsorption and incorporation mechanisms. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71, 4172-4187.
- Arvidson, R.S., Ertan, I.E., Amonette, J.E. y Luttge, A. 2003. Variation in calcite dissolution rates: A fundamental problem. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67, 1623-1634.
- Augusto, L., Bakker, M.R. y Meredieu, C. 2008. Wood ash applications to temperate forest Ecosystems-potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil*, 306, 181-198.
- Beuselinck, L., Govers, G., Poesen, J., Degraer, G. y Froyen, L. 1998. Grain size analysis by laser diffractometry: comparison with the sieve-pipette method. *Catena*, 32, 193-208.
- Bisdorn, E.B.A., Dekker, L.W. y Schouthe, J.F. 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. *Geoderma*, 56, 105-118.

- Block, R.M.A. y Van Rees, K.C.J. 2004. Characterization of Aspen ash, sand and log-yard waste mixtures from an Aspen based oriented strand board mill for use as an intermediate landfill cover. *Water, Air, and Soil Pollution*, 158, 223-266.
- Bodi, M.B., Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. y Cerdà, A. 2009. Effects of ash type and degree of combustion on soil water repellency. 2nd International meeting of fire effects on soil properties, Programme and abstract book. Marmaris.
- Bookter, A. 2006. Erosional processes alter wildfires: the impact of vegetative ash and the morphology of debris flow. MSc. Thesis, Department of Geology, University of Montana, Missoula, Montana.
- Box, G.E.P. y Cox DR. 1964. An analysis of transformations. *Journal of Royal Statistics Society, Series B*, 26, 211-246.
- Brais, S., David, P. y Ouimet, R. 2000. Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *Forest Ecology and Management*, 137, 231-243.
- Burns, K.A. 2007. The effective viscosity of ash-laden flows. MSc thesis, The University of Montana. Missoula, MT.
- Buurman, P., Pape, Th., Reijneveld, J.A., de Jong, F. y van Gelder, E. 2001. Laser diffraction and pipette method grain sizing of Dutch sediments: correlations of fine fractions of marine, fluvial and loess samples. *Netherlands Journal of Geosciences*, 80, 49-57.
- Cannon, S.H., Bigio, E.R. y Mine, E. 2001. A process for fire related debris flow initiation, Cerro Grande fire, New Mexico. *Hydrological Processes*, 15, 3011-3023.
- Cerdà, A. y Doerr, S.H. 2008. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 74, 256-263.
- Cerdà, A. 1993. La infiltración en los suelos del País Valenciano. Factores y variaciones espacio temporales. Tesis Doctoral. Universitat de València. Valencia.
- Chapell, A. 1998. Dispersing sandy soil for the measurement of particule size distributions using optical laser diffraction. *Catena*, 31, 271-281.
- Chief, K., Ferré, T.P.A. y Nijssen, B. 2006. Field testing of a soil corer air permeameter (SCAP) in desert soils. *Vadose Zone Journal*, 5, 1257-1263.
- Dahl, O., Pöykiö, R. y Nurmesniemi, H. 2008. Concentrations of heavy metals in fly ash from a coal-fired power plant with respect to the new Finnish limit values. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 10, 87-92.
- Dane, J.H. y Hopmans, J.W. 2002. Water retention and storage. En: J.H. Dane, G.C. Topp (Eds.), *Methods for soil analysis, Part 4, Physical Methods*. Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- De Boer, G.B.J., de Weerd, C., Thoenes, D. y Goosens, H.W.J. 1987. Laser diffraction spectrometry: Fraunhofer diffraction versus Mie scattering *Particle Characterization*, 4, 14-19.
- Demeyer, A., Vuondi Nkana, J.C. y Verloo MG. 2001. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology*, 77, 253-266.
- Di Stefano, C., Ferro, V. y Mirabile, S. 2010. Comparison between grain size analysis using laser diffraction and sedimentation methods. *Biosystems Engineering*, 106, 205-215.
- Doerr, S.H., Dekker, L.W., Ritsema, C.J., Shakesby, R.A. y Bryant, R., 2002. Water repellency of soils: the influence of ambient relative humidity. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 401-405.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. y Walsh, R.P.D. 1998. Spatial variability of soil hydrophobicity in fire-prone eucalyptus and pine forests, Portugal. *Soil Science*, 163, 313-324.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. y MacDonald, L.H. 2009. Soil Water repellency: A key factor in post-fire erosion. En: A. Cerdà, P.R. Robichaud (Eds.), *Fire effects on Soils and Restoration Strategies*. Land reconstruction and Management. Science Publishers. Enfield.
- Dolgaleva, I.V., Gorichev, I.G., Izotov, A.D. y Stepanov, V.M. 2005. Modeling of the effect of the pH on the calcite dissolution kinetics. *Theoretical Foundations of Chemical Engineering*, 39, 614-621.

- Eshel, G., Levy, G.J., Mingelgrin, U. y Singer, M.J. 2004. Critical evaluation of the use of laser diffraction for particle size analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 736-743.
- Etiéègni, L. y Campbell, A.G. 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology*, 37, 173-178.
- Etiéègni, L. 1990. Wood ash recycling and land disposal. PhD dissertation. Forest products department. University of Idaho. Moscow, ID.
- Ettler, V., Zelena, O., Mihaljevic, M., Sebek, O., Strnad, L., Coufal, P. y Bezdicka, P. 2006. Removal of trace elements from landfill leachate by calcite precipitation. *Journal of Geochemical Exploration*, 88, 28-31.
- Flint, L.E. y Flint, A.L. 2002a. Porosity. En: J.H. Dane y G.C. Topp (Eds.), *Methods for soil analysis, Part 4, Physical Methods*. Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- Flint, L.E. y Flint, A.L. 2002b. Particle density. En: J.H. Dane y G.C. Topp (Eds.), *Methods for soil analysis, Part 4, Physical Methods*. Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- Gabet, E.J. y Sternberg, P. 2008. The effects of vegetative ash on infiltration capacity, sediment transport, and the generation of progressively bulked debris flows. *Geomorphology*, 101, 666-673.
- Gee, G.W. y Or, D. 2002. Particle size analysis. En: J.H. Dane y G.C. Topp (Eds.), *Methods for soil analysis, Part 4, Physical Methods*. Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- Gillon, D. y Rapp, M. 1989. Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. *Plant and Soil*, 120, 69-77.
- Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires. *Soil Science*, 162, 479-486.
- Goforth, B.R., Graham, R.C., Hubbert, K.R., Zanner, C.W. y Minnich, R.A. 2005. Spatial distribution and properties of ash thermally altered soils after high-severity forest fires, Southern California. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 343-354.
- González-Pelayo, O., Andreu, V., Rubio, J.L., Ferreira, C.S.S. y Ferreira, A.J.D. 2009. Impacto del fuego controlado en las propiedades hidrológicas de suelos desarrollados sobre calizas jurásicas - Estudio experimental de Podentes (Portugal). En: A. Jordán, L.M. Zavala, J.M. de la Rosa, H. Knicker, J.A. González-Pérez y F.J. González-Vila (Eds.), *Advances in forest fire effects on soils. Book of Abstracts of the Communications presented to the II International Meeting on Forest Fire Effects on Soils (FUEGORED 2009, Sevilla-Cortegana (Huelva), Nov 4-6, 2009)*. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Goosens, D. 2008. Techniques to measure grain size distribution of loamy sediment: a comparative study of ten instruments for wet analysis. *Sedimentology*, 44, 523-525.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for natural resources evaluation*. Applied Geostatistics Series. Oxford University press. New York, NY.
- Gray, D.M. y Dighton, J. 2006. Mineralization of forest litter nutrients by heat and combustion. *Soil Biology and Biogeochemistry*, 38, 1496-1477.
- Greene, T.W. 1988. Wood ash disposal and recycling sources. Coalition of Northeast governors by OMNI Environmental Services. Beaverton, OR.
- Guerra, L.C., Garcia y Garcia, A., Hook, J.E., Harrison, K.A., Thomas, D.L., Stooksbury, D.E. y Hoogenboom, G. 2007. Irrigation water use estimates based on crop simulation models and kriging. *Agricultural and Water Management*, 89, 199-207.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. y Gómez, I. 2007. Near-Infrared Spectroscopy to estimate the maximum temperatures reached on burned soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 1029-1037.
- Harstad, A.O. y Stipp, S.L.S. 2007. Calcite dissolution: Effects of trace cations naturally present in Iceland spar. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71, 56-70.
- Hartmann, P., Fleige, H. y Horn, R. 2009. Physical properties of forest soils along fly ash deposition gradient in Northeast German. *Geoderma*, 150, 188-195.

- Harvey, F. 2008. A primer of GIS: Fundamental geographic and cartographic concepts. Gilford press. London.
- Henig-Sever, N., Poliakov, D. y Broza, M. 2001. A novel method for estimating of wildfire intensity based on ash pH and soil microarthropod community. *Pedobiologia*, 45, 98-106.
- Hillel, D. 1980. *Fundamentals of Soil Physics*. Academic Press. New York, NY.
- Hooker, P.J. y Nathanail, C.P. 2006. Risk-based characterization of lead in urban soils. *Chemical Geology*, 226, 340–351.
- Huang, H., Campbell, A.G., Folk, R. y Mahler, R.L. 1992. Wood ash as a soil additive and liming agent for wheat. *Field studies. Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 23, 25-33.
- Jacobson, S., Högbom, L., Ring, E. y Nohrstedt, H.O. 2004. Effects of wood ash dose and formulation on soil chemistry at two coniferous forest sites. *Water, Air, and Soil Pollution*, 158, 113-125.
- Jalali, M. 2007. Spatial variability in potassium release among calcareous soils of western Iran. *Geoderma*, 140, 42-51.
- Jordán, A., Zavala, L.M., González F.A., Bárcenas-Moreno, G. y Mataix-Solera, J. 2010. Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación. En: A. Cerdà y A. Jordán (Eds.), *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Càtedra Divulgació de la Ciència - FUEGORED. Universitat de València. Valencia. Pp.: 145-183.
- Karageorgiou, K., Paschalis, M. y Anasassakis, G.N. 2007. Removal of phosphate species from solution by adsorption onto calcite used as natural adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, 139, 447-452.
- Karlton, E., Saarsalmi, A., Ingerslev, M., Mandre, M., Anderson, S., Gaitnieks, T., Ozolincius, R. y Varnagiryte-Kabasinska, I. 2008. Wood ash recycling – Possibilities and Risks. En: D. Röser, A. Asikainen, K. Raulund-Rasmussen e I. Stupak (Eds.), *Sustainable use of forest biomass for energy: A synthesis with focus on the Baltic and Nordic Region*. Managing Forest Ecosystems Series, Vol. 12. Springer. New York, NY.
- Kauffman, J.B., Cummings, D.L. y Ward, D.E. 1998. Fire in the Brazilian Amazon 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. *Oecologia*, 113, 415-427.
- Keeley, J.E. 2009. Fire intensity, Fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 116-126.
- Keizer, J.J., Doerr, S.H., Malvar, M.C., Prats, S.A., Ferreira, R.S.V., Oñate, M.G., Coelho, C.O.A. y Ferreira, A.J.D. 2008. Temporal variation in topsoil water repellency in two recently burnt eucalypt stands in north-central Portugal. *Catena*, 74, 192-204.
- Khanna, P.K., Raison, R.J. y Falkiner, R.A. 1994. Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *Forest Ecology and Management*, 66, 107-125.
- Kinner, D.A. y Moody, J.A. 2007. Infiltration and runoff measurements on steep burned hillslope using a rainfall simulator with variable rain intensities. United States Geological Survey, Scientific Investigations Report 2007-5211.
- Knicker, H., Muller, P. y Hilscher, A. 2007. How useful is chemical oxidation with dichromate for determination of “black carbon” in fire-affected soils? *Geoderma*, 142, 178-196.
- Kushla, J.D. y Ripple, W.J. 1997. The role of terrain in fire mosaic of a temperate coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95, 97-107.
- Larsen, I.J., MacDonald, L.H., Brown, E., Rough, M., Welsh, M.J., Pietraszek, J.H., Libohova, Z., Benavides-Sorio, J.D. y Shaffrath, K. 2009. Causes of post-fire runoff and erosion: water repellency, cover, or soil sealing? *Soil Science Society American Journal*, 73, 1393-1407.
- Larson AJ, Franklin JF. 2005. Patterns of conifer tree regeneration following an autumn wildfire event in the western Oregon Cascade Range, USA. *Forest Ecology and Management* 218:25-36.
- Leeds-Harrison, P.B., Youngs, E.G. y Uddin, B. 1994. A device for determining the sorptivity of soil aggregates. *European Journal of Soil Science*, 45, 269-272.

- Leighton-Boyce, G., Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D. 2007. Quantifying the impact of soil water repellency on overland flow generation and erosion: A new approach using rainfall simulation and wetting agents on in situ soils. *Hydrological Processes*, 21, 2337-2345.
- Lu, N., Ristow, G.H. y Likos, W.I. 2000. The accuracy of hydrometer analysis for fine grained clay particules. *Geotechnical Testing Journal*, 23, 487-495.
- Lu, P., Su, Y., Niu, Z. y Wu, J. 2007. Geostatistical analysis risk assessment on soil total nitrogen and total soil phosphorous in Dongting Lake Plain Area, China. *Journal of Environmental Quality*, 36, 935-942.
- Luo, W., Taylor, M.C. y Parker, S.R. 2008. A comparison of spatial interpolation methods to estimate continuous wind speed surfaces using irregularity distributed data from England and Wales. *International Journal of Climatology*, 28, 947-959.
- Lutz, J.A, van Wagtenonk, J.W., Thode, A.E., Miller, J.D. y Franklin J.F. 2009. Climate, lightning ignitions, and fire severity in Yosemite National Park, California, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 765-774.
- Maingi, J.K. y Henry, M.C. 2007. Factors influencing wildfire occurrence and distribution in eastern Kentucky, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 16, 23-33.
- Mallik, A.U., Gimingham, C.H. y Rahman, A.A. 1984. Ecological effects of heater burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *Journal of Ecology*, 72, 767-776.
- Mandre, M., Pärn, H. y Ots, K. 2006. Short term effects of wood ash on the soil and the lignin concentration and growth of *Pinus sylvestris* L. *Forest Ecology and Management*, 223, 349-357.
- Maroco, J. 2003. Análise estatística com utilização do SPSS. 2nd Edição. Edições Sílabo. Lisboa.
- Mataix-Solera, J. y Doerr, S.H. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 118, 77-88.
- Matt Davies, G., Smith, A.A., MacDonald, A.J., Bakker, J.D. y Legg, C.J. 2010. Fire intensity, Fire severity and ecosystem response in hethlands: factors affecting the regeneration of *Calluna vulgaris*. *Journal of Applied Ecology*, 47, 356-365.
- McCave, I.N., Bryant, R.J., Cool, H.F. y Coughanowr, C.A. 1986. Evaluation of a laser diffraction analyzer for use with natural sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*, 56, 561-564.
- McGrath, D., Zhang, C. y Carton, O.T. 2004. Geostatistical Analysis and hazard assessment on soil lead in Silvermines area, Ireland. *Environmental Pollution*, 127, 239-248.
- McGrath, D. y Zhang, C. 2003. Spatial distribution of soil organic carbon concentrations in grassland of Ireland. *Applied Geochemistry*, 18, 1629-1639.
- Miller, J.D., Safford, H.D., Crimmins, M. y Thode, A.E. 2009. Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and Southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems*, 12, 16-32.
- Misra, M.K., Ragland, K.W. y Baker, A.J. 1993. Wood ash composition as function of furnace temperature. *Biomass and Bioenergy*, 4, 103-116.
- Moody, J.A., Kinner, D.A. y Úbeda, X. 2009. Linking hydraulic properties of fire-affected soils to infiltration and water repellency, *Journal of Hydrology*, 379, 291-303.
- Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecologica*, 10, 57-68.
- Munsell Colour Co. 1998. Munsell soil colour charts. Munsell Colour. Macbeth Division of Kollmorgen Corporation. Baltimore, MD.
- Naik, T.R. y Kraus, R.N. 1999. Use of industrial by-products in cement-based materials. En: R.K. Dhir y T.G. Jappy (Eds.), *Exploiting wastes in concrete*. Thomas Telford Publishing. London. Pp.: 23-36.
- Naik, T.R. y Kraus R.N. 2003. Wood ash: A new source of pozzolanic material. Report No. CBU-2001-11 REP-436. Center for By-Products Utilization Report. University of Wisconsin. Milwaukee, WI.
- Naylor, L. y Schmidt, E. 1989. Paper mill wood ash as fertilizer and liming material. *TAPPI Journal*, 72, 199-206.

- Neary, D.G., Ryan, Kevin, C. y DeBano, L.F. 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Ogden, UT.
- Nieminen, M., Piirainen, S. y Moilanen, M. 2005. Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: Field studies in Finish forest soils. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20, 146-153.
- Núñez-Regueira, L., Rodríguez Añón, J.A. y Proupín Castiñeras, J. 1996. Calorific values and flammability of forest species in Galicia. Coastal and hillside zones. *Bioresource Technology*, 57, 283-289.
- Núñez-Regueira, L., Rodríguez Añón, J.A. y Proupín Castiñeras, J. 1997. Calorific values and flammability of forest species in Galicia. Continental high mountains and humid Atlantic zones. *Bioresource Technology*, 61, 111-119.
- Nurmesniemi, H., Pöykiö, R., Kuokkanen, T. y Rämö, J. 2008. Chemical sequential extraction of heavy metals and sulphur in bottom ash and in fly ash from a pulp and paper mill complex. *Waste Management & Research*, 26, 389-399.
- Onda, Y., Dietrich, W.E. y Booker, F. 2008. Evolution of overland flow after a severe forest fire, Point Reyes, California. *Catena*, 72, 13-20.
- Pereira, P., Úbeda, X., Outeiro, L. y Martin D. 2008. Effects of fire intensity on Carbon and Nitrogen of leaf litter of three Mediterranean species (*Quercus suber*, *Quercus robur*, *Pinus Pinea*). *Geophysical Research Abstracts*, 10, EGU 2008-A-01140.
- Pereira, P., Úbeda, X., Outeiro, L. y Martin D. 2009. Factor analysis applied to fire temperature effects on water quality, En: E. Gomez y K. Alvarez (Eds.), *Forest Fires: Detection, Suppression and Prevention*, Series Natural Disaster Research, Prediction and Mitigation. Nova Science Publishers, Inc. Hauppauge, NY. Pp.: 273-285.
- Pereira, P. y Úbeda X. 2010. Spatial variation of heavy metals released from ashes after a wildfire. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 18,13-22.
- Pereira, P. 2010. Efeitos da intensidade de fogo nas características físico-químicas das cinzas das espécies vegetais Mediterraneas e o seu impacto na qualidade da água. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Pérez-Cabello, F., Montorio, F., Palacios, V., García-Martín, A., de la Riva, J.R., Echeverría, M.T., Ibarra, P. y Lasanta, T. 2010. Seguimiento de la evolución hidro-geomorfológica postincendio. El sistema FDARE de captura y análisis automatizado de fotografías verticales. En: A. Cerdà y A. Jordán (Eds.), *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Càtedra Divulgació de la Ciència - FUEGORED. Universitat de València. Valencia. Pp.: 405-417.
- Pieri, L., Bittelli, M. y Rossi Pisa, P. 2006. Laser diffraction, transmission electron microscopy and image analysis to evaluate a bimodal Gaussian model for particle size distribution in soils. *Geoderma*, 135, 118-132.
- Pitman, R.M. 2006. Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts. *Forestry*, 79, 563-588.
- Pöykiö, R., Rönkkömäki, H., Nurmesniemi, H., Tenno, T. y Paama, L. 2008. Extractability of heavy metals in cyclone ash. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 57, 100-106.
- Pöykiö, R., Nurmesniemi, H. y Keiski, R.L. 2009. Total and fractioned concentrations of metals in combustion ash from forest residues and peat. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 58, 247-254.
- Raison, R.J., Khanna, P.K. y Woods, P.V. 1985. Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 132-140.
- Raison, R.J. y McGarity, J.W. 1980. Effects of ash, heat, and the ash-heat interaction on biological activities in two contrasting soils. *Plant and Soil*, 55, 363-376.
- Reneau, S.L. 2007. Sedimen delivery after a wildfire. *Geology*, 35, 151-154.

- Reynolds, W.D., Elrick, D.E., Youngs, E.G., Booltink, H.W.G. y Bouma, J. 2002. Saturated and Field Saturated Water Flow Parameters. En: Dane JH, Topp GC (Eds.), *Methods for soil analysis, Part 4, Physical Methods*. Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- Robichaud, P.R. y Miller, S.M. 1999. Spatial interpolation and simulation of post-burn duff thickness after prescribed fire. *International Journal of Wildland Fire*, 9, 137-143.
- Robinson, T.P. y Metternicht, G. 2006. Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties. *Computers and Electronics in Agriculture*, 50, 97-108.
- Rönkkömäki, H., Pöykö, R., Nurmesniemi, H., Popov, K., Merisalu, E., Tuomi, T. y Välimäki, I. 2008. Particle size distribution and dissolution properties of metals in cyclone fly ash. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 5, 485-494.
- Ruiz-Agudo, E., Putins, C.V., Jiménez-Lopez, C. y Rodríguez-Navarro, C. 2009. An atomic force microscopy study calcite dissolution in saline solutions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73, 3201-3217.
- Rusu, C. y Rusu, V. 2006. Radial basis functions versus geostatistics in spatial interpolations. En: M.A. Brammer (Ed.), *Artificial intelligence in theory and practice*. IFIP International Federation for Information Processing. Volume 217/2006. Springer. Boston, MA. Pp.: 119-128.
- Saarsalmi, A., Mälkönen, E. y Kukkola, M. 2004. Effect of wood ash fertilization on soil chemical properties and stand nutrient status and growth of some coniferous stands in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19, 217-233.
- Shapiro, S.S. y Wilk, M.B. 1965. An analysis of variance test for normality. *Biometrika*, 52, 591-611.
- Smith, A.M.S. y Hudak, A.T. 2005. Estimating combustion of large downed woody debris from residual white ash. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 245-248.
- Smith, M.J., Goodchild, M.F. y Longley, P.A. 2009. *Geospatial Analysis. A comprehensive guide to principles techniques and software tools*. Troubador Publishing. Leicester.
- Somasundaran, P. y Agar, G.E. 1967. The zero point of charge of calcite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 24, 433-440.
- Someshwar, A.V. 1996. Wood and combination wood-fired boiler ash characterization. *Journal of Environmental Quality*, 24, 962-972.
- Stark, N.M. 1977. Fire and nutrient cycling in a douglas-fir/larch forest. *Ecology*, 58, 16-30.
- Steenari, B.M. y Lindqvist, O. 1997. Stabilization of biofuel ashes for recycling to forest soil. *Biomass and Bioenergy*, 13, 39-50.
- Stephenson, J., Gallagher, K. y Holmes, C.C. 2004. Beyond kriging: dealing with discontinuous spatial data fields using adaptive prior information and Bayesian partition modeling. En: A. Curties y R. Wood (Eds.), *Geological prior information: Informing science and engineering*. Special Publications. Geological Society. London, Pp.: 195-210.
- Thy, P., Jenkinns, B.M., Grundvig, S., Shiraki, R. y Leshner, .CE. 2006. High temperature elemental losses and mineralogical changes in common biomass ashes. *Fuel*, 85, 783-795.
- Úbeda, X., Outeiro, L.R. y Sala, M. 2006. Vegetation regrowth after a differential intensity forest fire in a Mediterranean environment, Northeast Spain. *Land Degradation and Development*, 17, 429-440.
- Úbeda, X., Pereira, P., Outeiro, L. y Martin, D.A. 2009. Effects of fire temperature on the physical and chemical characteristics of the ash from two plots of Cork Oak (*Quercus suber*). *Land Degradation and Development*, 20, 589-608.
- Ulery, A.L., Graham, R.C. y Amrhein, C.. 1993. Wood ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 156, 358-364.
- Van Loo, S. y Koppejan, J. 2008. *The handbook of biomass combusting & co-firing*. Earthscan. Chippenham.
- Van't Woudt, B.D. 1959. Particle coatings affecting the wettability of soils. *Journal of Geophysical Research*, 64, 263-267
- Varennes, A. 2003. *Produtividade dos solos e ambiente*. Escolar Editora. Lisboa.

- Vega, J.A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P. y Fonturbel, T. 2008. The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. Recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 256, 1596-1603.
- Verbyla, D.L., Kasischke, E.S. y Hoy, E. 2008. Seasonal and topographic effects on estimating fire severity from Landsat TM/ETM+ data. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 527-534.
- Viegas, D.X. 2004. On the existence of a steady state regime for slope and wind driven forces. *International Journal of Wildland Fire*, 13, 101-117.
- Vinson, M.D., Arvidson, R.S. y Lutge, A. 2007. Kinetic inhibition of calcite (104) dissolution by aqueous manganese(II). *Journal of Crystal Growth*, 307, 116-125.
- Voltz, M. y Webster, R. 1990. A comparison of kriging, cubic splines classification for predicting soil properties from sample information. *European Journal of Soil Science*, 41, 473-490.
- Weast, R.C. 1989. *Handbook of chemistry and physics*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Webster, R. y Oliver, M.A. 2007. *Geostatistics for environmental scientists*. 2nd Edition. John Wiley & Sons. New York, NY.
- Wolthers, M., Charlet, L. y Van Cappellen, P. 2008. The surface chemistry of divalent metal carbonate minerals, a critical assessment of surface charge and potential data using the charge distribution multi-site ion complex model. *American Journal of Science*, 308, 905-941
- Woods, S.W. y Balfour, V.N. 2008. The effect of ash on runoff and erosion after a severe forest wildfire, Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 535-548.
- Wright, H.A. y Bailey, A.W. 1982. *Fire Ecology: United States and southern Canada*, John Wiley & Sons. New York, NY.
- Zachara, J.M., Cowan, C.E. y Resch, C.T. 1991. Sorption of divalent metals on calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55, 1549-1562.
- Zavala, L.M., Jordán, A., Gil, J., Bellinfante, N. y Pain, C. 2009. Intact ash and charred litter reduces susceptibility to rainsplash erosion post-wildfire. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34, 1522-1532.
- Zhou, H. 2003. Reducing, reusing and recycling solid wastes from wood fibre processing. En: P.J. Burton, C. Messier, D.W. Smith y W.L. Adamowicz (Eds.), *Towards sustainable management of the boreal forest*. NRC Research Press. Ottawa. Pp.: 759-798.

