

Caracterización edáfica y distribución de ^{137}Cs en perfiles de suelos representativos de agrosistemas mediterráneos de montaña

L. Gaspar^{*,**,1}, A. Navas^{**}, J. Machín^{**}, M. López-Vicente^{**}
y J. Gómez-Arozamena^{***}

* School of Geography, Earth and Environmental Sciences, Plymouth University, Plymouth, Devon, PL4 8AA, UK

** Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC), Department of Soil and Water, Apartado 13034, 50080 Zaragoza, Spain

*** Universidad de Cantabria, Avenida Cardenal Herrera Oria s/n, 39011 Santander, Spain

Resumen

Caracterizar los suelos y conocer sus propiedades fisicoquímicas es fundamental para interpretar los datos de ^{137}Cs y evaluar las implicaciones que el tipo y uso de suelo, agrario, ganadero o forestal, tienen sobre el comportamiento del radioisótopo en el suelo. En este trabajo se han caracterizado suelos representativos de agrosistemas mediterráneos de montaña mediante la apertura de calicatas, el estudio detallado de sus propiedades fisicoquímicas, y el análisis por difracción de rayos X de perfiles de suelo. Asimismo, para evaluar la repercusión del uso del suelo sobre el contenido y distribución del radioisótopo, sus implicaciones sobre los procesos de pérdida de suelo, y la posible transferencia del ^{137}Cs a las plantas, se han muestreado 13 perfiles seccionados de suelos agrícolas y forestales en Calcisoles, Leptosoles, Regosoles, Gypsisoles y Gleysoles. Se observó un amplio rango de variación tanto de las principales propiedades fisicoquímicas de suelo como del contenido de ^{137}Cs , que se relacionó directa y significativamente con la materia orgánica. Los valores de ^{137}Cs más altos se registraron en Leptosoles no cultivados en suelos forestales, en los que se observó una distribución del radioisótopo exponencialmente decreciente con la profundidad, mientras que los Gypsisoles y Regosoles cultivados registraron las concentraciones más bajas, con perfiles homogéneos en profundidad por efecto del laboreo. Los resultados de esta investigación evidencian el efecto del uso y tipo de suelo en la concentración de la actividad del radioisótopo, y son de interés para la correcta aplicación del ^{137}Cs como técnica para cuantificar la pérdida de suelo en agrosistemas mediterráneos.

Palabras clave: ^{137}Cs , clasificación FAO, DRX, uso agrícola y forestal, pérdida de suelo, agroecosistemas Mediterráneos.

Abstract

Edaphic characterization and distribution of ^{137}Cs of representative soil profiles on mountainous Mediterranean agroecosystems

An accurate characterization of soils and good knowledge of the soil physicochemical properties is the key to understanding ^{137}Cs data and assesses the effect of soil type and different land uses on the be-

1. Autor para correspondencia: leticia.gaspar@plymouth.ac.uk
<http://dx.doi.org/10.12706/itea.2014.008>

havior of the radionuclide ^{137}Cs in the soils. In this research, representative soils of mountainous Mediterranean agroecosystems have been characterized through the study of soil pits, a detailed determination of physicochemical soil properties and the analysis by X-ray diffraction of soil profiles. Furthermore, to assess the impact of land use on the content and distribution of ^{137}Cs , its implications on the soil loss processes, and the ^{137}Cs transfer to plants, 13 sectioned soil profiles in agricultural and forestry soils, in Calcisols, Leptosols, Regosols, Gypsisols and Gleysols, have been sampled. The physicochemical soil properties varied widely and also the content of ^{137}Cs , which was significantly positively correlated with organic matter. The highest values of ^{137}Cs were found in uncultivated Leptosols under forest soils, with the highest concentration in the topsoil and a sharp decay with depth, while the lowest values of ^{137}Cs were found in cultivated Gypsisols and Regosols, in which the radionuclide was distributed homogeneously throughout the soil profile by tillage effect. Information gained with this research demonstrated the effect of soil type and land use in the content of ^{137}Cs on the soil, and is of interest for the correct application of the ^{137}Cs technique to quantify soil loss in Mediterranean agroecosystems.

Key words: ^{137}Cs , FAO classification, DRX, agricultural and forestry, soil loss, Mediterranean agroecosystems.

Introducción

Los suelos poseen un umbral específico de estabilidad que varía en función del tipo de suelo, es decir, una capacidad para asimilar la influencia de los agentes de la naturaleza y las intervenciones humanas sin entrar en procesos de deterioro. Las causas más comunes de la degradación de los suelos son la erosión, los cambios y gestión del uso del suelo, la compactación y el sobrepastoreo. Los procesos de pérdida de suelo y la consecuente degradación asociada que sufren los suelos a nivel planetario representan un grave problema para el desarrollo sostenible y la protección del medio ambiente. Una reducción del porcentaje de nutrientes y materia orgánica en el suelo, y la consecuente disminución de la extensión de suelos productivos, favorecen el avance de la desertificación especialmente en los agroecosistemas mediterráneos (p. ej. Gómez *et al.*, 2011). En el sector central de la Cuenca del Ebro predominan suelos erosionables que llegan a ocupar extensiones importantes y su pérdida puede suponer la degradación de una parte considerable del territorio (Machín y Navas, 1998). Un ejemplo son las litologías yesíferas que ocupan aproximadamente 1.9 millones ha

en la cuenca (Navas, 1983) y que se caracterizan por ser suelos frágiles debido a su bajo contenido de materia orgánica, una mala estructura y escasa cubierta vegetal (Machín y Navas, 1998). El uso de radioisótopos ambientales como técnica para documentar patrones espaciales de la redistribución del suelo y cuantificar la erosión surge de la necesidad de solventar las dificultades y limitaciones asociadas a las técnicas clásicas para medir la erosión (p. ej. Walling y He 1999; Mabit *et al.*, 2009; Porto y Walling, 2012), siendo el radioisótopo Cesio-137 un efectivo trazador del movimiento suelo en ambientes mediterráneos (p. ej. Navas, 2002; Schoorl *et al.*, 2004a; Menéndez-Duarte, *et al.*, 2009; Estrany *et al.*, 2010; Navas *et al.*, 2013; Gaspar *et al.*, 2013). En los últimos años, Parsons y Foster (2011) y Mabit *et al.* (2013) han publicado artículos de revisión sobre los supuestos y la validez de la técnica de ^{137}Cs para evaluar la erosión del suelo y su uso para validar modelos de erosión y extrapolar en espacio y tiempo los datos clásicos de pérdida de suelo, destacando sus ventajas y limitaciones, y remarcando la necesidad de una aplicación rigurosa, un muestreo adecuado y un conocimiento experto para la obtención de datos fiables, siendo entonces un eficaz radiotra-

zador para estimar la magnitud de la erosión del suelo (Mabit et al., 2013). Trabajos recientes en estos frágiles agroecosistemas han evidenciando el papel primordial del uso del suelo y la influencia del tipo de suelo en la distribución del radioisótopo (p. ej. Schoorl et al., 2004b; Navas et al., 2005; Sadiki et al., 2007; Gaspar, 2011; Gaspar y Navas, 2013). La heterogeneidad en cuanto a tipos de suelo y el complejo mosaico de usos, característico de los agrosistemas mediterráneos, plantea la necesidad de contar con una detallada caracterización de los diferentes tipos de suelo, así como conocer las propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas y forestales para interpretar correctamente los datos de ^{137}Cs y evaluar las implicaciones de estos factores sobre el comportamiento del radioisótopo en el suelo.

El isótopo artificial ^{137}Cs tiene un periodo de semidesintegración de 30,23 años y fue introducido en la atmósfera como producto de fisión de los ensayos nucleares que tuvieron lugar entre los años 50 y 70. Tras su difusión y una distribución condicionada por las corrientes atmosféricas, el depósito de ^{137}Cs asociado a las precipitaciones y al efecto de la gravedad se inicia en 1954, registrando su pico máximo en 1963 (Ritchie y Ritchie, 1995) año en el que se firmó el Tratado de Prohibición Parcial de Ensayos Nucleares (Partial Test Ban Treaty). Otros aportes de ^{137}Cs se han liberado a la atmósfera puntualmente como producto de accidentes nucleares, si bien no se han llegado a detectar en los suelos del área de estudio. El ^{137}Cs es altamente reactivo y una vez que alcanza la superficie del suelo queda fuertemente adsorbido en la fracción fina por las arcillas y la materia orgánica (He y Walling, 1996). Debido a su limitada migración postdepósito, el movimiento del radioisótopo se asocia al movimiento de las partículas de suelo, siendo un eficaz radio-trazador de su redistribución. El ^{137}Cs emite rayos gamma con una energía conocida y característica (662 keV) que pueden ser fácil-

mente medidos con espectrometría de rayos gamma. Para cada muestra de suelo analizada se obtiene un valor de la concentración de la actividad de ^{137}Cs (Bq kg^{-1}) que se convierte en una medida de carga por unidad de área, conocida como inventario (Bq m^{-2}), al tener en cuenta la densidad de la muestra de suelo. Cuando se trabaja con perfiles de suelo seccionados, el denominado inventario total de ^{137}Cs en el punto de muestreo será la suma de los inventarios estimados en cada intervalo del perfil de suelo. La técnica permite cuantificar la pérdida o ganancia de suelo mediante la comparación del inventario total en cada punto de muestreo con el inventario obtenido en sitios estables de referencia en el área de estudio (Figura 1).

La mayor parte del radioisótopo queda inmovilizado por el suelo debido a la fuerte adsorción química del ^{137}Cs en las superficies de intercambio catiónico, sobre todo por parte de los minerales de arcilla, ocupando los sitios específicos localizados en el borde de expansión de su estructura, conocidos como *frayed edges sites* (FES) (p. ej. Staunton et al., 2002 y Kim et al., 2006). Sin embargo, una fracción puede ser absorbida por las plantas y micorrizas entrando a formar parte del ciclo suelo-planta (p. ej. Vinichuk et al., 2013), mientras que en zonas afectadas por incendios forestales puede haber una mayor movilidad del radioisótopo debido a la pérdida de estabilidad estructural del suelo, siendo estos más frágiles, menos cohesivos y más fácilmente erodibles (p. ej. Menéndez-Duarte et al., 2009).

Este estudio se centra en (i) la caracterización edáfica y geoquímica de suelos representativos de agrosistemas mediterráneos de montaña que predominan en el sector central del borde norte de la cuenca del Ebro (España) mediante la realización de calcatas y el análisis de difracción de rayos X, y en (ii) la estimación del contenido y distribución en profundidad del radioisótopo ^{137}Cs en función del tipo y usos del suelo. Todo ello con

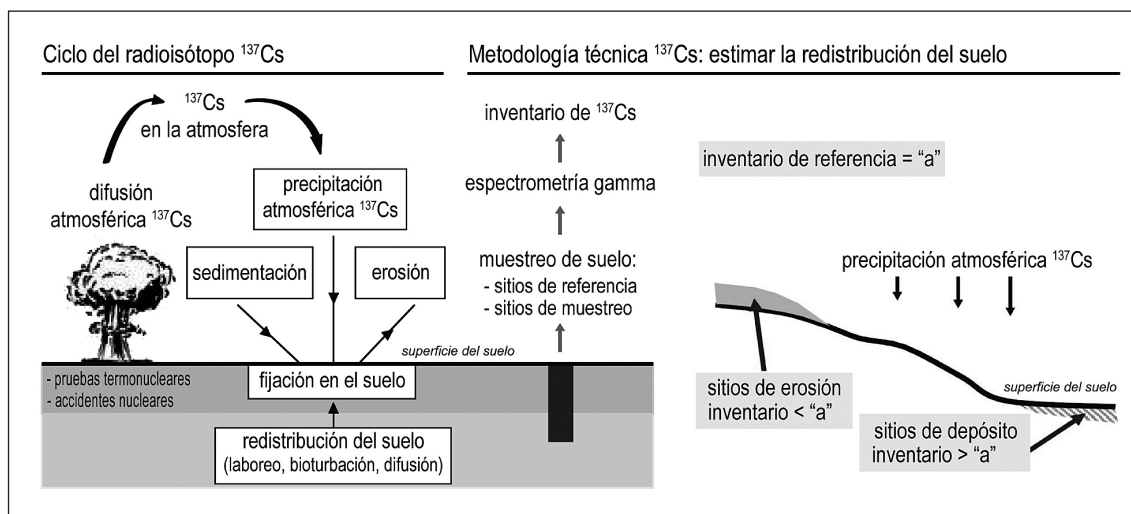


Figura 1. Uso del radioisótopo ^{137}Cs para estimar la redistribución del suelo.

Figure 1. Use of ^{137}Cs technique to estimate soil loss and deposition.

el objetivo de evaluar la repercusión que tienen los suelos agrícolas y forestales sobre el comportamiento del radioisótopo, sobre la pérdida de suelo, y sobre la posible transferencia del radioisótopo a las plantas. Los resultados de esta investigación contribuirán a incrementar el conocimiento de los suelos característicos de ambientes de media montaña del Pirineo oriental, tanto agrícola como forestal, y su implicación en la correcta interpretación y aplicación del ^{137}Cs como técnica para cuantificar la pérdida de suelo en agrosistemas mediterráneos.

Material y métodos

Los perfiles de suelo estudiados se han extraído en una zona próxima al límite norte de la cuenca del Ebro en el prepirineo aragonés, situada al este de la provincia de Huesca (NE de España) en la comarca de la Ribagorza (42°1'29" N, 0°31' 2" E) (Figura 2). En el área, el clima es mediterráneo continental con una

pluviometría media anual de 595 mm y una temperatura media anual de 12,2 °C (López-Vicente *et al.*, 2008). La precipitación se distribuye en dos periodos húmedos (primavera y otoño) y se caracteriza por una fuerte oscilación interanual de 378% para el periodo entre 1941-2011 (López-Vicente *et al.*, 2013). Los materiales aflorantes en estas Sierras Marginales conocidas como Prepirineo son de edad Mesozoica y materiales Neógenos. Los suelos que se desarrollan sobre facies Muschelkalk, facies Keüper y depósitos coluviales son Calcisoles, Leptosoles y Regosoles, mientras que los Gypsisoles cubren afloramientos de menor entidad, y los Gleysoles zonas donde el nivel freático está próximo a la superficie del suelo (Machín *et al.*, 2008). La zona se caracteriza por un predominio de suelos agrícolas (cereal de invierno y cultivos de secano), mientras que los pastos destinados al uso ganadero (porcino y ovino) están cubiertos por matorrales mixtos muy degradados compuestos por boj (*Buxux sempervirens*), enebro (*Juniperus oxycedrus*) y romero (*Rosmarinus officinalis*). Los suelos forestales

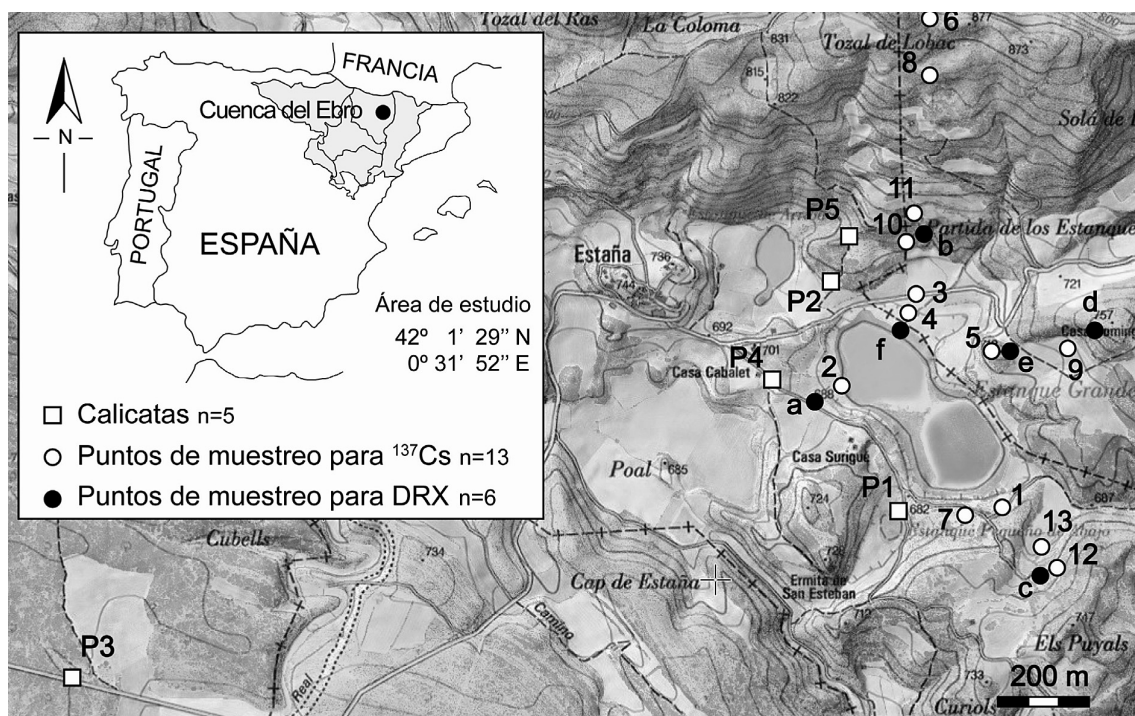


Figura 2. Situación del área de estudio (fuente: SIGPAC) y localización de las calicatas y los perfiles de suelo.

Figure 2. Study area (source: SIGPAC) and the locations of the pits and soil profiles.

están cubiertos por bosques mediterráneos en los que predominan encinas, coscojas, enebros (*Juniperus oxycedrus*) y quejigales (López-Vicente et al., 2009).

Con objeto de caracterizar los suelos que predominan en este sector se han realizado cinco calicatas (P1-P5) correspondientes a suelos tipo Gleysol (P1), Gypsisol (P2), Leptosol (P3), Calcisol (P4) y Regosol (P5) (FAO, 2007) (Figura 2). Asimismo, se han muestreado 6 perfiles de suelo seccionados a intervalos de 5 cm (perfiles a-f) para completar la caracterización geoquímica y determinar las fases cristalinas de los suelos tipo mediante el análisis mineralógico por difracción de rayos X (DRX) de la fracción < 2 mm (Figura 2). Los perfiles seccionados se corresponden con suelos tipo Regosol háplico (perfiles a, b), Regosol gypsi-

(c), Calcisol háplico (d), Leptosol háplico (e) y Gleysol háplico (f). Un total de 34 muestras de suelo se han analizado en el servicio de DRX del Instituto de Ciencias de la Tierra Jaume Almera (ICTJA-CSIC), utilizando un difractómetro de polvo Bruker-AXS D5005.

Finalmente, para caracterizar el contenido de ^{137}Cs y conocer su distribución en profundidad se han muestreado además 13 perfiles seccionados (perfiles 1-13), 7 en suelos forestales y 6 en suelos agrícolas, seleccionando diferentes tipos de suelo afectados por procesos de pérdida o acumulación de suelo (Figura 2). Para la obtención de los perfiles de suelo se ha utilizado un muestreador automático de 8 cm de diámetro alcanzando una profundidad de muestreo que varía en función del tipo de suelo; mínima que permita rete-

ner el perfil completo de ^{137}Cs y máxima de 55 cm. Los perfiles se han seccionado cada 5 cm, si bien debido al gran contenido de piedras en algunos puntos de muestreo los intervalos son de 10-15 cm.

Las muestras de suelo, una vez secas, se muelen y tamizan para diferenciar la fracción mayor a 2 mm, pedregosidad, de la fracción menor de 2 mm, o fracción fina. Un total de 91 muestras de suelo (perfiles 1-13) se han medido por espectrometría gamma, con un detector coaxial de germanio hiperpuro de alta resolución (1,9 KeV), bajo fondo, y 30% de eficiencia, para determinar la concentración de la actividad de ^{137}Cs (Bq kg^{-1}). El tiempo de conteo aproximado ha sido de 30.000 segundos y para su calibración se han utilizado muestras de estándares certificados con la misma geometría que las muestras a analizar, obteniendo una precisión analítica de $\pm 5\%$ (95% nivel de confianza). En cuanto al resto de propiedades fisicoquímicas analizadas, la pedregosidad se ha calculado a partir del porcentaje en peso de la fracción > 2 mm en el total de la muestra, mientras que el resto de propiedades se han determinado sobre la fracción fina del suelo ($< 2\text{mm}$). El tamaño de las partículas de suelo se ha analizado con un equipo láser CoulterLS230, eliminando previamente la materia orgánica con H_2O_2 a 80°C y dispersando la muestra con hexametafosfato durante aproximadamente ocho horas y aplicando ultrasonidos, para luego realizar su clasificación textural. El contenido de materia orgánica (MO) se ha determinado mediante el método del dicromato potásico en caliente (CSIC, 1976) y su valoración se ha realizado con un titrimetro con electrodo Orion nº FV 8886 y cabezal volumétrico de 20 mL. El pH se ha determinado con un pH-metro (Orion 901 *Research Microprocessor Ionalyzer*), la conductividad eléctrica 1:5 (CE) con un conductímetro de precisión Crison522, y el contenido de carbonatos ($\text{CO}_3^{=}$) valorando con el calcímetro manométrico de Barahona (CSIC, 1976).

El análisis de los factores uso y tipo de suelo sobre las propiedades fisicoquímicas y contenido radioisotópico del suelo se ha llevado a cabo mediante el análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de múltiples rangos (diferencia mínima significativa *LSD* de Fisher), mientras que las relaciones entre las diferentes propiedades y la concentración de ^{137}Cs se ha determinado aplicando el índice de correlación de Pearson al 95% de confianza.

Resultados

Caracterización edáfica y mineralógica de los suelos

Caracterización edáfica mediante la apertura de calicatas

Las cinco calicatas presentan una profundidad máxima de 2 metros y una anchura de entre 1 a 2 m en las que se han identificado diferentes horizontes y establecido sus límites lineales u ondulados, graduales o netos. Se ha medido la profundidad de cada horizonte y se ha descrito y esquematizado cada perfil en base a su color, presencia de raíces, estructura y pedregosidad. Asimismo, se ha muestreado cada horizonte para obtener una muestra de suelo en la que realizar las determinaciones fisicoquímicas necesarias para su caracterización. Siguiendo la nomenclatura actual (FAO, 2007), la letra mayúscula identifica el horizonte principal y la letra minúscula, como sufijo, permite clasificar los horizontes en términos de su evolución (Figura 3).

El perfil P1 se corresponde con un **Gleysol háplico** que presenta una textura franco limosa con un 25% de arcilla, 75% de limo y ausencia de la fracción arena, con una pedregosidad promedio del 20%. El pH es alcalino (7,8), la salinidad baja (CE: $0,497 \text{ dSm}^{-1}$) y los carbonatos alcanzan en promedio el 50%. Son suelos ricos en materia orgánica con un

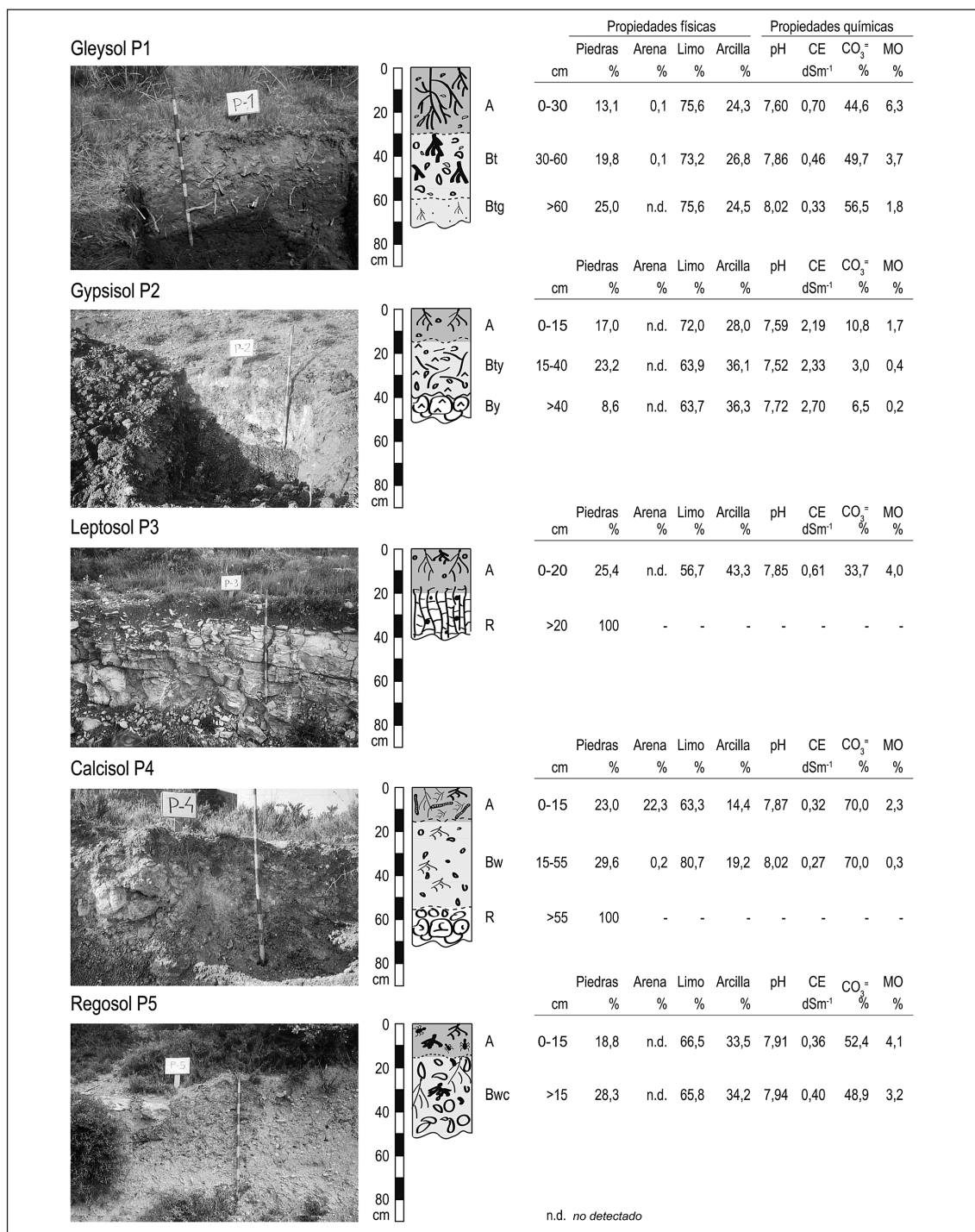


Figura 3. Foto, esquema del perfil de suelo y propiedades fisicoquímicas de las 5 calicatas.
 Figure 3. Photograph, schematic soil profile and physicochemical soil properties of 5 soil pits.

valor promedio del 4%, con concentraciones máximas en el horizonte superficial y con un patrón decreciente en profundidad. Es un perfil de tipo A-B bien desarrollado, que alcanza una profundidad de 60 cm y se caracteriza por un color gleyco, con presencia de moteado y compuestos de Fe. La presencia de Gleysols en un ambiente mediterráneo de montaña media se debe a la proximidad del nivel freático a la superficie del suelo, localizándose estos suelos dentro de la zona de estudio en las proximidades de los denominados Lagos de Estaña.

El perfil P2 es un **Gypsisol háplico** que presenta una textura franco arcillo limosa con un 33% de arcilla, 67% de limo y prácticamente sin fracción arena. La pedregosidad es baja (16%), el pH es ligeramente alcalino (7,6) y la conductividad eléctrica alcanza valores altos de $2,407 \text{ dSm}^{-1}$. Es un suelo pobre en materia orgánica (0,8%) y con un contenido medio de carbonatos bajo (7%). Presenta un perfil bien desarrollado de tipo A-B y en la zona de estudio estos suelos se desarrollan sobre materiales de relleno como depósitos aluviales y coluviales cubiertos por una escasa vegetación, destinados en parte al uso agrícola.

El perfil P3 se corresponde con un **Leptosol háplico** caracterizado por un perfil muy somero y poco desarrollado de tipo A-R, en el que la roca madre aflora a los 20 cm de profundidad. El horizonte A presenta una textura arcillo limosa y una pedregosidad del 25%. El pH es alcalino y presenta un alto contenido de materia orgánica (4,0%). La conductividad eléctrica es baja ($0,609 \text{ dSm}^{-1}$) y los carbonatos alcanzan una concentración del 34%. Estos suelos están cubiertos mayoritariamente por zonas de bosque y matorral denso.

El perfil P4 es un **Calcisol háplico** caracterizado por una textura franco limosa, con un 17% de arcilla, 72% de limo y 11% de arena. Presenta una elevada pedregosidad (50%), pH alcalino (8,0) y muy baja conductividad eléctrica ($0,295 \text{ dSm}^{-1}$). Es un suelo pobre en

materia orgánica (1,3%) y con un elevado porcentaje de carbonatos (70%). Presenta un perfil bien desarrollado de tipo A-B-R, en el que la capa de roca aflora a los 55 cm de profundidad. Junto a los Leptosols son los suelos predominantes del área de estudio y ambos representan más de un 60% del territorio (p. ej. Machín et al., 2008 y Gaspar, 2011 "dato aproximado para la cuenca de Estaña, lugar donde se sitúa la zona de estudio"), cubiertos por bosque abierto y matorral, aunque también son destinados al uso agrícola.

El perfil P5 se corresponde con un **Regosol háplico** caracterizado por un perfil muy somero de tipo A-B. Presenta una textura franco arcillo-limosa, con un 34% de arcilla y un 66% de limo. La pedregosidad es del 24%, el pH alcalino (7,93) y la conductividad eléctrica es muy baja ($0,377 \text{ dSm}^{-1}$). Son suelos ricos en materia orgánica (3,6%) y la concentración promedio de carbonatos alcanza el 51%. Estos suelos presentan un importante desarrollo en el área de estudio y son destinados al uso agrícola aunque también aparecen cubiertos por zonas de bosque y matorral.

Caracterización mineralógica

Los análisis de difracción de rayos X en los seis perfiles de suelo seleccionados muestran que, en términos generales, la fracción < 2 mm está dominada por porcentajes altos de cuarzo, calcita y dolomita, porcentajes más bajos de microclina, y menores de albita, yeso y arcillas totales, entre las que se identifican clinocloro, illita, caolinita, montmorillonita y, excepcionalmente, saponita (mineral autigénico). La abundancia de cuarzo se debe a que es el segundo grupo de minerales más abundante en la superficie terrestre (Monger y Kelly, 2002), mientras que las arcillas, especialmente las silicatadas, y en proporciones menores, son los minerales que influyen de forma más significativa en las propiedades químicas y físicas de los suelos por su pequeño tamaño, alta superficie es-

pecífica y elevada capacidad de intercambio catiónico (Schulze, 2002). La presencia de carbonatos está asociada a las características climáticas subhúmedas, donde la evaporación es mayor a la precipitación (Doner y Grossl, 2002), así como por el material parental calcáreo presente en la zona de estudio. Mientras que la presencia de hematites es característica de suelos tipo Gleysol (Tabla 1).

Los **Regosoles háplicos** (perfiles a, b) se caracterizan por porcentajes de cuarzo mayores en los intervalos más profundos y porcentajes medios de arcillas, en las que predominan clinocloro, illita y montmorillonita, con caolinita restringida a algunos horizontes y excepcionalmente saponita, coincidiendo con el intervalo del perfil con mayor contenido en microclina. El **Regosol gypsico** (perfil c) se caracteriza por porcentajes muy altos de cuarzo, especialmente en los horizontes más superficiales y un ligero aumento en el contenido de arcillas respecto al Regosol háplico, en este caso con ausencia total de caolinita y presencia de clinocloro, illita y montmorillonita. Estos suelos registran los porcentajes máximos de microclina y los porcentajes de calcita son mayores en los intervalos superficiales.

El **Calcisol háplico** (perfil d) se caracteriza por porcentajes altos de dolomita, mayores en los intervalos más profundos y bajos porcentajes de yeso que no alcanzan el 1%. Las arcillas presentan una proporción uniforme a lo largo del perfil, próxima al 3%, en el que predominan el clinocloro y la illita, la montmorillonita aparece en algunos intervalos, mientras que la caolinita queda restringida a los primeros 15 cm de suelo. Excepcionalmente, aparece saponita en el intervalo 25-30 cm coincidiendo con los valores más bajos de microclina, así como con un horizonte mineralógico (20-25 cm) rico en dolomita, cuarzo y calcita.

El **Leptosol** (perfil e) presenta los mayores contenidos de calcita, valores altos de albita y arcillas (clinocloro, illita y montmorillonita) y valores bajos de dolomita y cuarzo. Por su

parte, el **Gleysol háplico** (perfil f) se caracteriza por porcentajes elevados de yeso en los primeros 20 cm del perfil, mientras que por debajo de esta profundidad se identifica un aumento brusco del porcentaje de arcillas (clinocloro, illita, caolinita y montmorillonita), albita y microclina, registrando los porcentajes más altos de entre todos los suelos analizados y un contenido mínimo de calcita (< 19%). Es muy característica la presencia de hematites (Fe_2O_3) en los intervalos profundos (30-40 cm) debido a que estos suelos son hidromorfos y pueden permanecer saturados parte del año, presentando los óxidos de hierro en forma ferrosa (Fe^{+2}) debido a las condiciones reductoras (FAO, 2007).

Caracterización del contenido de ^{137}Cs en suelos agrícolas y forestales

Actividad e inventario de ^{137}Cs

Los valores de la concentración de la actividad (Bq kg^{-1}) e inventario (Bq m^{-2}) de ^{137}Cs en los 13 perfiles de suelo seccionados presentan un elevado rango de variación. Las concentraciones de la actividad de ^{137}Cs varían entre valores mínimos no detectables a máximos de $34,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ ($\pm 5,8$) siendo $4,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ el valor medio, mientras que el inventario de ^{137}Cs varía entre 0 y $2.081,3 \text{ Bq m}^{-2}$ ($\pm 292,3$) con un valor medio de $217,1 \text{ Bq m}^{-2}$ (Tabla 2). Este alto rango de variación se explica por la distribución en profundidad del radioisótopo, que difiere significativamente entre suelos agrícolas y forestales, y debido a que los puntos de muestreo se corresponden con sitios que han sufrido diferentes procesos de redistribución de suelo, tanto de pérdida como de acumulación de suelo.

Las propiedades fisicoquímicas del suelo también muestran un amplio rango de variación, y a excepción de la fracción limo, el resto de propiedades analizadas presentan diferencias estadísticamente significativas en función del tipo de suelo, mientras que todas

Tabla 1. Composición mineralógica de los 6 perfiles de suelo estudiados analizada por DRX
 Table 1. The mineral composition of the 6 soil profiles based on X-ray diffraction

Profundidad cm	Yeso	Dolomita	Cuarzo	Microclina	Calcita %	Albita	Arcillas	1	2	3	4	5
Regosol háplico RGha (a)												
0-5	1,64	20,27	17,18	4,10	48,33	1,82	6,66	X	X	X	X	X
5-10	1,13	26,86	24,30	5,77	37,73	1,47	2,75	X	X	X	X	X
10-15	1,39	24,46	19,61	4,93	42,47	1,17	5,98	X	X	X	X	X
15-20	0,79	25,39	18,92	5,90	39,53	2,98	6,49	X	X	X	X	X
20-25	1,53	46,27	76,72	4,25	79,95	0	5,95	X	X	X	X	X
25-30	0,77	31,50	21,25	4,74	33,98	1,87	5,89	X	X	X	X	X
Regosol háplico RGha (b)												
0-5	0,83	2,34	18,54	1,92	71,59	1,01	3,78	X	X	X	X	X
15-22	0,79	1,19	33,06	1,08	57,20	1,41	5,28	X	X	X	X	X
Regosol Gypsicó (c)												
5-10	1,88	18,15	159,87	7,35	56,78	0	6,10	X	X	X	X	X
10-15	2,99	13,85	140,70	16,65	48,83	0	8,42	X	X	X	X	X
15-20	2,78	5,37	137,84	13,69	61,24	0	8,88	X	X	X	X	X
25-30	1,77	2,25	37,36	16,67	27,06	2,52	12,36	X	X	X	X	X
30-35	1,03	2,19	35,16	12,68	33,29	6,06	9,60	X	X	X	X	X
35-40	0,00	32,48	33,89	14,54	13,94	0,00	5,15	X	X	X	X	X
40-45	1,04	1,46	53,75	12,28	14,78	7,13	9,55	X	X	X	X	X
45-48	1,03	1,41	22,58	13,38	48,00	6,16	7,44	X	X	X	X	X

Tabla 1. Composición mineralógica de los 6 perfiles de suelo estudiados analizada por DRX (continuación)
 Table 1. The mineral composition of the 6 soil profiles based on X-ray diffraction (continuation)

Profundidad cm	Yeso	Dolomita	Cuarzo	Microclina	Calcita %	Albita	Arcillas	1	2	3	4	5
Calciisol háptico CLha (d)												
0-5	0,33	45,67	12,97	4,27	32,00	1,16	3,59	X	X	X	X	X
5-10	0,48	47,58	15,28	2,84	30,13	1,50	2,19	X	X	X	X	X
10-15	0,77	59,99	9,05	3,34	24,20	1,00	1,65	X	X	X	X	X
20-25	0,73	121,31	29,03	2,09	46,60	0	3,09	X	X	X	X	X
25-30	0,40	59,42	5,36	1,52	30,33	0,71	2,26	X	X	X	X	X
30-35	0,00	62,36	7,35	1,77	25,19	0,65	2,69	X	X	X	X	X
40-45	0,46	64,97	10,77	2,86	16,38	1,79	2,78	X	X	X	X	X
Leptosol (e)												
15-20	0,81	2,03	8,51	5,54	68,02	3,32	11,77	X	X	X	X	X
25-30	0,69	1,41	5,14	2,82	80,79	1,03	8,11	X	X	X	X	X
Gleysol háptico GLha (f)												
0-5	14,74	8,95	48,13	3,23	18,75	0,79	5,43	X	X	X	X	X
5-10	31,18	15,30	31,02	4,24	11,91	1,42	4,94	X	X	X	X	X
10-15	38,39	15,20	18,40	8,73	6,17	3,25	9,86	X	X	X	X	X
15-20	15,66	19,14	24,28	10,52	14,15	3,80	12,46	X	X	X	X	X
20-25	2,72	21,89	29,38	9,26	14,52	4,34	17,88	X	X	X	X	X
25-30	4,26	24,65	29,18	9,17	14,33	3,21	15,19	X	X	X	X	X
30-35	3,75	21,95	29,97	11,37	14,47	4,09	14,41	X	X	X	X	X
35-40	4,40	22,33	27,63	8,50	16,62	3,64	16,88	X	X	X	X	X
45-50	3,42	25,55	22,42	14,08	11,96	5,25	17,32	X	X	X	X	X

Formulación: yeso (SO₄ H₂O), dolomita (Mg(CO₃)₂), cuarzo (SiO₂), microclina (KAlSi₃O₈), calcita (CaCO₃), albita (NaAlSi₃O₈).

Arcillas: 1. Clinocloro ((Mg,Fe)₆(SiAl)₄O₁₀(OH)₈), 2. Illita ((K,H₃O)Al₂Si₃AlO₁₀(OH)₂), 3. Caolinita (Al₂Si₂O₅(OH)₄), 4. Montmorillonita (Ca_{0,2}(Al,Mg)₂Si₄O₁₀(OH)₂ 4H₂O), 5. Saponita (Ca_{0,5}(Mg,Fe)₃(Si,Al)₄O₁₀(OH)₂ 4H₂O)

Tabla 2. Valor medio de la concentración de la actividad e inventario de ^{137}Cs y de las propiedades fisicoquímicas analizadas en las muestras de suelo en función del a) tipo y b) uso del suelo
 Table 2. Mean value of ^{137}Cs mass activity and inventory, and physicochemical soil properties of soil samples according to a) soil types and b) land uses

	Tipo de suelo					Uso de suelo		
	Gleysol	Gypsisol	Leptosol	Calcisol	Regosol	Agrícola	Forestal	
N	15	22	5	20	29	56	35	
^{137}Cs Bq kg $^{-1}$	4,5 a	2,0 a	18,1 b	4,8 a	4,0 a	2,5 a	7,8 b	
^{137}Cs Bq m $^{-2}$	185,9 a	142,1 a	709,1 b	188,8 a	224,9 a	142,5 a	336,5 b	
MO%	2,1 a	1,4 a	12,1 b	1,7 a	2,4 a	1,6 a	4,0 b	
Piedras%	43,3 c	10,6 a	41,5 cd	56,6 d	22,5 b	21,5 a	47,7 b	
Arena%	19,7 b	5,3 a	26,3 c	9,9 a	5,3 ab	9,0 a	11,2 a	
Limo%	65,7 a	69,1 a	61,4 a	70,0 a	70,9 a	68,5 a	69,5 a	
Arcilla%	14,6 a	25,7 c	12,3 a	20,1 ab	23,7 bc	22,5 a	19,3 a	
pH	8,35 b	7,95 a	8,10 a	8,48 b	8,37 b	8,20 a	8,39 b	
CE d5m $^{-1}$	0,182 a	2,451 c	0,391 b	0,163 a	0,212 a	1,081 b	0,214 a	
CO $_3$ %	55,2 c	17,7 a	44,3 bc	55,1 c	37,3 b	29,6 a	56,2 b	

Diferentes letras indican diferencias significativas p-level < 0.05 entre las diferentes clases de cada factor.

Different letters indicate significant differences at the p-level < 0.05 between different classes for each factor.

salvo las diferentes fracciones granulométricas presentan diferencias significativas en función del uso del suelo (Tabla 2). La materia orgánica, que varía entre 0,2 y 19,4%, registra un valor medio significativamente más alto en Leptosoles frente al resto de tipos de suelo, mientras que los suelos agrícolas muestran una significativa reducción del porcentaje de MO frente a los suelos forestales. La pedregosidad presenta un amplio rango de variación con porcentajes que oscilan entre 0 y 80%, registrando el valor medio más alto en suelos forestales y Calcisoles háplicos, frente a los Gypsisoles que registran el valor medio más bajo. En cuanto a la granulometría, las fracciones arena y arcilla presentan un rango de variación de entre 0 – 85% y 1 – 83%, respectivamente, con valores medios significativamente mayores en Leptosoles y Gypsisoles, respectivamente. Por su parte, la fracción limo tiene un rango de variación que oscila entre 14 y 84% pero con valores medios similares en los diferentes tipos y usos de suelo. El pH es alcalino, con valores entre 7,3 y 8,8, siendo significativamente más alto en suelos forestales y en Calcisoles, Regosoles y Gleysoles frente a Leptosoles y Gypsisoles. La CE, que varía entre 0,11 y 2,73 dSm⁻¹, muestra un patrón inverso al pH con medias significativamente más altas en Gypsisoles y suelos cultivados. Los carbonatos oscilan entre el 7 y 81%, siendo los Calcisoles y Leptosoles no cultivados los suelos que registran los valores medios significativamente más altos.

El análisis de varianza (ANOVA) establece que tanto el tipo de suelo, como el uso del suelo afectan significativamente a la variación del radioisótopo ¹³⁷Cs (p < 0,05) (Tabla 2). Los Leptosoles registran un valor medio de la concentración de la actividad de ¹³⁷Cs significativamente mayor que el resto de tipos de suelo, mientras que de forma no significativa, los Calcisoles y Regosoles registran valores medios ligeramente mayores a los estimados en Gypsisoles y Gleysoles, destinados

Tabla 3. Matriz de correlación del radioisótopo ¹³⁷Cs con las propiedades fisicoquímicas del suelo
 Table 3. Pearson correlation coefficients between ¹³⁷Cs with physicochemical soil properties

	MO %	Piedras %	Arena %	Limo %	Arcilla %	pH	CE dSm ⁻¹	CO ₃ = %
¹³⁷ Cs Bqkg ⁻¹	0,669	0,141	0,322	-0,189	-0,296	-0,099	-0,220	0,120
n	91	91	91	91	91	91	91	91
Valor-P	0,000	0,183	0,002	0,074	0,004	0,353	0,036	0,257
¹³⁷ Cs Bqm ⁻²	0,460	-0,008	0,287	-0,169	-0,263	-0,072	-0,129	0,071
n	91	91	91	91	91	91	91	91
Valor-P	0,000	0,937	0,006	0,110	0,012	0,496	0,223	0,502

En negrita valores significativo p ≤ 0.05.

Bold face numbers are significant at p ≤ 0.05.

mayoritariamente a las prácticas agrícolas. Asimismo, se observa como la concentración de la actividad de ^{137}Cs en suelos forestales es significativamente mayor que en suelos agrícolas (Figura 4). Los resultados de las correlaciones entre el radioisótopo y las propiedades del suelo (Tabla 3) muestran una relación directa y significativa del ^{137}Cs con la materia orgánica debido a su alta capacidad de intercambio catiónico (CIC), resultando ser un componente importante en la fijación del radioisótopo en el suelo (Nikolova et al., 2000). Por su parte, la falta de una correlación directa del radioisótopo con la fracción arcilla se debe a que la MO presenta una adsorción no específica, comparada con la adsorción específica del ^{137}Cs en las arcillas (Rigol et al., 2002), y ocupa de forma preferente los *Frayed Edges Sites* (FES) de las arcillas, lo

que bloquea el acceso del radioisótopos en la estructura de las arcillas y reduce su adsorción. La falta de correlación también se atribuye a la distribución relativamente homogénea de la arcilla en el perfil del suelo, además del escaso rango de variación del contenido de la fracción arcilla en un 76% de las muestras analizadas que no presentan diferencias mayores al 10% (16 – 26%). Por otra parte, se observa una correlación significativa del radioisótopo con la fracción arena, e inversa de la concentración de la actividad de ^{137}Cs con la CE, si bien esta responde a relaciones indirectas a través de las propias características del tipo de suelos. Al diferenciar entre suelos agrícolas y forestales se observa que los suelos forestales no disturbados presentan una mayor correlación entre el radioisótopo y la materia orgánica.

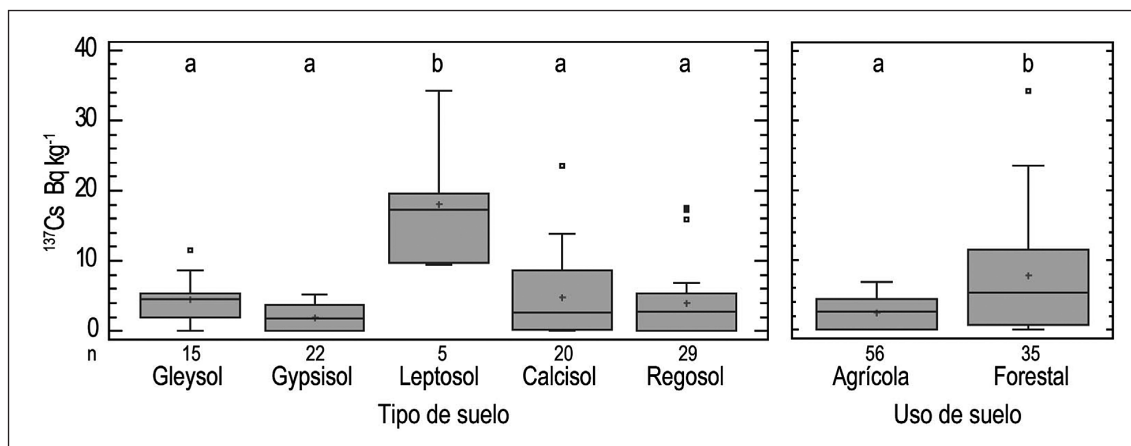


Figura 4. Diagrama de cajas de la concentración de la actividad de ^{137}Cs en función del a) tipo y b) uso del suelo. Diferentes letras indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre las diferentes clases de cada factor.

Figure 4. Box plots of ^{137}Cs mass activity according to a) soil type and b) land use. Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$) between different classes for each factor.

Distribución en profundidad de ^{137}Cs

El muestreo detallado en incrementos de profundidad permite conocer el comportamiento del radioisótopo en el suelo y anali-

zar las implicaciones de diferentes tipos y usos de suelo en su distribución. Asimismo, conocidos los perfiles de distribución de ^{137}Cs y comparando el inventario total de ^{137}Cs en cada punto respecto al inventario de refe-

rencia de la zona de estudio, estimado en 1.570 Bq m^{-2} (Soto y Navas, 2008), es posible identificar las pautas del movimiento del suelo (p. ej. Wallbrink y Murray, 1993; Walling et al., 1995), identificando puntos de pérdida o acumulación de suelo. Esta pérdida o acumulación de suelo en el punto de muestreo se identifica por la significativa disminución o aumento de la concentración de la actividad de ^{137}Cs en los primeros centímetros del perfil, así como por un valor de inventario total de ^{137}Cs menor o mayor al inventario de referencia, respectivamente.

La figura 5 evidencia los diferentes patrones de distribución de ^{137}Cs en suelos agrícolas y forestales. Los perfiles de ^{137}Cs en suelos forestales no cultivados se caracterizan por una distribución decreciente, con valores máximos en el horizonte superficial y una disminución exponencial con la profundidad. Los Leptosoles (perfiles 5, 6) se caracterizan por ser suelos someros en los que difícilmente se pueden discriminar intervalos de profundidad de 5 cm, y donde los perfiles de ^{137}Cs se restringen a los primeros 10-15 cm de profundidad. Los Gleysoles, Calcisoles y Regosoles no cultivados (perfiles 1, 7, 8, 10, 11) muestran perfiles de ^{137}Cs más desarrollados en profundidad, especialmente en zonas con acumulación de suelo (perfiles 1, 11), en los que se alcanza la máxima profundidad de detección del radioisótopo a 30 cm.

En suelos agrícolas se produce una mezcla del suelo arado y el radioisótopo presenta una distribución homogénea a lo largo del perfil de suelo (Figura 5). La pérdida de suelo en puntos cultivados se caracteriza por una concentración de la actividad de ^{137}Cs significativamente menor en los sucesivos incrementos de profundidad y un inventario en el punto menor al de referencia. Se observan diferencias entre los diferentes tipos de suelo, con perfiles de ^{137}Cs menos desarrollados en el Calcisol (perfil 9) y Regosol (perfil 12) frente a los Gypsisol (perfil 3) y Gleysol (perfil 2) que

alcanza una profundidad de 25 y 35 cm, respectivamente. Los suelos agrícolas en los que se identifica acumulación de suelo presentan una distribución del radioisótopo en profundidad caracterizada por valores de ^{137}Cs ligeramente mayores y perfiles alargados que llegan hasta casi 50 cm de profundidad (perfiles 4 y 13) debido a que además de que se produce una mezcla del suelo arado y la distribución de ^{137}Cs se homogeniza en todo el perfil, se acumula el suelo previamente erosionado, resultando un valor de inventario en el punto mayor al de referencia que refleja la entrada adicional de ^{137}Cs .

El proceso de transferencia suelo-vegetación de ^{137}Cs a través del sistema radicular de las plantas es crucial para conocer el ingreso del radioisótopo en la cadena alimenticia humana. La posible transferencia suelo-planta del ^{137}Cs dependerá directamente de la distribución vertical del radioisótopo en el perfil de suelo y de su profundidad de relajación (Schuller et al., 2002). La relación de concentración de ^{137}Cs planta/suelo depende del proceso de absorción del radioisótopo en el perfil del suelo y por tanto de las propiedades de este, así como de la especie y variedad de las plantas, las condiciones climáticas y las prácticas y usos del suelo (Vosniakos, 2012).

Aunque la transferencia suelo-planta del ^{137}Cs se considera en general insignificante, estudios previos (p. ej. Rigol, 2002) han demostrado que existe una mayor posibilidad de que el radioisótopo sea absorbido por las plantas en suelos orgánicos con altos porcentajes de materia orgánica, pero en los que el contenido de la fracción arcilla sea insignificante. Schuller et al. (2002) confirmaron que el ratio de concentración de ^{137}Cs planta/suelo depende del proceso de adsorción del radioisótopo en el perfil de suelo, y por lo tanto de las características de este, siendo los suelos con texturas gruesas y bajos contenido en arcillas los que presentan una mayor movilidad de ^{137}Cs frente a los suelos con texturas finas (p. ej. Lee y Lee, 2000). Asi-

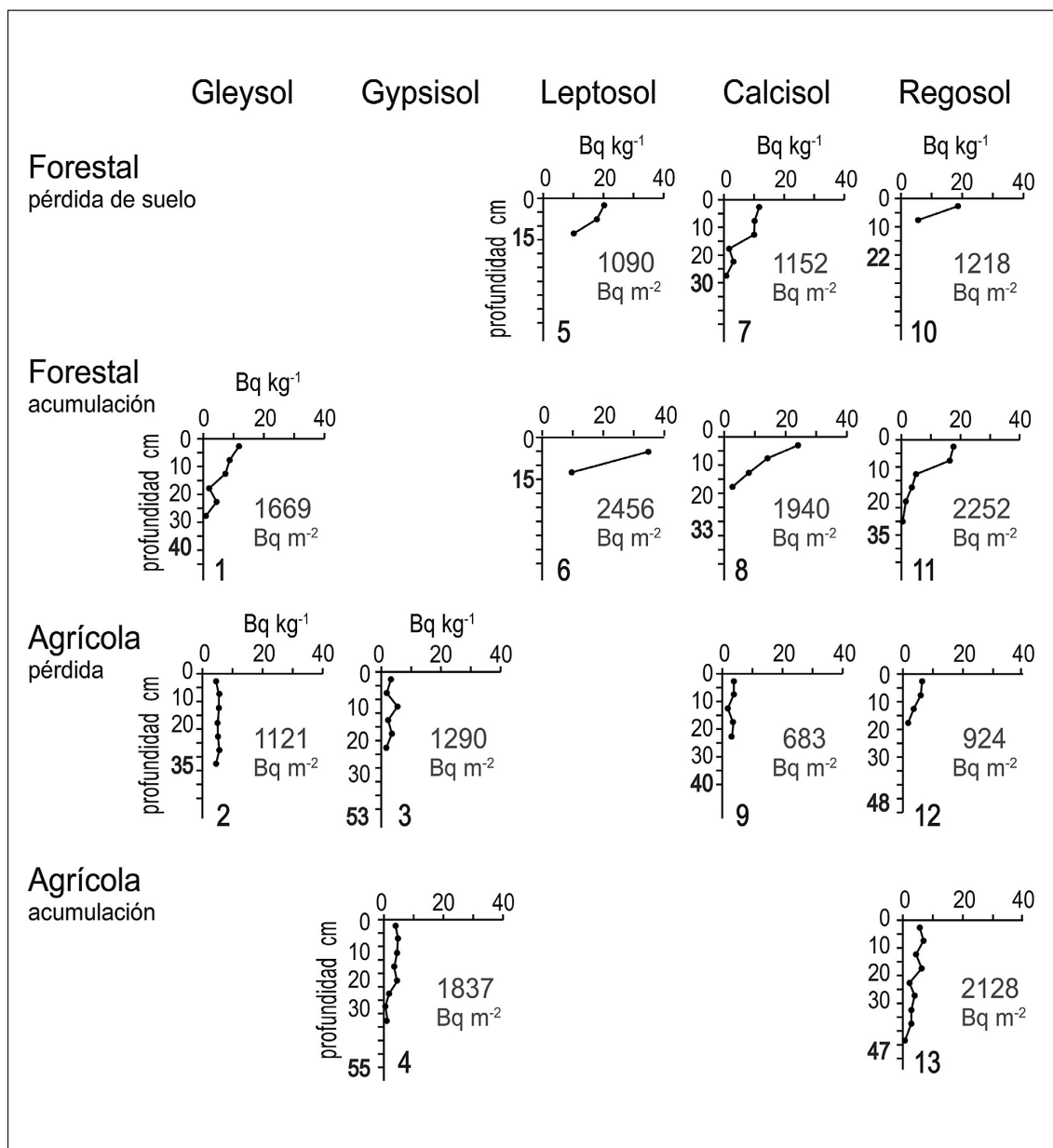


Figura 5. Distribución en profundidad de ¹³⁷Cs para perfiles de suelos agrícolas y forestales en tipos de suelos representativos de la zona de estudio.

Figure 5. ¹³⁷Cs depth distribution in agricultural and forest soil profiles from representative soil types of the study area.

mismo, Kim et al., (2007) demostraron una mayor afinidad del ^{137}Cs por la illita y la biotita, que tienen una mayor capacidad de intercambio catiónico, frente a las arcillas expansibles (esmectita, vermiculita), albita, clorita o microclina, que presentan una menor afinidad por el radioisótopo. Asimismo, altos contenidos de materia orgánica y la presencia de potasio y calcio intercambiables favorecen la transferencia suelo-planta del radioisótopo (Papanikolaou, 1972), mientras que para rangos de pH entre 3.9 a 8.4, Berfeijk et al. (1992) observaron que la transferencia de ^{137}Cs no se ve afectada.

Aunque se necesitaría realizar estudios de detalle, determinaciones del contenido de ^{137}Cs en las plantas y medidas específicas de adsorción para poder determinar la transferencia del ^{137}Cs a las plantas en los suelos estudiados, es previsible, en base a las propiedades analizadas y observando la distribución en profundidad del radioisótopo en estos suelos, que la transferencia suelo-planta será limitada ya que, aunque en los suelos forestales se encuentran elevados contenidos de materia orgánica y mayores concentraciones del radioisótopo en superficie, el porcentaje de arcillas tanto en los suelos agrícolas como en los no cultivados se sitúa entre el 5 al 86%, siendo por lo general mayor al contenido de la fracción arena. Por tanto, la presencia de arcillas, que adsorben de forma específica el ^{137}Cs en el borde de expansión de su estructura (*frayed edges sites*, FES) quedando fuertemente fijado en el suelo, y el predominio de las texturas franco limosas y franco arcillo-limosas sugiere que los suelos estudiados tendrían una capacidad elevada de fijación del radioisótopo.

Conclusiones

La caracterización edáfica y el estudio a través de perfiles seccionados del contenido de ^{137}Cs han evidenciado que los cambios en el uso del suelo pueden modificar de forma sig-

nificativa las propiedades fisicoquímicas de los suelos, así como alterar la concentración y distribución de ^{137}Cs .

El uso de la técnica de ^{137}Cs ha permitido caracterizar el contenido radioisotópico en diferentes suelos de montaña representativos del sector central del borde norte de la cuenca del Ebro, conocer las implicaciones de los diferentes tipos y usos de suelo y la importancia de la presencia de materia orgánica en el contenido de ^{137}Cs . Los resultados de esta investigación y la descripción de los perfiles de ^{137}Cs permiten una correcta identificación de los procesos de pérdida y acumulación de suelo tanto en suelos agrícolas como forestales, y confirman el potencial de uso del ^{137}Cs como trazador del movimiento del suelo en estos agroecosistemas de montaña.

Las propiedades fisicoquímicas analizadas, la caracterización mineralógica de los suelos, el contenido radioisotópico y la distribución en profundidad del ^{137}Cs sugieren que la posible transferencia suelo-planta del radioisótopo será limitada en estos suelos, sin embargo estudios de detalle y determinaciones del contenido radioisotópico en las plantas serán necesarias para proporcionar información precisa al respecto en futuras investigaciones.

Agradecimientos

Trabajo financiado por el proyecto de la CICYT, EROMED (CGL2011-25486/BTE).

Bibliografía

Berfeijk KE van, Noordijk H, Lembrechts J, Frissel MJ (1992). Influence of pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocesium and -Strontium as analyzed by a nonparametric method. *Journal of Environmental radioactivity* 15: 265-276.

- CSIC (1976). Comisión de métodos analíticos. *Anales de Edafología y Agrobiología* 35: 813-814.
- Doner E.H, Grossl PR (2002). Carbonates and evaporites. *Soil mineralogy with environmental applications*. Ed. Dixon J.B, Schulze D.G. SSSA Book Series 7. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA. 199-228.
- Estrany J, Garcia C, Walling DE (2010). An investigation of soil erosion and redistribution in a Mediterranean lowland agricultural catchment using caesium-137. *Journal of Sedimentary Research* 25: 1-16.
- FAO (2007). *World Reference Base*. Rome, 91 pp.
- Gaspar L (2011). Evaluación de la movilización y pérdida de suelo en agrosistemas de secano mediante los radiotrazadores ^{137}Cs y $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. Tesis Doctoral, Universidad de Zaragoza, 455 p.
- Gaspar L, Navas A (2013). Vertical distribution and lateral variations of ^{137}Cs in cultivated and uncultivated soils on Mediterranean hillslopes. *Geoderma* 207-208: 131-143.
- Gaspar L, Navas A, Walling DE, Machín J, Gómez Arozamena J (2013). Using ^{137}Cs and ^{210}Pb to assess soil redistribution on slopes at different temporal scales. *Catena* 102: 46-54.
- Gómez JA, Llewellyn C, Basch G, Sutton PB, Dyson J.S, Jones CA (2011). The effects of cover crops and conventional tillage on soil and runoff loss in vineyards and olive groves in several Mediterranean countries. *Soil Use and Management* 27: 502-514.
- He Q, Walling DE (1996). Interpreting particle size effects in the absorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 30: 117-137.
- Kim Y, Cho S, Kang HD, Kim W, Lee HR, Doh SH, Kim K, Yun SG, Kim DS, Young G (2006). Radiocesium reaction with illite and organic matter in marine sediment. *Marine Pollution Bulletin* 52: 659-665.
- Kim Y, Kim K, Kang HD, Kim W, Doh SH, Kim DS, Kim BK (2007). The accumulation of radiocesium in coarse marine sediment: Effects of mineralogy and organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1341-1350.
- Lee MH, Lee CW (2000). Association of fallout-derived ^{137}Cs , ^{90}Sr and $^{239,240}\text{Pu}$ with natural organic substances in soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 47: 253-262.
- López-Vicente M, Navas A, Machín J (2008). Identifying erosive periods by using RUSLE factors in mountain fields of the Central Spanish Pyrenees. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12: 523-535.
- López-Vicente M, Navas A, Machín J (2009). Geomorphic mapping in endorheic catchments in the Spanish Pyrenees: An integrated GIS analysis of karstic features. *Geomorphology* 111 (1-2): 38-47.
- López-Vicente M, Navas A, Gaspar L, Machín J (2013). Advanced modelling of runoff and soil redistribution for agricultural systems: The SERT model. *Agricultural Water Management* 125: 1-12.
- Mabit L, Klik A, Benmansour M, Toloza A, Geisler A, Gerstman UC (2009). Assessment of erosion and deposition rates within an Austrian agricultural watershed by combining ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ and conventional measurements. *Geoderma* 150: 231-239.
- Mabit L, Meusburger K, Fulajtar E, Alewell C (2013). The usefulness of ^{137}Cs as a tracer for soil erosion assessment: A critical reply to Parsons and Foster (2011). *Earth-Science Reviews* 127: 300-307.
- Machín J, Navas A (1998). Spatial analysis of gypsiferous soils in the Zaragoza province (Spain), using GIS as an aid to conservation. *Geoderma*, 87: 57-66.
- Machín J, López-Vicente M, Navas A (2008). Cartografía digital de suelos de la cuenca de Estaña (Prepirineo Central). *Trabajos de Geomorfología en España. X Reunión Nacional de Geomorfología 2006-2008*. Ed. Benavente J, Gracia F.J. Cádiz. 153-156.
- Menéndez-Duarte R, Fernández S, Soto J (2009). The application of ^{137}Cs to post-fire erosion in north-west Spain. *Geoderma* 150: 54-63.
- Monger CH, Kelly EE (2002). Silica minerals. *Soil mineralogy with environmental applications*. Ed. Dixon J.B, Schulze D.G. SSSA Book Series 7. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA. 611-635.

- Navas A (1983). Las litofacies yesíferas de la cuenca del Ebro. Síntesis cartográfica y consideraciones sobre su papel en la planificación territorial. Tesis de Master of Science. IAMZ-CIHEAM. Zaragoza, 239 pp.
- Navas A (2002). Erosion features in Mediterranean landscapes assessed by fallout ^{137}Cs . *Nucleus* 32: 31-37.
- Navas A, Machín J, Soto J (2005). Assessing soil erosion in a Pyrenean mountain catchment using GIS and fallout ^{137}Cs . *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 493-506.
- Navas A, López-Vicente M, Gaspar L, Machín J (2013). Assessing soil redistribution in a complex karst catchment using fallout ^{137}Cs and GIS. *Geomorphology* 196: 231-241.
- Nikolova A, Nedeva D, Tyankova L (2000). Electrophoretic patterns of proteins, isolated from soybean seeds grown under conditions of some mineral deficiency and after different periods of storage. *Bulg. J. Pl. Physiol.* 26: 27-38.
- Papanikolaou EP (1972). Radioactive fallout-plants and soil. *Geoponica* 208: 224-229.
- Parsons AJ, Foster IDL (2011). What can we learn about soil erosion from the use of ^{137}Cs ? *Earth-Science Reviews* 108(1-2): 101-113.
- Porto P, Walling DE (2012). Using plot experiments to test the validity of mass balance models employed to estimate soil redistribution rates from ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ measurements. *Applied Radiation and Isotopes* 70: 2451-2459.
- Rigol A, Vidal M, Rauret G (2002). Overview of the effect of organic matter on soil-radicaesium interaction: implications in root uptake. *Journal of Environmental Radioactivity* 58: 191-216.
- Ritchie JC, Ritchie CA (1995). ^{137}Cs use in erosion and sediment deposition studies: Promises and problems. *IAEA-TECHDOC* 828: 111-124.
- Sadiki A, Faleh A, Navas A, Bouhlassa S (2007). Assessing soil erosion and control factors by the radiometric technique in the Boussouab catchment, Eastern Rif, Morocco. *Catena* 71: 13-20.
- Schoorl JM, Fayos CB, de Meijer RJ, van der Graaf ER, Veldkamp A (2004a). The Cs-137 technique applied to steep Mediterranean slopes (Part II): landscape evolution and model calibration. *Catena* 57(1): 35-54.
- Schoorl JM, Boix Fayos C, de Meijer RJ, van der Graaf ER, Veldkamp A (2004b). The Cs-137 technique applied to steep Mediterranean slopes (Part I): the effects of lithology, slope morphology and land use. *Catena* 57(1): 15-34.
- Schuller P, Voigt G, Handl J, Ellies A, Oliva L (2002). Global weapons" fallout ^{137}Cs in soils and transfer to vegetation in south-central Chile. *Journal of Environmental Radioactivity* 62: 181-193.
- Schulze DG (2002). An introduction to soil mineralogy. Soil mineralogy with environmental applications. Ed. Dixon J.B, Schulze D.G. *SSSA Book Series* 7. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA. 1-35.
- Soto J, Navas A (2008). A simply model of Cs-137 profiles to estimate soil redistribution in cultivated stony soils. *Radiation Measurements* 43: 1285-1293.
- Staunton S, Dumat C, Zsolnay A (2002). Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 58: 163-173.
- Vinichuk M, Mårtensson A, Ericsson T, Rosén K (2013). Effect of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi on ^{137}Cs uptake by plants grown on different soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 115: 151-156.
- Vosniakos FK (2012). Cs-137 and K-40 concentration in soil and their transfer to plant. Third International Scientific Symposium "Agrosym Jahorina 2012". 10.7251 /AGSY1203379V. UDK 631.431.1: 620.9.
- Wallbrink PJ, Murray AS (1993). The use of fallout radionuclide as indicators of erosion processes. *Hydrologic Processes* 7: 297-304.
- Walling DE, Quine TA (1995). The use of fallout radionuclide in soil erosion investigations. *Nuclear Techniques in Soil-Plant Studies for Sustainable Agriculture and Environmental Preservation*. IAEA Publ. International Atomic Energy Agency Publication ST1/PUB/947: 597-619.
- Walling DE, He Q (1999). Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements. *Journal of Environmental Quality* 28: 611-622.

(Aceptado para publicación el 24 de octubre de 2013)