

Distribución y Variación
Estacional e Interanual
de Mercurio en La Encina
(*Quercus Ilex* L.) en el
Municipio de Almadenejos
(Ciudad Real)

J. Rodríguez-Alonso

M. J. Sierra

R. Millán



Distribución y Variación
Estacional e Interanual
de Mercurio en La Encina
(*Quercus Ilex* L.) en el
Municipio de Almadenejos
(Ciudad Real)

J. Rodríguez-Alonso
M. J. Sierra
R. Millán

Departamento de Medio Ambiente

Toda correspondencia en relación con este trabajo debe dirigirse al Servicio de Información y Documentación, Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas, Ciudad Universitaria, 28040-MADRID, ESPAÑA.

Las solicitudes de ejemplares deben dirigirse a este mismo Servicio.

Los descriptores se han seleccionado del Thesaurus del DOE para describir las materias que contiene este informe con vistas a su recuperación. La catalogación se ha hecho utilizando el documento DOE/TIC-4602 (Rev. 1) Descriptive Cataloguing On-Line, y la clasificación de acuerdo con el documento DOE/TIC.4584-R7 Subject Categories and Scope publicados por el Office of Scientific and Technical Information del Departamento de Energía de los Estados Unidos.

Se autoriza la reproducción de los resúmenes analíticos que aparecen en esta publicación.

Catálogo general de publicaciones oficiales
<http://www.060.es>

Depósito Legal: M-26385-2011
ISSN: 1135-9420
NIPO: 721-14-035-7

Editorial CIEMAT

CLASIFICACIÓN DOE Y DESCRIPTORES

S54

SOILS; MERCURY; OAKS; MINES; SEASONAL VARIATIONS;
ENVIRONMENTAL EXPOSURE

Distribución y Variación Estacional e Interanual de Mercurio en La Encina (*Quercus ilex* L.) en el Municipio de Almadenejos (Ciudad Real)

Rodríguez-Alonso, J.; Sierra, M.J.; Millán, R.

39 pp. 26 ref. 16 figs. 11 tablas

Resumen:

Las plantas expuestas a contaminantes ambientales son capaces de acumularlos en sus distintos órganos siendo factores implicados la biodisponibilidad, la especie vegetal y el órgano considerado, entre otros factores. Las plantas perennifolias pueden mantener en la misma rama hojas y tallos de distintas edades, por lo que la cantidad de contaminante que estos órganos contienen podría diferir debido a que el tiempo de exposición a la fuente de contaminación es también distinto. Con el objetivo de conocer la distribución del mercurio (Hg) en los órganos de una especie arbórea, así como la variación de su concentración de un año para otro y dentro del mismo año, se ha realizado un estudio en un encinar de Almadenejos (Ciudad Real, España). Para ello, se seleccionaron tres encinas (*Quercus ilex* L.) y de cada una se tomaron dos ramas. Dicho encinar se halla dentro del distrito minero de Almadén, zona bien conocida por haber estado ligada a la actividad minero-metalúrgica del Hg durante siglos.

Considerando cada rama y cada año analizado, los resultados muestran por término medio que las hojas tienen mayor concentración de Hg que las ramillas. Sin embargo, comparando todos los órganos analizados, las concentraciones más bajas de Hg fueron medidas en los frutos (bellotas).

Respecto al efecto de la edad en la acumulación de Hg y, teniendo en cuenta cada rama por separado, los resultados muestran una variación interanual en la fracción foliar, aumentando la concentración de Hg con el transcurso de los años, no pudiendo constatar ninguna tendencia lo suficientemente clara en el caso de las ramillas. Por otro lado, en los tallos y hojas del año se ha detectado una variación estacional en el contenido de Hg incrementándose hasta 6,2 veces de media en aproximadamente seis meses, lo que sugiere que en nuestras latitudes, esta clase de órganos sean analizados durante el invierno.

Para acabar, se ha determinado una alta y positiva correlación entre el Hg presente en la corteza de las ramas muestreadas y el de la madera, lo que nos hace pensar en la posibilidad de realizar muestreos que, midiendo únicamente la corteza, permitan conocer el Hg contenido en la madera de los árboles evitando la amputación de grandes ramas y/o la corta de los individuos.

Mercury Distribution and Seasonal and Interannual Variation of Mercury in Oak (*Quercus ilex* L.) in Almadenejos (Ciudad Real, Spain)

Rodríguez-Alonso, J.; Sierra, M.J.; Millán, R.

39 pp. 26 ref. 16 figs. 11 tables

Abstract:

Plants that are exposed to environmental pollutants are able to accumulate them in their organs depending on plant species, type of organ or age among others. Evergreen plants can hold stems and leaves of the different age over the same branch. Thus, the amount of contaminants of these former organs could vary with its age because the contamination exposure time is different. The aim of this study is to know in a tree species, the mercury (Hg) distribution in it and the variation of Hg concentration in leaves and stems between consecutive years and along the same year. In order to carry this objective out, three different trees of *Quercus ilex* L. were selected and two branches were taken from each of them. Such trees are located in Almadenejos, a village from the Almadén mining district (Ciudad Real, Spain), an area well known due to the developed Hg mining activities for centuries.

Considering each branch and each year, on average the results show that leaves had higher Hg concentration than stems. Furthermore, the lowest Hg concentration was measured in fruit (acorn).

With regard to ageing effect on Hg concentration and taking into account each branch separately, the results show that the older leaves had higher Hg concentration than younger ones. Nevertheless, the oldest stems had not always higher Hg concentration than youngest ones. A seasonal variation in Hg content appeared both in leaves and in stems in 2010, increasing in 6.2 times on average, in about six months. This result suggests that this kind of organs should be analyzed in winter months.

Finally, the results show a very high positive correlation between the Hg of the bark and the Hg of the wood in the sampled branches. Such result suggests that if bark is sampled and its Hg content is analyzed, we could know the Hg content in the big branches or in the trunk, avoiding the cutting of the branches or the whole tree.

ÍNDICE

	Pags
1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES.	3
2. OBJETIVOS.	5
3. MATERIAL Y MÉTODOS.	6
3.1. ELECCIÓN DE LA ESPECIE.	6
3.2. LOCALIZACIÓN DE LOS ÁRBOLES ESTUDIADOS Y CONTEXTO HISTÓRICO DEL EMPLAZAMIENTO.	7
3.3. MUESTREO Y PREPARACIÓN DE MUESTRAS.	9
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	14
4.1. DISTRIBUCIÓN DE LA BIOMASA LEÑOSA Y FOLIAR.	14
4.1.1. BIOMASA TOTAL Y DIMENSIONES DE LAS RAMAS.	14
4.1.2. DISTRIBUCIÓN DE LA BIOMASA FOLIAR.	15
4.1.3. DISTRIBUCIÓN DE LA BIOMASA LEÑOSA.	16
4.2. PARÁMETROS EDÁFICOS.	18
4.2.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL SUELO.	18
4.2.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN EL SUELO.	19
4.3. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO CONTENIDO EN LAS DISTINTAS ESTRUCTURAS CAULINARES.	20
4.3.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN FOLIAR.	20
4.3.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA.	23
4.3.2.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA DELGADA.	23
4.3.2.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA GRUESA.	25
4.3.3. VARIACIÓN ESTACIONAL DE MERCURIO EN HOJA Y TALLO DURANTE EL AÑO 2010.	29
4.4. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN EL FRUTO.	32
5. CONCLUSIONES.	34
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	35
7. ANEXOS	37
7.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN FOLIAR	37
7.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA.	38
7.2.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA DELGADA.	38
7.2.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA GRUESA.	39

1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES.

La **fitorremediación** se define como el uso de vegetales para llevar a cabo acciones de eliminación o transformación de los contaminantes (Lobo Bedmar, 2008). Sin embargo, no todas las especies vegetales tienen la misma capacidad para tolerar, absorber o transformar los contaminantes. Por este motivo, el conocimiento de la cantidad de contaminantes que puede acumular un vegetal sin efectos negativos resulta vital para valorar su idoneidad como agente restaurador de un emplazamiento.

Por otro lado, el conocimiento de la cantidad total de un contaminante que una especie vegetal dada es capaz de almacenar no es sencillo, pues existen entre otros, tres factores fundamentales que influyen en este conocimiento que son:

- A. Tipología del órgano.** Cada órgano suele tener una aptitud distinta para captar y/o almacenar el contaminante. En una planta superior podemos distinguir: raíces, hojas, tallos, flores, frutos, etc.
- B. Edad del órgano.** Los órganos vegetales tienen una vida media muy diferente, la cual depende del tipo de órgano, de la especie vegetal e incluso del azar. Por ejemplo, una rama puede vivir decenas de años o puede morir en poco tiempo si es atacada por un hongo o un insecto, o si es arrancada por el viento, el hombre o un herbívoro.
- C. Movilidad del contaminante.** Es conocido que algunos contaminantes una vez depositados en los tejidos de las plantas, pueden movilizarse y por tanto, redistribuirse a través de la savia hacia otras partes del vegetal, no siendo siempre la deposición en un tejido, un fenómeno irreversible. La movilidad de los contaminantes depende principalmente del contaminante considerado, la especie vegetal y el estadio de la planta.

No debemos olvidar que en todo escenario contaminado, la capacidad que tiene una planta para vivir en él no sólo depende de la cantidad total que exista del contaminante sino de su biodisponibilidad para cada ser vivo considerado, lo cual suele ser una barrera infranqueable para la descontaminación total del terreno, pero acelera enormemente su remediación biológica.

En el presente trabajo, el elemento contaminante que estudiaremos será el **mercurio** (Hg), considerado como uno de los metales pesados más tóxicos del Planeta y un contaminante global. Para ello, hemos seleccionado un emplazamiento con presencia natural de mercurio en el suelo y afectado por la explotación minera del mismo (Almadenejos, Ciudad Real).

Con respecto a la planta elegida, hemos seleccionado la **encina** (*Quercus ilex* L.), debido a que es una especie arbórea (cuyo vida media supera varias décadas), y de hoja perenne, como óptima candidata para aclarar varias de las incógnitas que se suscitan en relación a la distribución

del mercurio dentro de ella. Más adelante profundizaremos en los motivos de la elección de esta especie.

La encina y el mercurio.

Si atendemos conjuntamente a los protagonistas de este estudio, Hg y encina, debemos decir que no existen demasiados trabajos de investigación que los traten conjuntamente. Entre los más sobresalientes encontramos el de Sardans y Peñuelas (2006) que con el objetivo de discutir sobre la idoneidad de la aplicación de los factores de enriquecimiento en fitorremediación, analizaron, entre otros metales, el mercurio en hojas de encina. Estos mismos autores en una obra posterior (2007), así como Prasad y Freitas (2000) y De Nicola et al. (2003), tienen estudios realizados sobre la encina en Cataluña, Portugal e Italia respectivamente, pero estudian metales como el níquel, el cadmio o el plomo, pero no el Hg. En nuestra misma área de estudio (distrito minero de Almadén) y sobre el mercurio, Millán *et al.* (2006) estudió una larga lista de especies arbóreas y arbustivas, pero entre ellas no estaba la encina. Por último, el trabajo que más se asemeja a la que aquí presentamos es la de Villadóniga *et al.* (2009), que versa sobre la afectación del mercurio al encinar del distrito minero de Almadén. En ella, se analizó el mercurio de las bellotas, hojas y tallos jóvenes, sin embargo, los autores no discriminaron los tallos ni las hojas por su antigüedad, siendo éste un factor tenido en cuenta en el presente estudio.

La distribución del mercurio dentro de las plantas.

Sobre la distribución del mercurio dentro de los vegetales, la mayoría de estudios señalan que la mayor concentración de Hg se localiza en la raíz, seguido de la hoja, el tallo y el fruto, aunque no en todas las especies se cumple exactamente esta relación ordenada. Pueden consultarte los resultados en cantueso (Sierra *et al.*, 2012), veza (Sierra *et al.*, 2008b), berenjena (Sierra *et al.*, 2008a) y adelfa (Millán *et al.*, 2012) entre otros existentes.

La antigüedad de los órganos y los tejidos vegetales.

Respecto a cómo afecta la edad al tejido u órgano de la planta considerado, encontramos un estudio que analizaba el Hg en hoja de pináceas en períodos de tiempo diversos (Rasmussen, 1995). Sin embargo, son quizás los estudios dendroecológicos los que estudian este tema en mayor profundidad. Siwik *et al.* (2010) encontró que la distribución del mercurio en el tronco de varias especies arbóreas de frondosas, entre ellas un roble perteneciente al mismo género que la encina (*Quercus rubra*), dependía de la especie considerada y de la manera en la que acumulaban el mercurio y eran capaces de traslocarlo, pues no obtuvieron los mismos resultados para todas las especies.

En un estudio con muchas similitudes con el que aquí nos ocupa, Higuera *et al.* (2012) analizó la concentración de mercurio en hojas y tallos de olivo (*Olea europaea*) de distintas edades, determinando que el factor tiempo influía sobre la concentración de mercurio en estas fracciones.

Por último, en una obra ya citada anteriormente (Sardans & Peñuelas, 2006) los autores describen cómo eligieron hojas de encina del año del muestreo y del año anterior, es decir, con un año de antigüedad. Los autores no profundizaron en el análisis de hojas más antiguas y no analizaron los tallos ni otras fracciones, pero concluyeron que las hojas más antiguas tenían mayor contenido en Hg que las nacidas en el año del muestreo.

Concluyendo este apartado de antecedentes, consideramos de interés, debido a la escasa bibliografía encontrada respecto a la relación de la encina con el mercurio, el estudio que aquí presentamos y desarrollamos, y cuyos objetivos enumeramos en el siguiente apartado.

2. OBJETIVOS.

Los objetivos del presente estudio se resumen en los siguientes puntos:

- Determinar la concentración de mercurio contenido en los distintos tipos de hojas y tallos discriminados previamente por su edad.
- Determinar la concentración de mercurio en otros órganos, como los frutos (bellotas) o la corteza en las secciones más gruesas de las ramas.
- Valorar si existen diferencias significativas de concentración de mercurio en las ramas de un mismo árbol, considerando las distintas fracciones de hoja y tallo diferenciadas.
- Estimar la distribución de la biomasa foliar y leñosa de una rama, con criterios de edad cuando se pueda y, en su defecto para los tallos, con criterios de diámetro o grosor de su sección transversal.
- Determinar si la estación del año en el que se realiza la toma de muestras puede influir en la concentración de mercurio de los órganos vegetales.

Finalmente, los resultados obtenidos permitirán valorar y evaluar la forma de analizar y tomar otras muestras vegetales de especies perennes y, especialmente, de las perennifolias.

3. MATERIAL Y MÉTODOS.

3.1. ELECCIÓN DE LA ESPECIE.

La encina [*Quercus ilex* subesp. *ballota* (Desf.) Samp.] es una especie vegetal perenne y leñosa. Esta especie tiene la peculiaridad de mantener durante varios años sus hojas, pudiendo simultanear en una misma rama hojas formadas en distintos años, siendo variable tanto la cantidad de hojas de diferente edad, como la edad máxima a la que puede llegar a vivir una hoja sobre la rama en la que nació, aunque se dan cifras que llegan a los 5 años (Zazo Muncharaz *et al.*, 2000).

Típicamente, cuando en primavera la encina inicia el crecimiento longitudinal de los tallos que conforman el vuelo, las hojas aparecen en nuevas ramillas que crecen a partir de las yemas terminales de las últimas ramas formadas. Estas ramillas y hojas recién brotadas, son tiernas, pelosas y de colores verdes o amarillentos, pero en todos los casos, de tonos claros. A medida que envejecen, hojas y tallos pierden parte del indumento, se oscurecen y ensucian, y también se endurecen. Todas estas características hacen que la antigüedad de las ramillas más jóvenes (de 0 a 4 años) sea fácilmente identificable de manera visual, y que esta especie sea especialmente adecuada para poder comparar fracciones de distinta edad.

Además de lo explicado, la encina es la especie vegetal dominante del distrito minero de Almadén, además de originaria de la zona, por lo que, con los objetivos propuestos, consideramos que es la mejor candidata para ser estudiada.



Figura 1. Encina objeto del presente estudio en Almadenejos. Individuo nº3

3.2. LOCALIZACIÓN DE LOS ÁRBOLES ESTUDIADOS Y CONTEXTO HISTÓRICO DEL EMPLAZAMIENTO.

El distrito minero de Almadén se localiza en la Comunidad Autónoma de Castilla la Mancha, concretamente en el cuadrante sudoccidental de la provincia de Ciudad Real (**figura 2**). Engloba principalmente los municipios de Chillón, Almadenejos y Almadén. De esta comarca, famosa en el mundo entero en el ámbito de la minería del mercurio por contener un tercio de las reservas mundiales de este singular elemento (Hernández *et al.*, 1999), existen registros históricos que señalan que ya en el siglo I D.C. los romanos lo extraían del subsuelo para utilizarlo principalmente como tinte (Matilla Tascón, 2005).

En el municipio de Almadenejos encontramos cuatro emplazamientos diferentes relacionados con el aprovechamiento del mercurio. Las minas del Águila y de la Nueva Concepción, abandonadas, y situadas muy próximas al núcleo urbano de Almadenejos como puede verse en la **figura 3**; la mina de El Entredicho, al este del núcleo urbano, explotación a cielo abierto, clausurada e inundada en la actualidad; y por último, un recinto amurallado, junto a la Plaza de toros del pueblo (**figura 4**), donde se depositaban los bloques de cinabrio extraídos de las minas, y de los que a través de los 5 hornos de aludeles, se extraía el mercurio líquido en estado elemental. Las operaciones metalúrgicas en el interior del cercado y en sus alrededores se extendieron desde 1794 hasta 1861 (Martínez-Coronado *et al.*, 2011). Estudios realizados allí (Millán *et al.*, 2011) han cifrado la cantidad de mercurio en el suelo en valores que oscilan de 498 – 7862 mg kg⁻¹, aunque algunos más recientes han llegado a determinar valores superiores a los 15 000 mg kg⁻¹ (Martínez-Coronado *et al.*, 2011, Sierra *et al.*, 2013).



Figura 2. Mapa autonómico y provincial de España. Localización aproximada del Distrito minero de Almadén. (Elabueloeduca, 2013).

Los alrededores del núcleo urbano están mayoritariamente ocupados por terrenos forestales (**figura 4**). En general predomina el encinar adehesado poblado por individuos generalmente adultos aunque de diferente talla y edad, si bien es verdad que al sur del pueblo encontramos parcelas de vocación agrícola con encinas salpicadas, y una colina poblada de pinos. Al norte del pueblo de Almadenejos se seleccionaron las tres encinas objeto del presente estudio (**figura 4**).

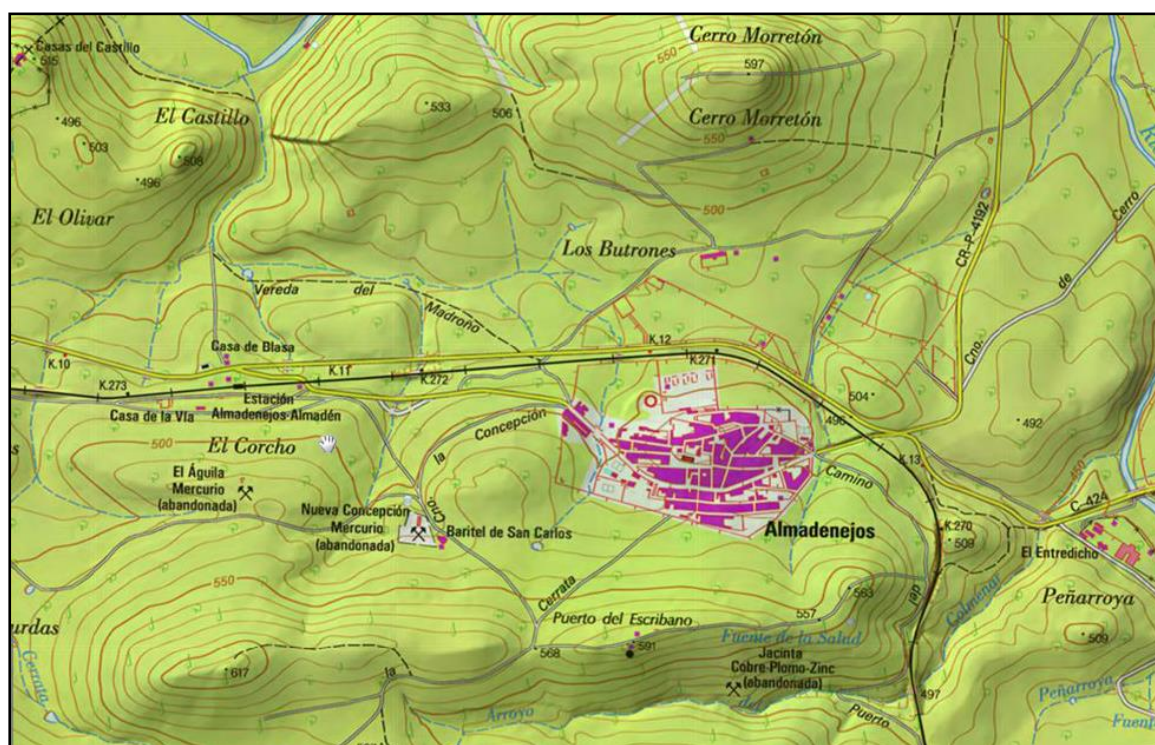


Figura 3. Mapa geográfico del núcleo urbano de Almadenejos y sus alrededores, donde se localizan las minas más cercanas (IGN, 2013).

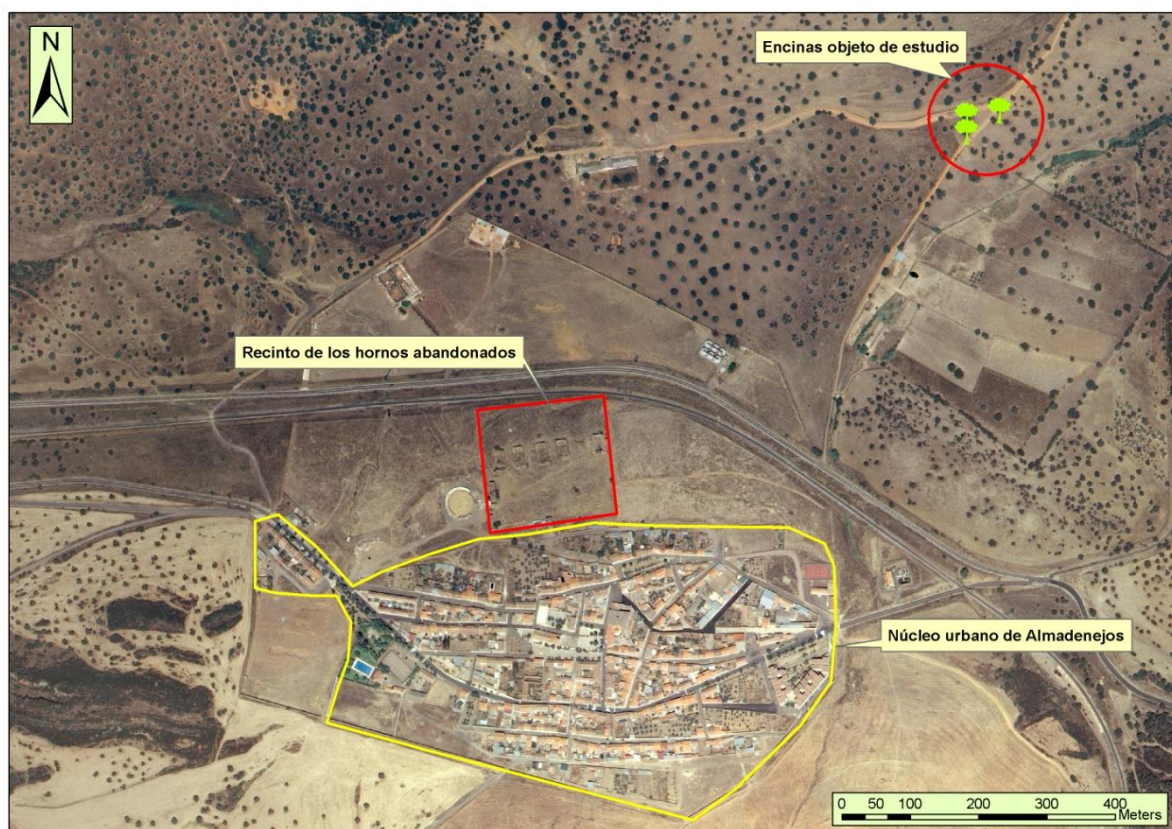


Figura 4. Imagen aérea del núcleo urbano de Almadenejos. Localización del emplazamiento de los individuos arbóreos estudiados. Fuente: Elaboración propia a partir de ortofotografías del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2013).

3.3. MUESTREO Y PREPARACIÓN DE MUESTRAS.

En la primera quincena del mes de mayo del año 2010, se seleccionaron 3 individuos adultos de encina. Se procedió a tomar la posición geográfica de los árboles a través de un GPS, y a la medición del perímetro de su tronco a 1,30 metros de altura desde el suelo, es decir, a una distancia denominada por la dasometría forestal clásica como “altura normal”. De cada una de las encinas seleccionadas, se tomaron dos ramas. Cada rama elegida tenía en su extremo más grueso al menos 0,5 cm de diámetro.

Debido a la posición de las encinas estudiadas con respecto a la antigua zona de manipulación, quemado y deposición del mineral de cinabrio (**figura 4**), se decidió tomar una rama orientada al norte y otra orientada al sur, es decir, una resguardada de este emplazamiento y otra expuesta a él, respectivamente (**figura 5**). La dirección predominante de los vientos en la región es Este-Oeste, sin embargo, nos pareció que podía ser más influyente en el contenido en Hg de los árboles, la cercanía a esta zona a causa de sus altos niveles de mercurio en suelo, que

la predominancia de las corrientes de aire. La distancia en horizontal de la zona de muestreo, al centro de este recinto es de aproximadamente 800 metros.



Figura 5. Imagen aérea donde se indican las zonas en las que se tomaron las distintas ramas de cada árbol.
Fuente: Elaboración propia a partir de ortofotografías del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2013).

Por tanto y, en resumen, los resultados que aquí presentamos proceden de las muestras de tres árboles que denominaremos como 1, 2, y 3, de los cuáles se tomaron dos ramas, a las que hemos llamado Norte y Sur (**figura 5**), y en consecuencia de aquí en adelante los resultados se desglosarán haciendo referencia a las siguientes porciones 1-N, 1-S, 2-N, 2-S, 3-N y 3-S, en la que el número hace referencia al árbol origen de la rama, y la letra hace referencia a su orientación geográfica aproximada (N: norte; S: sur).

Procedente de tres puntos diferentes, bajo la copa de cada uno de los árboles, se recogió aproximadamente 1,5 kg de muestra compuesta de suelo superficial (0 – 15 cm), desechando el horizonte de acumulación de materia orgánica fresca.

Tras el muestreo, se procedió a la separación de las hojas y los tallos por su año de formación (**figura 6**), lo cual sólo se realizó hasta el año 2008 en hojas, y 2007 en los tallos, eliminándose la parte de muestra que pudiera cuya datación resultara dudosa.

La encina es una especie especialmente adecuada para poder hacer un estudio de este tipo, debido a las diferentes características que sirven como base para poder distinguir las hojas y

los tallos por su antigüedad. No obstante, la selección debe ser cuidadosa y, hay que tener en cuenta, que el árbol puede emitir nuevos brotes de hojas y tallos por diversos motivos durante el período vegetativo, lo cual puede hacer que incluyamos, por ejemplo, ramas de medio año de antigüedad en un grupo compuesto por ramas de un año. En cualquier caso, si el tamaño muestral de cada grupo de edad es grande, el efecto de añadir alguna fracción de edad no similar a la del resto del grupo puede suponerse despreciable. De cualquier modo, para evitar errores que llevaran a conclusiones dudosas en estudios similares, se sugiere que se proceda de la manera que se detalla en este documento.

Para llevar a cabo un estudio de este tipo con especies cuya apreciación de la edad de las ramillas fuera más complicada, el método más seguro sería realizar una foto de las ramas a muestrear justo antes de la brotación del año, y seguir tomando fotografías en años posteriores para valorar con total exactitud cómo evoluciona la ramilla y qué fracción fue formada en cada momento. Como es comprensible, este método de valorar la edad de las fracciones es cuidadoso y seguro, pero muy lento.

En cuanto a los órganos leñosos, también se procedió a tomar la sección más gruesa de la rama cortada, descortezarla mediante una cuchilla, para así poder analizar por separado corteza y madera propiamente dicha.

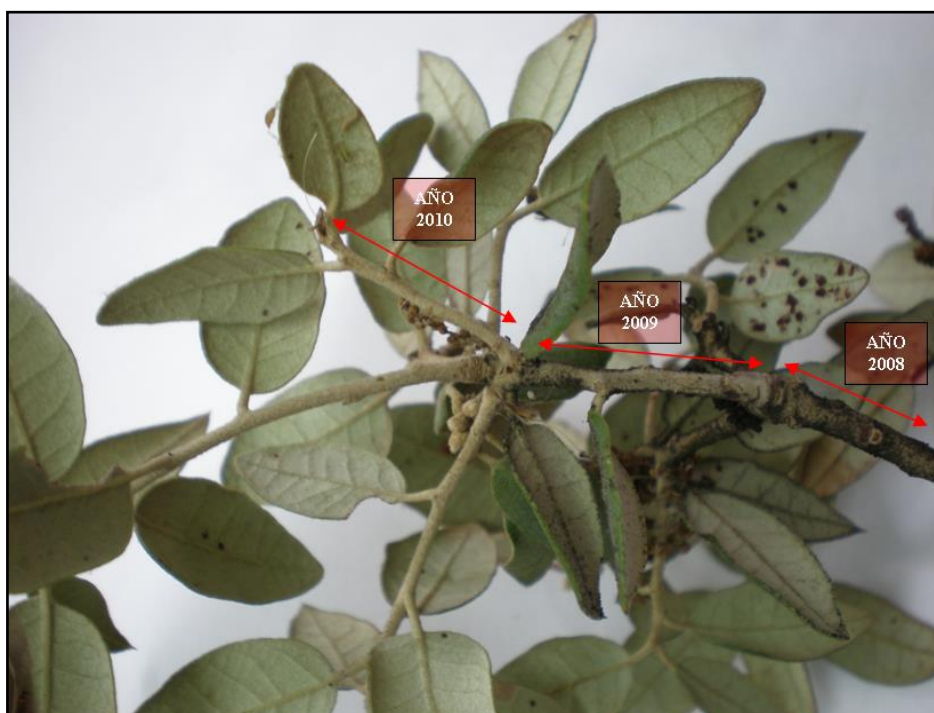


Figura 6. Diferencias de aspecto y posición de las ramillas generadas en años diferentes.

Tanto tallos como hojas fueron lavados previamente a los análisis de concentración de Hg mediante agua desionizada en baño de ultrasonidos (JP-Selecta, Ultrasons-H), 3 veces, 10

minutos cada vez, con el objetivo de eliminar la posible contaminación de partículas sólidas que pudieran tener adheridas superficialmente.

Posteriormente y una vez secadas al aire, todas las muestras fueron molidas en molino (Ika A-11 basic) para homogeneizarlas y poder ser analizadas en un equipo de análisis específico de mercurio (*Advanced Mercury Analyzer*, AMA-254, Leco Instruments). La precisión del equipo y la fiabilidad de la medida se comprobaron mediante el uso de patrones certificados.

Respecto a las muestras de suelo, éstas fueron secadas al aire, tamizadas a 2 mm, y conservadas y protegidas de la luz solar en duquesas convenientemente etiquetadas. Posteriormente, sobre ellas se realizó una caracterización físico-química básica consistente en medir:

- pH, según la norma UNE 77305, medido en agua y en cloruro potásico 0,1 M y empleando un pH-metro en una suspensión de mezcla suelo-líquido de 1:2,5.
- Conductividad, determinada a través de la relación suelo/agua destilada en la proporción 1:5, y en extracto saturado, mediante un conductímetro.
- Materia orgánica oxidable, según el método de Walkey-Black.
- Carbonato cálcico. Determinación exclusivamente cualitativa. Esta prueba se realiza añadiendo unas gotas de ácido clorhídrico diluido al 10% sobre una muestra de suelo (0,5 gramos), y se evalúa la aparición de efervescencia.
- Textura, determinada a través del método Bouyoucos.

Además, se midió el mercurio total, el mercurio soluble y el mercurio intercambiable de las muestras de suelo, también mediante el equipo AMA-254 antes mencionado. Las fracciones de mercurio soluble e intercambiable se obtuvieron según el proceso de extracción secuencial elaborado específicamente para los suelos de Almadén por Sánchez *et al.* (2005).

En la primera quincena del mes de diciembre del mismo año (2010), se hizo una toma de muestras idéntica a la descrita anteriormente excepto en que no se tomaron nuevas muestras de suelo. Desglosados, los objetivos de este segundo muestreo fueron:

1. Cuantificar la biomasa por porciones (hojas y tallos), tomando para ello, un criterio mixto de edad y tamaño.
2. Analizar la concentración de Hg en hojas y tallos formados en el 2010, que ya tenían una antigüedad aproximada de 29 semanas, con el objeto de conocer si había cambios en la cantidad de mercurio acumulado en este material con respecto al que fue recogido en primavera.

La metodología para la cuantificación de la biomasa por fracciones se hizo de la siguiente manera:

- En primer lugar, tanto para hojas como tallos, las fracciones se separaban según su edad, tomando como referencia tanto su morfología, como su posición en la rama, tal y como se ha comentado en el epígrafe 3.1, y de igual manera a la ejecutada en el primer muestreo.
- En el caso de las hojas, cuando se dudaba de la antigüedad de una en particular se la introducía en un grupo común que se denominó “hojas de edad indeterminada” y que debe entenderse que, en cualquier caso, eran hojas formadas en el 2009 o con anterioridad a este año, pero no en el 2010, pues estas hojas se distinguen fácilmente de las formadas en épocas anteriores.
- En el caso de las muestras de tallos, cuando resultaba imposible saber con fiabilidad la edad de los mismos, se introducían en grupos cuya diferencia era el calibre, pero que en todos los casos, eran de edades desconocidas. El calibre caulinar está relacionado aunque no exclusivamente, con la edad del tallo. Se decidió formar tres grupos, todos de edad indeterminada caracterizados por contener: tallos menores o iguales de 3 mm de grosor, tallos con calibres de 3 mm a 5 mm, y tallos mayores de 5 mm de grosor.
- Por último, una vez separadas las fracciones, éstas fueron pesadas por grupos en balanza de 0,1 g de precisión. Para estimar la longitud total de las ramas, se procedió a medir su longitud desde la zona de corte (o separación de la rama madre del árbol), hasta el final de uno de los tallos más alejados de la zona de corte, es decir, la longitud de la rama fue hallada mediante la medición de la longitud del camino más largo que se puede seguir desde el punto donde se cortó la rama original, hasta el extremo de la ramilla más larga que conforme la totalidad de la rama (figura 7).



Figura 7. Imagen de una de las ramas cortadas durante los muestreos

De esta manera, las fracciones se distinguieron siguiendo un criterio principal, que era la edad, y otro secundario, que era el calibre (caso único de los tallos).

Además, aprovechando el momento propicio de la fructificación de la encina, se procedió a tomar 6-8 bellotas por árbol, de manera que se tomaron la mitad de ellas (3-4 bellotas), de dos o más ramas en la zona norte de los árboles y, la otra mitad, de dos o más ramas de la zona sur. La semilla en sí de la bellota, se separó del cascabel o cúpula de brácteas a través de la cual se une al árbol, y fue esta fracción la que posteriormente se analizó para conocer su concentración de Hg.

Los resultados obtenidos se sometieron a diversos análisis estadísticos utilizando el paquete informático SPSS versión 11.5. Sin embargo, las gráficas que adjuntamos representativas de los resultados se realizaron mediante el *software* Excel 2010.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

4.1. DISTRIBUCIÓN DE LA BIOMASA LEÑOSA Y FOLIAR.

4.1.1. BIOMASA TOTAL Y DIMENSIONES DE LAS RAMAS.

En la **tabla 2** se exponen los datos de las medidas de longitud, masa y diámetro máximo de la rama principal, correspondientes a las muestras recogidas en otoño. Además, incluye la estimación del volumen del tallo principal de la rama, es decir, el más grueso y largo.

Parámetro	1-N	1-S	2-N	2-S	3-N	3-S	Media	Desviación estándar	CV
LR (cm)	80,8	77,1	66,8	61,5	67,8	73,7	71,3	7,2	10,1%
DR (cm)	0,8	0,9	1,2	0,9	1,2	0,7	0,9	0,2	21,9%
VR (cm ³)	12,7	16,3	23,1	13,0	26,6	9,5	16,9	6,7	39,4%
BH (g)	17,8	39,9	59,9	35,1	26,0	36,9	35,9	14,3	39,7%
BL (g)	34,0	46,9	65,8	35,8	77,7	42,7	50,5	17,5	34,7%
BTo (g)	51,8	86,8	125,7	70,9	103,7	79,6	86,4	25,8	29,8%

Tabla 2. Parámetros de biomasa de las seis ramas seleccionadas en el muestreo de otoño. **LR:** Estimación de la longitud del tallo más largo. **DR:** Diámetro máximo de la más ancha de las ramillas que componen la muestra, lo que en todo caso coincide con la rama madre de la que proceden las más pequeñas. **VR:** Estimación del volumen que ocuparía idealmente, una rama que fuera perfectamente cónica, cuya altura, desde la base hasta el ápice es la longitud de la rama más larga, y cuya base tuviera como diámetro el DR. **BH:** Biomasa foliar. **BL:** Biomasa leñosa. **BTo:** Biomasa total de la rama, producto de sumar las masas de todas las fracciones de tallos y hojas que contenía la rama. **CV:** Desviación estándar relativa.

Los resultados indican valores muy dispares tanto en la biomasa total foliar, como la biomasa total leñosa (CV superiores al 33%) y muy superiores a la variabilidad de la longitud total de la rama, lo que indica que existen factores de mayor relevancia que la estación que influyen sobre el crecimiento de estos órganos.

4.1.2. DISTRIBUCIÓN DE LA BIOMASA FOLIAR.

En el siguiente gráfico (**figura 8**) se presenta la distribución en biomasa, en términos relativos, de las fracciones foliares discriminadas.

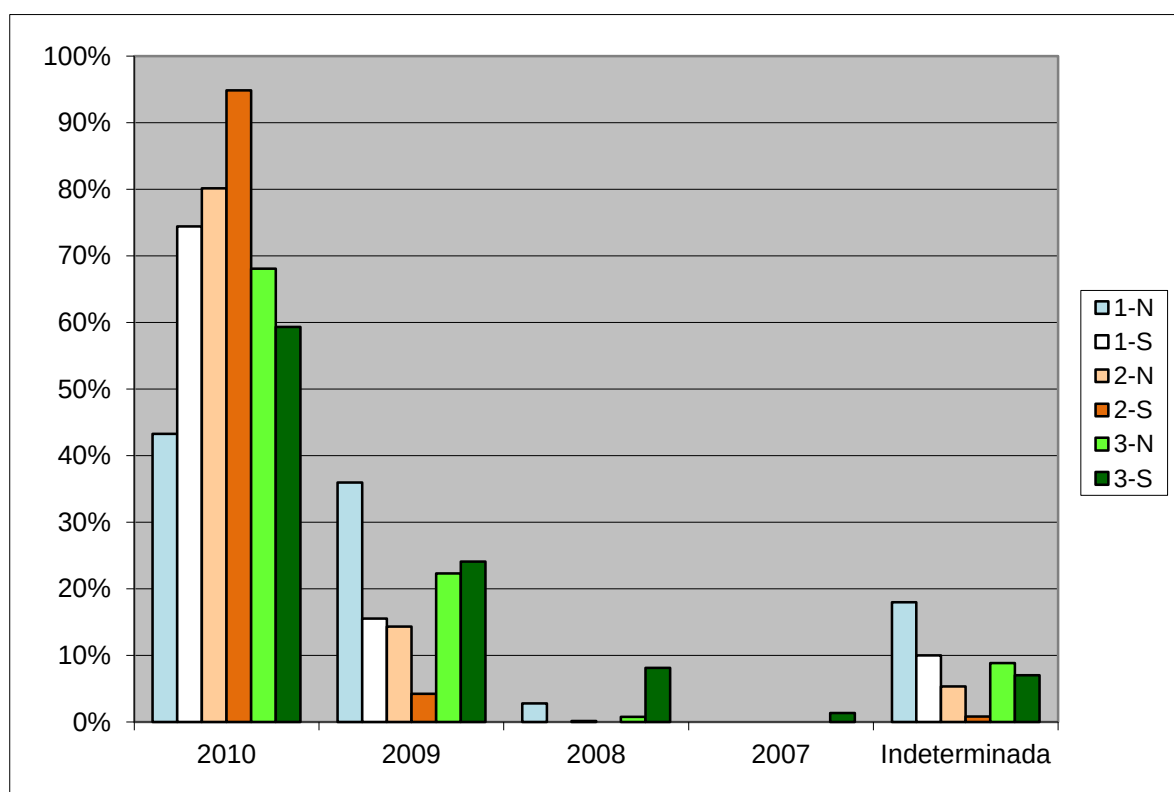


Figura 8. Distribución de la biomasa foliar en %, por rama y años considerados

Como puede observarse, las fracciones donde se concentra el grueso de la biomasa son las más jóvenes (años 2010 y 2009), y es en ellas donde se concentra del 79-99% de la biomasa foliar de la rama. Por tanto, pese a que coexisten hojas de diferentes edades en las ramas, el porcentaje medio de hojas igual o mayor a dos años en estas ramas es solamente del 11%. La máxima antigüedad foliar que se ha distinguido es de 4 años, cuya edad sólo pudo detectarse en la rama Sur del árbol 3.

Respecto al peso que cada clase de edad tiene en las ramas, la **figura 8** muestra que es muy desigual, ya sea considerando tanto las distintas ramas entre sí como las ramas de un mismo árbol, lo que en general nos lleva a pensar que ni el clima, ni la exposición del emplazamiento, ni la orientación de las ramas, son los factores preponderantes en lo que se refiere a la tasa de permanencia de las hojas, pudiendo ser otros los factores, como por ejemplo, la genética, el estado sanitario del árbol (o de la rama), o el suelo (microestación), los que marquen preferentemente dicha tasa.

La variabilidad de la distribución de la biomasa foliar por edades además nos sugiere que, en el caso de que la concentración de Hg varíe con la edad de las fracciones, una sola rama de un árbol es insuficiente para valorar la cantidad de Hg en hoja que está concentrando el individuo, extremo que debe ser tenido en cuenta en los estudios relacionados con las fitotecnologías.

4.1.3. DISTRIBUCIÓN DE LA BIOMASA LEÑOSA.

Respecto a los resultados obtenidos en la cuantificación de la biomasa leñosa, la cual incluía todas las fracciones de tallos, independientemente de su grado de lignificación, presentamos la siguiente **figura 9** y **tabla 3**.

En la **figura 9** observamos, al igual que en las fracciones foliares, una alta variabilidad de la distribución de la biomasa si comparamos el conjunto de ramas. Además, tampoco se pudieron encontrar tendencias similares de distribución en las ramas de los mismos árboles. Debemos apuntar en cualquier caso, nuestra hipótesis acerca de que las muestras de la fracción indeterminada de calibre menor de 3 mm (que en promedio supone un 16% del total), está compuesta mayoritariamente por ramas del año 2009 y en mucha menor medida, del 2010 y del 2008, debido a que las ramas 2010 son difíciles de confundir con otras más viejas, y las del 2008 son generalmente más gruesas de 3 mm, por lo que los resultados deben interpretarse con esta cautela.

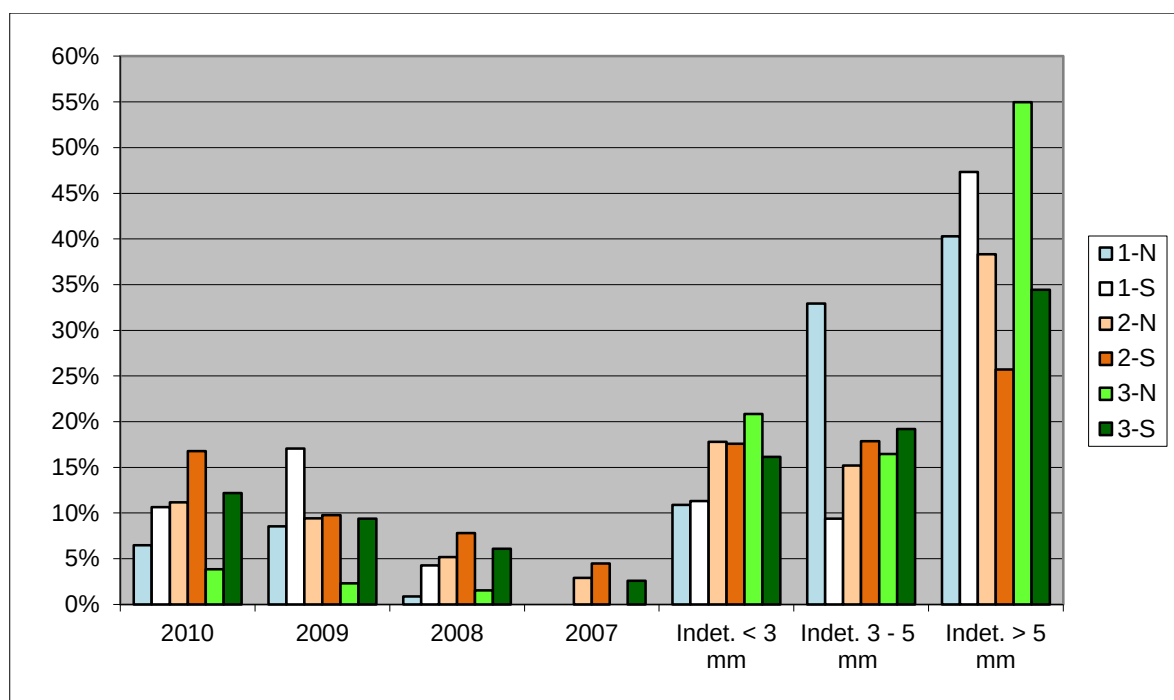


Figura 9. Distribución de la biomasa leñosa en %, por rama y años considerados. En los casos de la fracción indeterminada, la discriminación se realiza mediante el calibre.

Por el contrario y, a diferencia de los resultados de las fracciones foliares, encontramos que las fracciones indeterminadas que coinciden ser las de mayor antigüedad, concentran la mayor parte de la masa leñosa de las ramas muestreadas, como se muestra en la **tabla 3**. La importancia de este resultado radica en su implicación en el muestreo de estas fracciones vegetales, pues resulta reseñable que el valor de concentración más importante del árbol siempre va a estar en las partes gruesas del mismo (tronco y secciones gruesas de las ramas), siendo despreciable, si se quiere conocer la concentración media o el contenido total de Hg de individuos arbóreos adultos, las fracciones más finas, es decir, las ramillas portadoras de hojas.

Parámetro	1-N	1-S	2-N	2-S	3-N	3-S	Promedio
BL-Determinada	16%	32%	29%	39%	8%	30%	30%
BL-Indeterminada	84%	68%	71%	61%	92%	70%	70%

Tabla 3. Comparativa de la importancia en masa de las fracciones jóvenes (determinada) frente a las fracciones de más edad (indeterminada) de las ramas muestreadas. (BL: Biomasa leñosa).

4.2. PARÁMETROS EDÁFICOS.

4.2.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DEL SUELO.

A continuación presentamos una tabla resumen (**tabla 4**) de los parámetros edáficos analizados y que constituyen la caracterización básica realizada.

Punto de Muestreo	pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	CEe (dS m^{-1})	MO (%)	CaCO ₃	Textura	Granulometría (%)	
							Fracción gruesa	Fracción fina
1	6,2	264	1,7	3,1	No	Franco arenosa	28	72
2	6,2	79	0,5	1,7	No	Franco arenosa	27	73
3	7,3	577	3,7	4,3	No	Franco arenosa	36	64

Tabla 4. Parámetros físico-químicos de los suelos sobre los que habitan las encinas de estudio. (CE: Conductividad en relación 1:5; CEe: Conductividad en extracto saturado; MO: Materia orgánica).

El **pH** oscila en un rango de magnitudes no muy amplio, pudiendo ser calificados los puntos 1 y 2 como ligeramente ácidos y el nº3 como neutro (Schoeneberger *et al.*, 2012), aunque todos los valores son normales dentro de la habitación natural de la especie en España (Zazo Muncharaz *et al.*, 2000).

Respecto a la **salinidad**, debido al alejamiento costero del emplazamiento y la litología de la comarca, era de esperar la presencia de bajos valores de conductividad, como así ha sido, pudiendo considerar las zonas muestreadas como no salinas (1 y 2) a ligeramente salinas (3) (Schoeneberger *et al.*, 2012).

En cuanto a la **materia orgánica oxidable**, encontramos diferencias entre los puntos, pudiendo considerar que en el punto 2 hay valores bajos de materia orgánica, y que en el punto 1 y 3 hay valores altos y muy altos respectivamente, lo cual puede ser debido a alguna rutina del ganado ovino que pasta en la zona, que favorezca el aporte de materia orgánica fácilmente humificable. Este es un factor importante a tener en cuenta ya que se ha observado que la materia orgánica puede aumentar la disponibilidad del Hg en el suelo (Sierra *et al.*, 2012).

Respecto a la **textura** del suelo, se la puede considerar adecuada y en ningún caso limitante para el desarrollo de la encina, aunque esto es también debido a la plasticidad propia de la especie.

Por tanto, consideramos que los parámetros edáficos analizados presentan unos valores adecuados para el normal desarrollo de la encina en estos lugares, a pesar de que esta afirmación debería ser corroborada con análisis edáficos tomados a mayor profundidad.

4.2.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN EL SUELO.

De los análisis realizados referidos a la concentración de mercurio en suelo, hemos elaborado la **tabla 5**. En ella puede verse que los resultados de mercurio total son altos para una zona natural y de uso silvopastoral (como la que ocupan los árboles de estudio), pero normales si consideramos el fondo geoquímico natural de la comarca. Estos resultados son similares a los encontrados por Millán *et al.* (2006).

El mercurio fácilmente disponible para las plantas se ha calculado como la suma del mercurio soluble más el mercurio intercambiable. Para esta fracción, hemos encontrado valores bajos, inferiores en cualquier caso al 2% y los cuales, para los puntos 2 y 3 también son bajos respecto a los publicados en el mismo artículo que acabamos de citar. No se observa una relación directa entre los valores de Hg total con los de Hg disponible para cada punto, debido a que la disponibilidad del mercurio edáfico tiene estrecha relación con variables como el pH y la biodisponibilidad de otros elementos que compiten con él.

Pto de muestreo	Concentración de mercurio				
	Total (mg kg ⁻¹)	Soluble (mg kg ⁻¹)	Intercambiable (mg kg ⁻¹)	Disponible (mg kg ⁻¹)	% del Hg disponible sobre el total
1	26,66 ±3,12	0,03±0,01	0,40±0,03	0,43±0,04	1,6%
2	13,99±3,30	0,07±0,01	0,08±0,02	0,15±0,03	1,1%
3	14,09±1,34	0,03±0,01	0,07±0,02	0,10±0,03	0,7%

Tabla 5. Concentración de mercurio en el suelo en sus distintas fracciones

Comparando los puntos de muestreo entre sí, vemos como el punto número 1 tiene más mercurio total y soluble que los otros dos (cuyos valores andan más parejos entre sí), lo que predeciblemente debería propiciar que la encina que está situada en este punto tuviera mayores concentraciones de Hg en sus órganos debido a su coexistencia con valores más altos de mercurio tanto en suelo como en aire, puesto que la fracción del mercurio fácilmente disponible para las plantas presenta mayor volatilidad y, por tanto, el mercurio en esta forma puede ser tomado o depositado en los órganos de la planta también por vía aérea.

4.3. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO CONTENIDO EN LAS DISTINTAS ESTRUCTURAS CAULINARES.

4.3.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN FOLIAR.

Los resultados de los análisis de la concentración de Hg en hoja se muestran gráficamente en la **figura 10**. En anexos pueden consultarse los datos precisos de estos mismos análisis.

Durante el proceso de separación de las hojas en grupos de edad diferentes, pudimos diferenciar hasta 4 períodos (2010 – 2007) aunque sólo se encontraron hojas 2007 en una de las seis ramas muestreadas (rama 3-N).

Los valores de mercurio para la fracción 2010 resultaron ser bajos y similares entre sí (valorada la similitud con la dispersión en torno a la media) para todas las ramas del estudio (media aritmética: $0,12 \pm 0,01 \text{ mg kg}^{-1}$). Sin embargo, en las fracciones de mayor antigüedad podemos apreciar:

- Aumento generalizado de la concentración de Hg en las hojas. Es decir, a medida que pasa el tiempo, la concentración de Hg aumenta.
- Diferenciación de las ramas, no sólo por la concentración total de Hg en las hojas, sino por el incremento anual de éste, que es similar entre las ramas del mismo árbol.

Según los resultados obtenidos, parece razonable pensar que la condición de juventud de la fracción 2010 no permite ver diferenciaciones de acumulación entre árboles, y que el “tiempo” es una variable que juega un papel importante en la capacidad de concentrar Hg en hoja y quizás de constatar diferencias de acumulación de Hg entre los árboles de una misma especie.

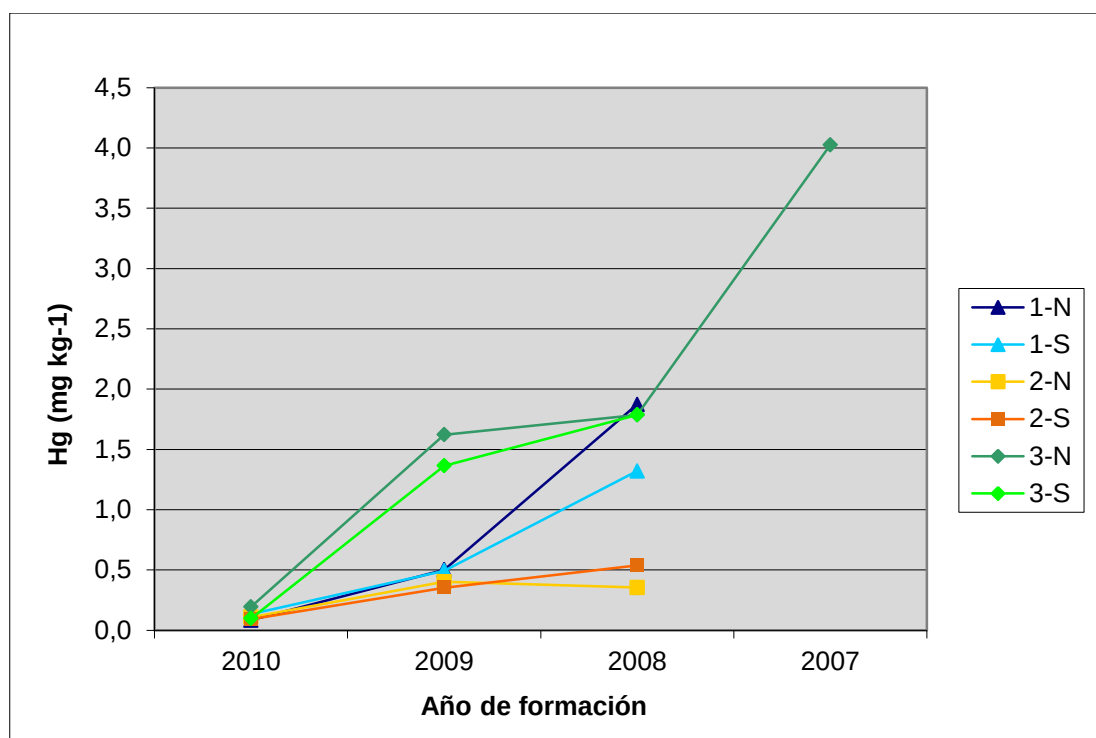


Figura 10. Concentración de Hg en las hojas, discriminadas por año de formación para cada rama muestreada.

En los estudios de comparación de medias de un solo factor, no se encontraron diferencias significativas entre las orientaciones para ninguno de los años de muestreo ($\alpha = 0,05$), pudiendo concluir que de existir algún tipo de influencia provocada por la orientación de las ramas hacia el cerco minero, su efecto es demasiado débil y queda camuflado por motivo de otros factores preponderantes.

Tampoco se encontraron diferencias significativas entre ninguna de las 6 ramas ($\alpha = 0,05$), ni entre los tres árboles (agrupando las ramas por árbol), a pesar de que los promedios de concentración por árbol mostraban diferencias reseñables entre ellos de manera que:

$$3 (1,14 \text{ mg kg}^{-1}) > 1 (0,73 \text{ mg kg}^{-1}) > 2 (0,31 \text{ mg kg}^{-1})$$

Promedio calculado para el período 2010-2008

Sin embargo, si descartamos los valores de la fracción 2010 al considerar que no son representativos debido a su juventud y sólo consideramos hojas de más de un año de edad, encontramos diferencias significativas entre las medias de los valores de los árboles 2 y 3 ($\alpha = 0,05$), de modo que:

$$3 (1,64 \text{ mg kg}^{-1}) > 1 (1,05 \text{ mg kg}^{-1}) > 2 (0,41 \text{ mg kg}^{-1})$$

Promedio calculado para el período 2009-2008

Sardans y Peñuelas (2006) también encontraron diferencias significativas entre las hojas de encina de distinta edad (un año de diferencia) siendo las tomadas en el año de muestreo (las jóvenes) las que menos Hg contenían, aunque no cuantificaron esta diferencia. En este estudio se comparaban encinas de una zona supuestamente contaminada (núcleo urbano de Barcelona) y una zona alejada que servía de referencia como zona no contaminada. Curiosamente, de entre todos los elementos traza estudiados, sólo en el caso del Hg las hojas de un año de edad se encontraron diferencias significativas entre las zonas contaminada y no contaminada, es decir, que sólo se dejaba ver el efecto del sitio sobre la hoja cuando había transcurrido un tiempo suficiente, lo cual se podría relacionar con nuestros resultados de las fracciones del 2010, que eran bajos y similares entre sí, prevaleciendo sobre otros factores de distinción.

Respecto a la obra de Villadóniga *et al.* (2009), nos es imposible comparar nuestros datos con los suyos con un mínimo de rigor, puesto que dicho estudio tiene como objetivo cuantificar la concentración en las diferentes fracciones sin evaluar el tiempo de exposición al Hg. Además, como ocurre en el estudio de Sardans y Peñuelas (2006), los datos de Hg en suelo y el origen del contaminante son demasiado distintos a los de este trabajo. En nuestro caso, por ejemplo, la concentración de Hg edáfico es de suma importancia.

Por último, según Higuera *et al.* (2012) realizó un estudio con hojas de olivo (*Olea europea*) que abarcaba muestras de 2-25 meses de vida en cinco puntos de muestreo, cada uno de estos puntos con contenidos de mercurio en suelo diferente. Sus resultados también mostraban incrementos en la concentración de Hg con la edad, con la peculiaridad de que en las fracciones foliares correspondientes a los 21 meses aparece un decrecimiento en el contenido de Hg en cuatro de los cinco sitios. Sin embargo, nosotros no hemos detectado ningún comportamiento similar en nuestros resultados, de hecho sólo tenemos una muestra cuya concentración decrece de un año con respecto al predecesor (rama 2-N, en el período 2009-2008), pero la diferencia no resultó estadísticamente significativa cuando se realizó un test ANOVA de una vía.

El efecto edad en las hojas, que conllevaría un incremento de la concentración de Hg con el tiempo según hemos visto, puede reflejar bien la capacidad del árbol para captarlo, bien la disponibilidad del elemento en el preciso sitio donde se asienta, o ambos factores al unísono bajo una relación de interacción, lo cual nos parece la posibilidad más razonable. En cualquier caso, sólo estudios más específicos pueden darnos respuesta a esta cuestión.

La citada tendencia de la fracción foliar al incremento en el contenido de Hg con el transcurso del tiempo tiene su importancia relativa cuando se realizan los muestreos, pues resultará diferente analizar las porciones más modernas que analizar la mitad o el total de la rama, como hemos procedido en este estudio. Nuestro consejo es, si se quiere conocer el contenido en Hg en la fracción foliar independientemente de que se haga o no la discriminación por edades, hacer el corte a la rama en una sección que englobe a todas las hojas que porta dicha rama (**figura 7**), pues en caso contrario cometeríamos un muestreo imperfecto con un sesgo difícil de determinar.

4.3.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA.

4.3.2.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA DELGADA.

Nos referimos a “fracción leñosa delgada” a la muestra que engloba aquellas ramillas cuyo año de creación se ha podido determinar con los criterios indicados en el epígrafe 3.3. Al igual que en el epígrafe anterior, consideramos conveniente presentar los datos de concentración de Hg de fracción leñosa delgada en una gráfico de puntos y líneas, que en este caso constituye la **figura 11**, aunque pueden consultarse los datos detallados de estos análisis en los anexos.

Los resultados de concentración de Hg para el año 2010 en tallos delgados vuelven a ser similares a los registrados en hoja en lo que se refiere a su bajo valor y a su grado de dispersión para las ramas analizadas. Además, esta fracción es, en todos los casos, la de concentración de Hg más baja de todos los analizados dentro de la misma rama, excepto para la rama 2-N.

Por lo indicado en el párrafo anterior y considerando cada rama individualmente, si bien parece existir una tendencia a que las fracciones más antiguas tengan mayor concentración de Hg que las recién creadas (menores de 2 meses de vida), no hemos constatado un patrón de incremento de concentración de Hg con la edad, ni tampoco un patrón que relacione años concretos con aumentos o disminuciones de la concentración de Hg en las ramillas. Por consiguiente, no tenemos motivos para pensar que la antigüedad de las ramillas sea el factor preponderante en lo que la acumulación de Hg se refiere, dejando la puerta abierta a otros factores entre los cuales podrían estar la movilidad del contaminante dentro del vegetal; una movilidad que sería controlada por la fisiología propia de cada árbol, y que incluso podría ser diferencial para cada una de sus ramas.

Realizada la comparación de medias (test ANOVA de una vía) para el período temporal estudiado, no se encontraron diferencias significativas entre ninguna de las ramas para ninguno de los tres períodos considerados (2010-2008, 2010-2007 y 2009-2007).

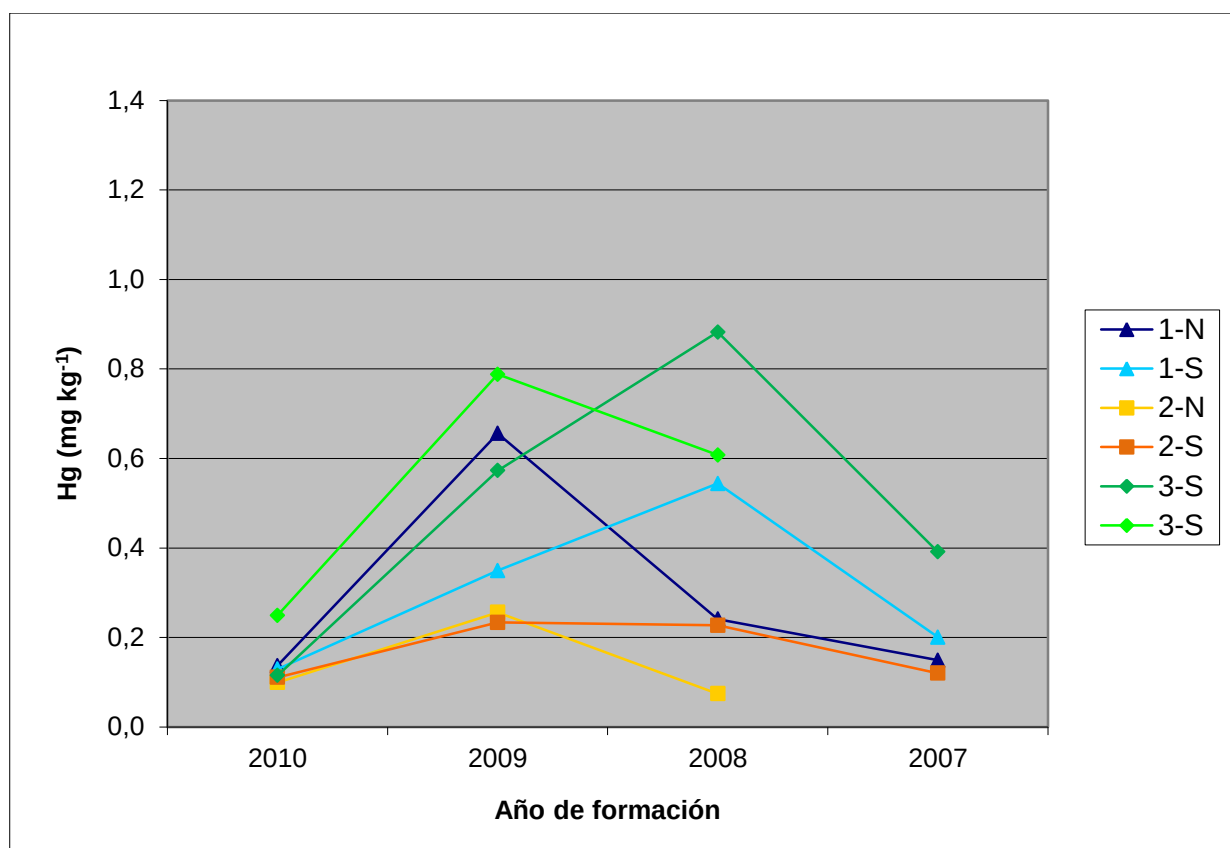


Figura 11. Concentración de mercurio en la fracción leñosa delgada, discriminados por su año de formación, y para cada rama muestreada.

Por otro lado y, agrupando los resultados por árbol para el período 2009-2008, hemos encontrado diferencias significativas entre los árboles nº 3 y nº 2 ($\alpha = 0,01$), siendo mayor la concentración en el individuo nº 3 (**figura 13**). Esta relación es similar a la encontrada para las hojas en el epígrafe anterior, a saber:

$$3 (0,71 \text{ mg kg}^{-1}) > 1 (0,45 \text{ mg kg}^{-1}) > 2 (0,19 \text{ mg kg}^{-1})$$

Promedio calculado para el período 2009-2008.

Este resultado junto con el anteriormente señalado para la fracción foliar, que muestran una aparente diferenciación inter-árbol, nos sugiere que, cualquiera que sea la fuente de la que procede el Hg contenido en hoja y ramillas en los árboles de este estudio, afecta a ambas fracciones simultáneamente, aunque no en la misma magnitud. Para comprobar su posible relación, realizamos un estudio de correlación en el período 2010-2007 de todos los datos de que disponíamos (19 pares) y obtuvimos un coeficiente de correlación de Pearson de 0,515 ($\alpha = 0,05$). Además, constatamos que en estos 19 pares de valores, en los que se relacionaba hoja y tallo del mismo año (para una misma rama), en 15 casos de los 19 posibles, la concentración de la hoja resultó ser superior a la del tallo. Pese a que la correlación encontrada es significativa, no

resulta de magnitud muy alta reforzando la idea de que la concentración de Hg en ambas fracciones no está influida exactamente por los mismos factores.

Si comparamos nuestros resultados con los del estudio dendroecológico de Siwik *et al.* (2010), veremos que en los suyos, la concentración de Hg en el tronco desciende progresivamente desde el año de muestreo hasta los 20 años de edad en roble (*Q. rubra*), incrementándose y disminuyendo a partir de esta edad, de manera más o menos cíclica entorno a un valor medio inferior a la media de la madera formada en los 20 años más recientes. Respecto a los valores en contenido de Hg, los suyos son muy inferiores a los nuestros, y ni siquiera sus valores máximos se aproximan a alguno de los nuestros ($1,5$ y $1 \mu\text{g kg}^{-1}$, aproximadamente), dándose estos valores a edades muy superiores a las determinadas en el presente estudio (20 y 45 años, respectivamente).

La comparación entre ambos estudios no es sencilla, puesto que su metodología, especie objeto de estudio (*Quercus rubra*) y objetivos no son plenamente coincidentes con los nuestros. Además, nuestro estudio tiene una amplitud de edad muy corta pero precisamos los contenidos de Hg año a año, mientras que la suya abarca un periodo de edad muy superior pero determinan la concentración de Hg en intervalos de tiempo superiores (3-5 años). La escasez de este tipo de estudios no permite la comparación entre más casos.

4.3.2.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA GRUESA.

Hemos denominado en este estudio “fracción leñosa gruesa” a la submuestra tomada de la rama principal, o rama madre de la que parten el resto de ramillas, y que se caracteriza por ser la de mayor diámetro de la muestra. Las submuestras analizadas tienen una longitud que varía entre 1-3 cm y constituyen la fracción más vieja de la rama muestreada, cuya edad no hemos podido determinar pero que estimamos se encontrará en torno a los 10 años.

Debido a que, en estos calibres, la corteza ya está bien desarrollada y definida, procedimos a separarla en esta ocasión para poder medir individualmente una sección de corteza y su correspondiente sección de rama descortezada. Debe tenerse en cuenta que la corteza está sometida a contaminaciones externas, está formada por capas muertas y su función es la protección y el aislamiento del vegetal, a diferencia de la fracción interna, maderable, viva (al menos parte de ella), cuya función es el sostén y la conducción de savia, y que está más o menos aislada del exterior gracias a la propia corteza. Por tanto, son tejidos bien distintos y por este motivo quisimos analizarlos por separado

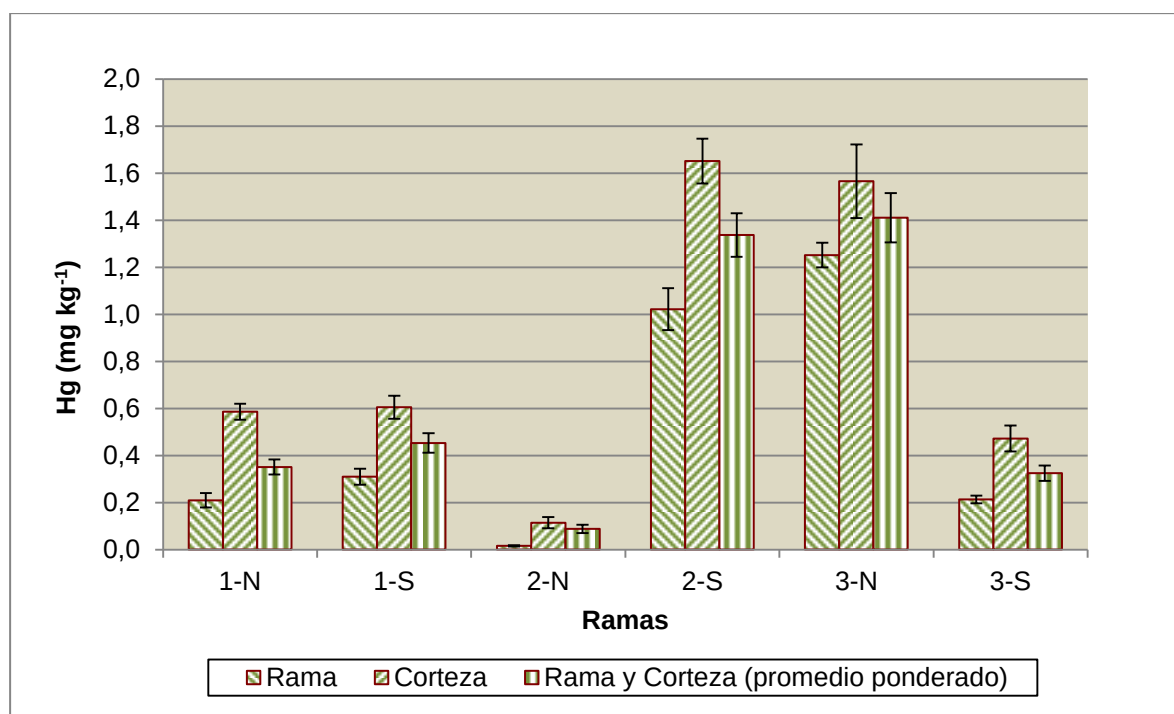


Figura 12. Concentración de mercurio en la sección gruesa de la rama principal, discriminada en corteza, rama descortezada y el promedio de la rama y la corteza, ponderado por su masa. Datos procedentes del muestreo primaveral. Las barras de error muestran la desviación estándar.

Los resultados obtenidos pueden consultarse en la **figura 12** y con más detalle en los anexos. Comparando los valores de corteza y rama descortezada (en lo sucesivo RD), podemos comprobar cómo siempre los valores de corteza son superiores a los de RD para cada rama de árbol muestreada. Si consideramos los valores promediados veremos que los resultados son dispares entre las ramas del mismo árbol, excepto para el árbol nº1, a diferencia de lo visto en la fracción foliar y leñosa delgada, cuyos valores en ramas del mismo árbol se asemejaban. A pesar de esto, el árbol nº 3 sigue presentando, en promedio, las mayores concentraciones de Hg de los tres árboles estudiados.

Si ahora, comparamos los resultados obtenidos en la fracción leñosa delgada con los de la fracción leñosa gruesa, ya promediando por árbol, podemos distinguir evoluciones similares con respecto a la acumulación de Hg en el tiempo (**figura 12**). De manera que, el tallo recién formado (fracción 2010) posee valores bajos de concentración de Hg, los tallos un año más viejos (fracción 2009) concentran más metal, descendiendo los valores de concentración para las muestras más antiguas (2008 y/o 2007). Finalmente, la concentración de Hg se eleva otra vez cuando analizamos las muestras de fracción gruesa cuya edad se desconoce y que, seguramente no sea la misma para cada rama muestreada, pero que es de edad muy superior a las determinadas. Esto ratifica la hipótesis de la movilidad del Hg dentro de las fracciones leñosas indicado anteriormente en el tercer párrafo del epígrafe 4.3.2.1.

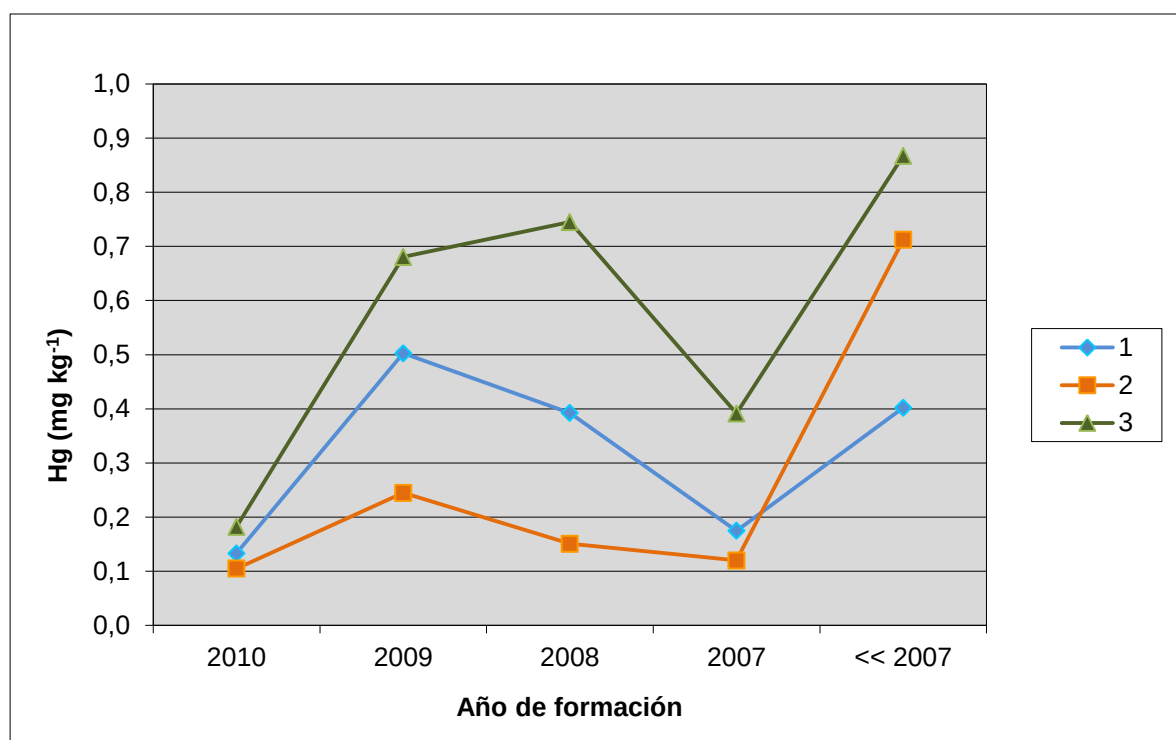


Figura 13. Diagrama que representa la evolución temporal de los valores promedio de la fracción leñosa delgada (2010-2007) y la fracción leñosa gruesa (<< 2007) en los árboles de estudio.

Se observa en la **figura 12** que los valores de corteza y RD para cada rama muestreada parecen tener una notable correlación. Debido a este resultado que nos llamó la atención, decidimos analizar las fracciones leñosas gruesas de las ramas que tomamos en el segundo muestreo de este estudio (muestreo otoñal) para ver si esta tendencia se mantenía y con qué firmeza lo hacía. Y de nuevo los resultados volvieron a indicar que la concentración de Hg en corteza era siempre superior a su correspondiente fracción de RD.

Realizados todos los análisis de Hg, agrupamos los datos de ambos muestreos sumando 12 pares de valores, e hicimos una regresión lineal. La **figura 14** muestra la dispersión de los datos y la recta de regresión que se obtuvo de este estudio.

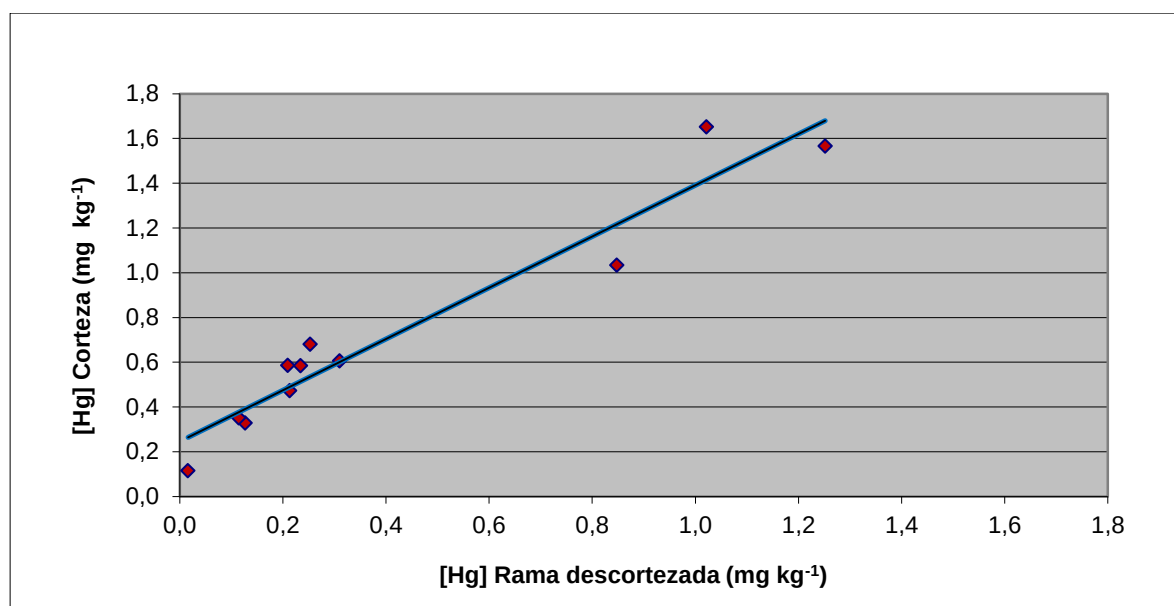


Figura 14. Regresión lineal a partir de los datos de concentración de Hg de la corteza en función de la rama descortezada. En el gráfico aparecen representados conjuntamente los resultados de ambos muestreos (primavera y otoño). La recta de regresión resultado del análisis aparece dibujada en azul.

Del estudio de regresión realizado obtuvimos un óptimo coeficiente de regresión (R^2) de 0,93, que ratificaba lo observado en los datos del primer muestreo (**figura 12**), siendo la ecuación de la recta de regresión la representada gráficamente en la **figura 14** y definida a continuación (Excel 2003):

$$y = 0.2454 + 1.146 x$$

Además, realizamos un análisis de correlación resultando significativa la misma ($\alpha = 0,01$) entre las variables de estudio, obteniendo un coeficiente de correlación tau-b de Kendall y rho de Spearman de 0,76 y 0,90, respectivamente.

Los resultados sorprenden debido a que corteza y madera son muy diferentes por su estructura, función y exposición al exterior, como indicamos al inicio de este apartado.

En el estudio ya citado de Siwik *et al.* (2010), también se analizó la concentración de Hg en corteza y RD en varios individuos de varias especies arbóreas, entre las que estaban como ya indicamos, *Quercus rubra*. En general, sus resultados son coincidentes. En todos los casos, los valores de corteza eran superiores a los de la madera más joven (formada en los últimos 15 años). Además, también realizaron un análisis de correlación bivariada entre la corteza y dicha fracción de madera (menor o igual a 15 años) obteniendo correlaciones significativas ($\alpha < 0,01$) aunque con un grado de relación inferior (tau de Kendall = 0,48). Esto pudo ser debido a que ellos hicieron el análisis con el conjunto de todos sus datos disponibles, lo que implicaba el uso de varios individuos de varias especies diferentes. Pese a que los resultados de este trabajo y del nuestro coinciden, los propios autores señalaron que este resultado de correlación significativa

era inédito en la literatura, y que otros estudios sugieren que la fuente de la que procede el Hg que se encuentra en madera y corteza es diferente (Grigal, 2003), hipótesis que explicaría la dificultad de encontrar relaciones entre ambas fracciones más allá de la variedad aleatoria.

Más allá de la causalidad de la relación entre RD y corteza, consideramos este resultado como un hallazgo importante porque de poder demostrarse que esta alta correlación se mantuviera no sólo en ramas gruesas y viejas de la encina, sino en el propio tronco, estaríamos abriendo una vía a la realización de muestreos que sólo tomando las zonas corticales del árbol nos permitirían estimar la concentración de Hg en el tronco y ramas (en las cuales se concentra la mayor parte de la biomasa aérea del árbol), lo que a su vez nos llevaría a afrontar estudios precisos y no destructivos a nivel de planta. La corteza es un importante tejido del árbol pero no imprescindible para la vida, como así se ha demostrado sobradamente a través de prácticas que eliminan la corteza de los árboles, como son los aprovechamientos resineros en *Pinus pinaster* o corcheros en el pariente de la encina (*Quercus suber*), por lo que la extracción de la corteza es un daño asumible para el árbol si se hace con la metodología y la instrumentación adecuada.

4.3.3. VARIACIÓN ESTACIONAL DE MERCURIO EN HOJA Y TALLO DURANTE EL AÑO 2010.

En los variados estudios de análisis de contaminantes en vegetales que en condiciones de campo se llevan a cabo, es común realizar un único muestreo al año principalmente cuando el seguimiento de la zona y/o de los taxones de estudio se desarrolla durante un período plurianual. De esta manera, se procede a la toma de una especie de fotografía que representa el estado de la planta y del elemento de estudio en un instante determinado. Algunos autores abogan por que este muestreo se haga en la primavera, debido a que en nuestras latitudes coincide con el máximo de la actividad vegetativa de las plantas. Sin embargo, este estudio plantea si el muestreo en otro momento del año pudiera ser relevante en lo que a la concentración de Hg se refiere. Por este motivo, ya apuntado en el apartado “Material y Métodos”, además del muestreo primaveral (sobre el que versa el grueso del estudio que nos ocupa) decidimos hacer un segundo muestreo en otoño aproximadamente unos 6 meses después del primero. Sobre las diferencias encontradas, tanto en tallo como en hoja 2010, desarrollamos este epígrafe.

Respecto a la elección de la edad de las fracciones para realizar esta parte del estudio, la decisión de tomar las del 2010 se llevó a cabo por los siguientes motivos:

- Tanto las fracciones de tallo como de hoja del año 2010 habían dado resultados de concentración bajos en comparación con los valores de los otros años de sus correspondientes fracciones. Este resultado hizo pensar que sería más fácil

detectar variaciones de concentración de Hg en la fracción 2010 que en las de mayor edad.

- Las fracciones 2010 son más fáciles de distinguir que las de años más antiguos.
- Las fracciones 2010 tienen una mayor presencia en las ramas que las de mayor antigüedad como vimos en el apartado 4.1, lo cual nos permite tener una muestra mayor y probablemente más homogénea.

Los resultados de los análisis de Hg desvelaron unas elevadas diferencias de concentración entre las fracciones primaverales y otoñales, lo cual sucedía tanto en tallo como en hoja (**figuras 15 y 16**). Cuando se observen los datos mostrados en estas gráficas debe tenerse en cuenta que las fracciones de primavera proceden de unas “ramas madre” distintas a las de las fracciones de otoño y, por tanto, se mezclan en este gráfico fracciones cuya heterogeneidad puede estar influido por este factor.

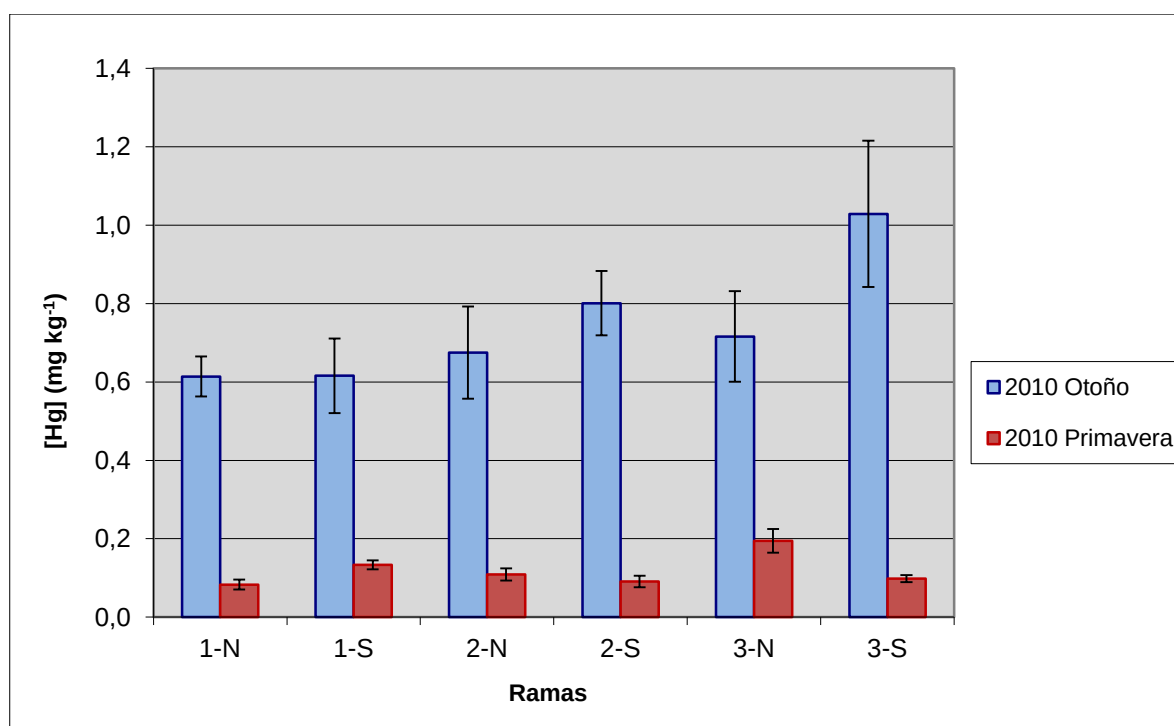


Figura 15. Gráfico de barras que representa la concentración de mercurio en las hojas 2010, tomadas en primavera (barra colorada) y tomadas en otoño (barra azul), y discriminados por rama. Las barras de error muestran la desviación estándar.

Las diferencias medias de concentración de Hg, comparando las dos campañas de muestreo son, en hoja de $0,62 \text{ mg kg}^{-1}$ y, en tallo $0,46 \text{ mg kg}^{-1}$, lo que supone incrementos del 617% y 429%, respectivamente en menos de un año (**tabla 6**). De manera que, realizando test de comparación de media hemos hallado que existen diferencias significativas entre los dos

muestreos realizados para las fracciones 2010 ($\alpha = 0,05$), tanto en tallo como en hoja, siendo en ambos casos mayor la concentración de Hg en la campaña de otoño que en la de primavera.

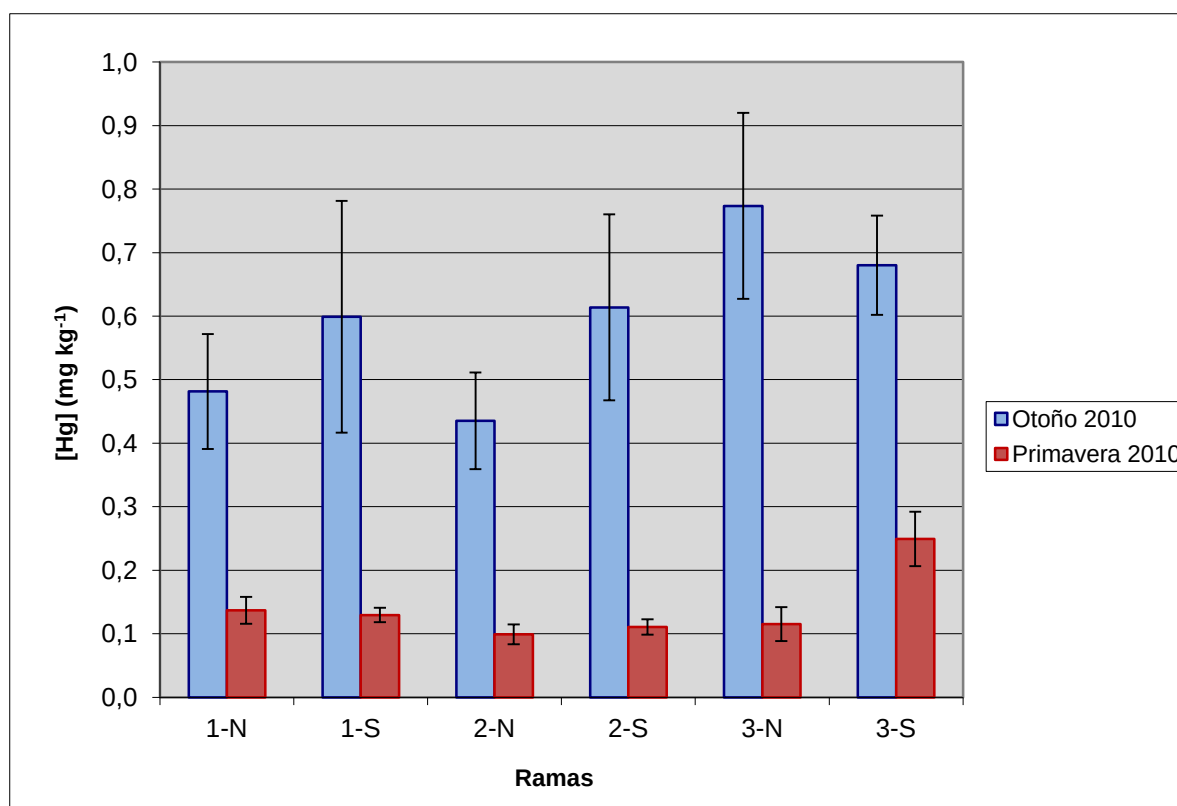


Figura 16. Gráfico de barras que representa la concentración de mercurio en los tallos 2010, tomados en primavera (barra colorada) y tomados en otoño (barra azul) y discriminados por rama. Las barras de error muestran la desviación estándar.

Ambos resultados muestran cómo, en las condiciones de este estudio, entre las que destacamos que las fracciones estudiadas proceden de árboles de una especie concreta (encina), que éstos árboles son adultos y que viven en condiciones naturales, los nuevos brotes del año recién emergidos presentan bajos contenidos en Hg, y es con el paso del tiempo cuando aumentan su contenido en Hg incrementándose en términos absolutos la diferenciación entre las ramas y entre los distintos árboles, aunque en términos relativos, la diferenciación “inter-rama” puede ser tan fuerte cuando la fracción (hoja o tallo) tiene meses de vida (**tabla 6**) como cuando ya tiene varios años de edad.

	Hojas (mg kg ⁻¹)	Tallos (mg kg ⁻¹)
Primavera	0,12 ± 0,04	0,14 ± 0,06
Otoño	0,74 ± 0,18	0,60 ± 0,20

Tabla 6. Valores promedio y desviaciones estándar de la concentración de mercurio en las fracciones 2010 en hoja y tallo, tomadas en los dos períodos de muestreo (primavera y otoño).

La variación de la concentración de Hg en hoja con el transcurso del tiempo, con signo positivo y magnitud notable, ya fue hallada por Rasmussen (1995) en especies perennifolias (*Picea* sp. y *Abies* sp.), en un estudio que también abarcaba períodos de muestreo interanuales e intra-anales.

4.4. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN EL FRUTO.

No se han encontrado elevadas diferencias de concentración de Hg en la muestra de bellotas tomada de los tres árboles de estudio (**tabla 7**). Además, este órgano ha resultado ser el que tenía contenidos más bajos de Hg de todos los contemplados en el presente estudio. Este mismo resultado obtuvo Villadóniga *et al.* (2009), en cuyo estudio no registró valores superiores a 0,013 mg kg⁻¹.

1	2	3
0,019 ± 0,016 (mg kg ⁻¹)	0,025 ± 0,018 (mg kg ⁻¹)	0,025 ± 0,010 (mg kg ⁻¹)

Tabla 7. Concentración de mercurio en los frutos (bellotas) recogidos en cada árbol durante el mes de diciembre del 2010.

La baja concentración de Hg en fruto, respecto de las otras partes aéreas de la planta, es una constante en este tipo de emplazamientos, como así se ha constatado en otros estudios con berenjena (Sierra *et al.*, 2008a), adelfa (Millán *et al.*, 2012), veza (Sierra *et al.*, 2008b) u olivo (Higueras *et al.*, 2012).

A nivel ganadero y alimentario, los valores que hemos encontrado en bellota, inferiores al límite impuesto por las autoridades europeas para la alimentación animal (0,1 mg kg⁻¹), nos permiten afirmar que el uso de la bellota en estas zonas adeshadas para la complementación alimenticia del ganado es seguro (CE, 2006).

Nos llamó la atención la heterogeneidad que presentaron las bellotas recogidas, cuya medida de concentración se determinó con una alta variabilidad en las réplicas realizadas, por lo que debido a esto y a los bajos contenidos determinados, no nos parece adecuado su uso para llevar a cabo estudios de monitorización de Hg en encinares.

Por último, no se encontraron diferencias significativas entre árboles al someter los análisis de las bellotas a pruebas de comparación de medias.

5. CONCLUSIONES.

La consecución y discusión de este estudio nos ha permitido llegar a las siguientes conclusiones:

Existe una tendencia general resultante en que la **concentración de Hg en hoja** aumenta con la edad de la misma. Sin embargo, el incremento anual no es constante y es de una magnitud distinta, para árboles que viven en un mismo hábitat.

La **amplitud de edad** que pueden tener las hojas presentes en una misma rama, unido a la **diferente presencia** que tiene cada grupo de edad según la rama considerada, y a la influencia del factor edad en la cantidad de **Hg acumulado** en la fracción foliar, evidencia el riesgo que tiene realizar estimaciones del contenido medio de Hg en hoja con muestreos de sólo una o dos ramas.

La diferente **exposición de las ramillas** (Norte/Sur) no ha resultado un factor preponderante en la acumulación de Hg en hoja ni en tallo.

No hay evidencia alguna de que la **edad** sea un factor preponderante en la cantidad de Hg que pueda acumular una **ramilla**, por extensión, no es posible relacionar años de baja acumulación de Hg o lo contrario. A pesar de lo dicho, las fracciones gruesas (1 cm de diámetro aproximadamente), no portadoras de hoja, tenían mayor contenido en Hg que las fracciones más finas de la misma rama.

La concentración de Hg en hoja y ramilla puede estar influida decisivamente por **factores individuales** (genéticos, microestación, etc.), pues hemos encontrado diferencias significativas entre árboles (2 y 3) que son de edad similar, y que viven en un mismo ecosistema y en un mismo hábitat (proximidad entre árboles menor de 30 metros), lo que nos lleva a pensar que los **factores de influencia masiva** (clima, litología, exposición, etc.) en algunos casos pueden enmascarar o no prevalecer sobre los primeros.

En ramas de diámetro aproximado de 1 cm (medido sobre corteza), no portadoras de hojas debido a su edad, la **corteza** siempre tiene mayor contenido en Hg que la fracción de **madera descortezada**, y sus concentraciones están fuertemente correlacionadas.

La concentración de Hg en hoja y ramilla sufre un **fuerte incremento desde que se forma en primavera**, hasta que se llega a la parada vegetativa a finales de otoño, por lo que los muestreos primaverales en encina no son recomendables si el objetivo es valorar la susceptibilidad del árbol a la captación del Hg.

El **fruto de la encina** (bellota) ha resultado ser la fracción con menor concentración de Hg de todas las analizadas. Su heterogeneidad nos sugiere desaconsejarla como biomonitora en ambientes con presencia de Hg. Por otro lado, su consumo animal no supondría un riesgo teniendo en cuenta la normativa vigente.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

CE, 2006. Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed. 1 - 22.

De Nicola, F., Maisto, G., & Alfani, A. (2003). Assessment of nutritional status and trace element contamination of holm oak woodlands through analyses of leaves and surrounding soils. *Science of The Total Environment* 311, 191-203.

Elabueloeduca. (2013). <http://www.elabueloeduca.com>

Grigal, D. F. (2003). Mercury sequestration in forests and peatlands. *J. Environ. Qual.* 32, 393-405.

Hernández, A., Jébrak, M., Higuera, P., Oyarzun, R., Morata, D., & Munhá, J. (1999). The Almadén mercury mining district, Spain. *Mineral. Deposita* 34, 539-548.

Higuera, P., Amorós, J. A., Esbrí, J. M., García-Navarro, F. J., Pérez de los Reyes, C., & Moreno, G. (2012). Time and space variations in mercury and other trace element contents in olive tree leaves from the Almadén Hg-mining district. *Journal of Geochemical Exploration* 123, 143-151.

IGN. (2013). <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>

Lobo Bedmar, M. C. (2008). Tecnologías aplicables a la recuperación de suelos contaminados, *in* Contaminación de suelos. Tecnologías para su recuperación, edited by R. Millán & M. C. Lobo, pp. 289-298. Madrid. CIEMAT.

Martínez-Coronado, A., Oyarzun, R., Esbrí, J. M., Llanos, W., & Higuera, P. (2011). Sampling high to extremely high Hg concentrations at the Cerco de Almadenejos, Almadén mining district (Spain): The old metallurgical precinct (1794 to 1861 AD) and surrounding areas. *Journal of Geochemical Exploration* 109, 70-77.

Matilla Tascón, A. (2005). Historias de las minas de Almadén, I: Desde la época romana hasta el año 1645.

Millán, R., Gamarra, R., Schmid, T., Sierra, M. J., Quejido, A. J., Sánchez, D. M., Cardona, A. I., Fernández, M., & Vera, R. (2006). Mercury content in vegetation and soils of the Almadén mining area (Spain). *Science of The Total Environment* 368, 79-87.

Millán, R., Lominchar, M. A., López-Tejedor, I., Rodríguez-Alonso, J., Schmid, T., & Sierra, M. J. (2012). Behavior of mercury in the Valdeazogues riverbank soil and transfer to *Nerium oleander* L. *Journal of Geochemical Exploration* 123, 136-142.

Millán, R., Schmid, T., Sierra, M. J., Carrasco-Gil, S., Villadóniga, M., Rico, C., Ledesma, D. M. S., & Puente, F. J. D. (2011). Spatial variation of biological and pedological properties in an area affected by a metallurgical mercury plant: Almadenejos (Spain). *Applied Geochemistry* 26, 174-181.

Prasad, M. N. V. & Freitas, H. (2000). Removal of toxic metals from solution by leaf, stem and root phytomass of *Quercus ilex* L. (holly oak). *Environmental Pollution* 110, 277-283.

- Rasmussen, P. (1995). Temporal variation of mercury in vegetation. *Water Air & Soil Pollution* 80, 1039-1042.
- Sánchez, D. M., Quejido, A. J., Fernández, M., Hernández, C., Schmid, T., Millán, R., González, M., Aldea, M., Martín, R., & Morante, R. (2005). Mercury and trace element fractionation in Almadén soils by application of different sequential extraction procedures. *Anal Bioanal Chem* 381, 1507-1513.
- Sardans, J. & Peñuelas, J. (2006). Introduction of the factor of partitioning in the lithogenic enrichment factors of trace element bioaccumulation in plant tissues. *Environmental Monitoring and Assessment* 115, 473-498.
- Sardans, J. & Peñuelas, J. (2007). Drought changes the dynamics of trace element accumulation in a Mediterranean *Quercus ilex* forest. *Environmental Pollution* 147, 567-583.
- Schoeneberger, P. J., Wysocki, D. A., Benham, E. C., & Soil survey staff (2012). Field book for describing and sampling soils, version 3.0. Lincoln, NE.
- Sierra, M. J., Millán, R., & Esteban, E. (2008a). Potential use of *Solanum melongena* in agricultural areas with high mercury background concentrations. *Food and Chemical Toxicology* 46, 2143-2149.
- Sierra, M. J., Millán, R., Esteban, E., Cardona, A. I., & Schmid, T. (2008b). Evaluation of mercury uptake and distribution in *Vicia sativa* L. applying two different study scales: Greenhouse conditions and lysimeter experiments. *Journal of Geochemical Exploration* 96, 203-209.
- Sierra, M. J., Rodríguez-Alonso, J., & Millán, R. (2012). Impact of the lavender rhizosphere on the mercury uptake in field conditions. *Chemosphere* 89, 1457-1466.
- Sierra, M. J., Taberné, L., Vitoria, M., Rodríguez-Alonso, J., Schmid, T., & Millán, R. (2013). Distribución de plomo y mercurio en un antiguo complejo minero-metalúrgico en la población de Almadenejos. Almería, España.
- Siwik, E. I. H., Campbell, L. M., & Mierle, G. (2010). Distribution and trends of mercury in deciduous tree cores. *Environmental Pollution* 158, 2067-2073.
- Villadóniga, M., Sierra, M. J., & Millán, R. (2009). El encinar en el distrito minero de Almadén y su afectación por la minería del mercurio edited by CIEMAT, pp. 1-37. Madrid.
- Zazo Muncharaz, J., Calderón Guerrero, C., & Cornejo García, L. (2000). Apuntes y notas de los caracteres culturales y otras características de interés de algunas frondosas forestales españolas, II. Madrid. Escuela Ingeniería Técnica Forestal.

7. ANEXOS.

7.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN FOLIAR.

Árbol	Rama	Año de formación	[Hg] mg kg ⁻¹	Desviación estándar	Coefficiente de variación
1	Norte	2010 Otoño	0,61	0,05	8,3%
		2010 Primav.	0,08	0,01	15,1%
		2009	0,50	0,05	10,7%
		2008	1,87	0,54	28,8%
		2007	-	-	-
	Sur	2010 Otoño	0,62	0,10	15,5%
		2010 Primav.	0,13	0,01	8,6%
		2009	0,49	0,07	13,8%
		2008	1,32	0,14	10,4%
		2007	-	-	-
2	Norte	2010 Otoño	0,68	0,12	17,5%
		2010 Primav.	0,11	0,02	14,1%
		2009	0,40	0,06	15,6%
		2008	0,35	0,04	12,1%
		2007	-	-	-
	Sur	2010 Otoño	0,80	0,08	10,3%
		2010 Primav.	0,09	0,01	16,1%
		2009	0,35	0,04	11,1%
		2008	0,54	0,08	14,2%
		2007	-	-	-
3	Norte	2010 Otoño	0,72	0,12	16,1%
		2010 Primav.	0,19	0,03	15,4%
		2009	1,62	0,18	11,3%
		2008	1,79	0,22	12,4%
		2007	4,02	0,27	6,8%
	Sur	2010 Otoño	1,03	0,19	18,2%
		2010 Primav.	0,10	0,01	9,1%
		2009	1,36	0,12	8,7%
		2008	1,79	0,23	12,9%
		2007	-	-	-

Tabla 8. Valores promedio de concentración de mercurio en hoja, desviación estándar y coeficiente de variación, para cada fracción discriminada.

7.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA

7.2.1. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA DELGADA.

Árbol	Rama	Año de formación	[Hg] mg kg ⁻¹	Desviación estándar	Coefficiente de variación
1	Norte	2010 Otoño	0,48	0,09	18,8%
		2010 Primav.	0,14	0,02	15,3%
		2009	0,66	0,04	6,0%
		2008	0,24	0,04	18,3%
		2007	0,15	0,02	13,7%
	Sur	2010 Otoño	0,60	0,18	30,5%
		2010 Primav.	0,13	0,01	8,8%
		2009	0,35	0,05	15,0%
		2008	0,54	0,10	18,9%
		2007	0,20	0,02	12,0%
2	Norte	2010 Otoño	0,44	0,08	17,5%
		2010 Primav.	0,10	0,02	15,9%
		2009	0,26	0,06	23,8%
		2008	0,07	0,02	31,8%
		2007	-	-	-
	Sur	2010 Otoño	0,61	0,15	23,9%
		2010 Primav.	0,11	0,01	11,1%
		2009	0,23	0,04	18,3%
		2008	0,23	0,05	20,9%
		2007	0,12	0,02	16,3%
3	Norte	2010 Otoño	0,77	0,15	18,9%
		2010 Primav.	0,12	0,03	25,0%
		2009	0,57	0,04	7,0%
		2008	0,88	0,08	9,1%
		2007	0,39	0,04	10,3%
	Sur	2010 Otoño	0,68	0,08	11,8%
		2010 Primav.	0,25	0,04	16,0%
		2009	0,79	0,06	7,6%
		2008	0,61	0,02	3,3%
		2007	-	-	-

Tabla 9. Valores promedio de concentración de mercurio en tallo (fracción leñosa delgada), desviación estándar y coeficiente de variación, para cada fracción discriminada.

7.2.2. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN LA FRACCIÓN LEÑOSA GRUESA.

Árbol	Rama	Masa (g)	Porción	[Hg] mg kg ⁻¹	Desviación estándar	Coefficiente de variación	[Hg] Ponderado mg kg ⁻¹
1	Norte	1,78	Corteza	0,21	0,03	14,6%	0,35
		1,07	Madera	0,59	0,03	5,7%	
	Sur	0,85	Corteza	0,31	0,03	11,1%	0,45
		0,80	Madera	0,60	0,05	8,1%	
2	Norte	1,02	Corteza	0,02	0,003	16,8%	0,09
		2,80	Madera	0,11	0,02	20,6%	
	Sur	0,64	Corteza	1,02	0,09	8,7%	1,34
		0,64	Madera	1,65	0,10	5,8%	
3	Norte	1,24	Corteza	1,25	0,05	4,2%	1,41
		1,26	Madera	1,57	0,16	10,0%	
	Sur	1,26	Corteza	0,21	0,02	7,7%	0,32
		0,95	Madera	0,47	0,06	11,7%	

Tabla 10. Valores de masa, promedio de concentración de Hg en corteza y madera (fracción leñosa gruesa), desviación estándar y coeficiente de variación, para cada fracción discriminada. También, valor de concentración de Hg para cada rama promediado por la masa. Muestreo primaveral.

Árbol	Rama	Porción	[Hg] mg kg ⁻¹	Desviación estándar	Coefficiente de variación
1	Norte	Corteza	0,13	0,02	12,9%
		Madera	0,33	0,02	6,9%
	Sur	Corteza	0,11	0,01	11,6%
		Madera	0,35	0,01	4,3%
2	Norte	Corteza	0,25	0,01	3,3%
		Madera	0,68	0,07	10,0%
	Sur	Corteza	0,23	0,02	8,8%
		Madera	0,58	0,09	15,6%
3	Norte	Corteza	0,85	0,08	8,9%
		Madera	1,03	0,14	13,3%
	Sur	Corteza	0,23	0,01	5,7%
		Madera	0,35	0,02	7,1%

Tabla 11. Valores promedio de concentración de Hg en rama (fracción leñosa gruesa), desviación estándar y coeficiente de variación, para cada fracción discriminada. Muestreo otoñal.

