



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA



Escola Tècnica Superior  
d'Enginyeria Agronòmica i del Medi Natural

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica  
y del Medio Natural

25 años después de un tratamiento selvícola en una  
replantación de pino carrasco: efecto sobre propiedades  
químicas y biológicas del suelo

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Bioambiental y del Paisaje

AUTOR/A: Miguel Pérez, Sara

Tutor/a: Lull Noguera, Cristina

Cotutor/a: Lidón Cerezuela, Antonio Luis

Cotutor/a externo: Molina Herrera, Antonio Jaime

CURSO ACADÉMICO: 2023/2024

## **RESUMEN**

El suelo juega un papel clave en los ecosistemas forestales. Los tratamientos selvícolas para regenerar la masa forestal pueden alterar significativamente el funcionamiento del ecosistema tanto de su parte aérea como subterránea, consecuencia esto último de un presumible impacto sobre el microclima del suelo, así como al almacenamiento de carbono y a su actividad microbiana. Hay pocos estudios a largo plazo sobre los efectos de distintas intervenciones forestales en los suelos en ambientes mediterráneos.

En este trabajo se evalúa el efecto a largo plazo de un tratamiento selvícola con diferentes características (entresaca por bosquetes con diferentes tamaños del bosquete) en una masa procedente de una repoblación de pino carrasco. Se analizan diferentes propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo tales como la humedad, la respiración heterótrofa del suelo, el carbono orgánico del suelo y el carbono orgánico soluble en agua. El diseño experimental se basa en bloques completos al azar (3 bloques) y cuatro tratamientos (control no tratado y bosquetes cuadrados de 15, 30 y 45 m de lado), en un área de estudio repartida entre los términos municipales de Tuéjar y Chelva (provincia de Valencia).

Los resultados obtenidos mostraron que, para las propiedades del suelo analizadas, el tratamiento no ha influido negativamente en ningún caso, siendo el contenido en carbono orgánico del suelo ligeramente superior en las zonas tratadas, sin discriminar por el tipo de tratamiento, y por ende la fertilidad del suelo ha mejorado con la aplicación de las entresacas. En cambio, para el resto de las propiedades analizadas no se encontraron tendencias claras. Puede decirse por tanto que una silvicultura focalizada en el regenerado de la masa forestal es compatible con el rol esperado del suelo en el almacenamiento de carbono.

**Palabras clave:** *Pinus halepensis*, entresaca por bosquete, carbono orgánico del suelo, respiración, largo plazo, silvicultura, gestión sostenible.

## **ABSTRACT**

Soil plays a key role in forest ecosystems. Silvicultural treatments to regenerate forest stands can significantly alter the functioning of the ecosystem both above and below ground, affecting soil microclimate, as well as soil carbon storage and microbial activity. There are few long-term studies on the effects of different forest interventions on soils in Mediterranean environments.

This study evaluates the long-term effect of a silvicultural treatment with different characteristics (gap opening with different sizes) in a stand from Aleppo pine reforestation. Different physicochemical and biological soil properties such as moisture, heterotrophic soil respiration, soil organic carbon and water-soluble organic carbon are analyzed. The experimental design is based on randomized complete blocks (3 blocks) and four treatments (control without treatment and squares of 15, 30 and 45 m side), in a study area distributed between the municipalities of Tuéjar and Chelva (province of Valencia).

The results obtained showed that, for the soil properties analysed, the treatment did not have a negative influence in any case, with the soil organic carbon content being slightly higher in the treated plots, without discriminating by type of treatment, and therefore soil fertility improved with the application of thinning. On the other hand, for the rest of the properties analyzed, no clear tendencies were found. It can therefore be said that silviculture focused on forest regeneration is compatible with the expected role of the soil in carbon storage.

**Keywords:** *Pinus halepensis*, gap opening, soil organic carbon, respiration, long-term, silviculture, sustainable management.

## **RESUM**

El sòl té un paper clau en els ecosistemes forestals. Els tractaments silvícoles per a regenerar la massa forestal poden alterar significativament el funcionament del ecosistema en tant de la seua part aèria com subterrània, conseqüència això últim del presumible impacte sobre el microclima del sòl, així com l'emmagatzematge del carboni en el sòl i a l'activitat microbiana. N'hi han pocs estudis a llarg termini sobre els efectes de diferents intervencions forestals sobre el sòl en ambients mediterranis.

En aquest treball s'avalua l'efecte a llarg termini d'un tractament silvícola amb diferents característiques (aclarida per boscanys amb diferents mesures del boscanys) en una massa provinent d'una repoblació de pi blanc. S'analitzen diferents propietats fisicoquímiques i biològiques del sòl com la humitat, la respiració heteròtrofa del sòl, el carboni orgànic del sòl i el carboni orgànic soluble en aigua. El disseny experimental es basa en blocs complets a l'atzar (3 blocs) i quatre tractaments (control no tractat i boscanys quadrats de 15, 30 i 45 m de costat), en un àrea d'estudi repartida entre el termes municipals de Tuejar i Xelva (província de València).

Els resultats obtinguts mostren que, per a les propietats del sòl analitzades, el tractament no ha influït negativament en cap cas, sent el contingut en carboni orgànic del sòl lleugerament superior en les zones tractades, sense discriminar per el tipus de tractament, i per tant la fertilitat del sòl ha millorat amb l'aplicació de les aclarides. En canvi, per a la resta de propietats analitzades no es trobaren tendències clares. Pot dir-se per tant que una silvicultura focalitzada en la regeneració de la massa forestal és compatible amb el rol esperat del sòl en l'emmagatzematge de carboni.

**Paraules clau:** *Pinus halepensis*, aclarida per boscanys, carboni orgànic del sòl, respiració del sòl, llarg termini, silvicultura, gestió sostenible.

## *AGRADECIMIENTOS*

---

En primer lugar, quiero agradecer al departamento de Edafología, a todo su equipo de profesionales y a mis compañeros, especialmente a mi tutora Cristina Lull, a Antonio Lidón y a Joana por todo el apoyo humano y profesional que me han dado. Sin su ayuda no hubiera sido posible este proyecto.

A mi tutora Cristina Lull le agradezco su inestimable ayuda y dedicación para poder llevar a cabo este trabajo, además de su paciencia y confianza depositada en mí.

Agradecer también a mis cotutores Antonio Molina y Antonio Lidón su ayuda y acompañamiento en la realización de este trabajo.

Gracias a mis compañeros Ángel Catalá y Yanett Chumbimune por su ayuda y participación en este proyecto.

# ÍNDICE

---

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1.	EL BOSQUE MEDITERRÁNEO .....	1
1.2.	LA GESTIÓN DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES MEDITERRÁNEOS: LOS TRATAMIENTOS SELVÍCOLAS .....	2
1.2.1.	La gestión de los ecosistemas forestales y los ODS de la Agenda 2030	4
1.3.	SUELOS FORESTALES, IMPORTANCIA Y FUNCIONES AMBIENTALES ..	5
1.4.	EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO.....	6
1.5.	LA RESPIRACIÓN DEL SUELO .....	8
1.6.	EFFECTO DE LOS TRATAMIENTOS SELVÍCOLAS EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO: ENTRESACA POR BOSQUETES.....	8
2.	OBJETIVOS Y JUSTIFICACIÓN .....	10
3.	MATERIAL Y MÉTODOS .....	10
3.1.	DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO .....	10
3.1.1.	Localización.....	10
3.1.2.	Clima .....	11
3.1.3.	Geología y edafología.....	12
3.1.4.	Vegetación.....	12
3.2.	ANTECEDENTES Y DISEÑO EXPERIMENTAL .....	13
3.3.	MUESTREO DEL SUELO .....	15
3.3.1.	Tratamiento de las muestras .....	17
3.4.	CARACTERIZACIÓN GENERAL DEL SUELO.....	17
3.4.1.	Medición del pH.....	17
3.4.2.	Conductividad eléctrica.....	17
3.4.3.	Textura .....	17
3.4.4.	Carbonatos totales (método del calcímetro de Bernard) .....	19
3.4.5.	Capacidad de Intercambio Catiónico .....	20
3.4.6.	Determinación de cloruros .....	21
3.5.	ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS INDIVIDUALES .....	22
3.5.2.	Determinación del carbono orgánico del suelo (COS) .....	23
3.5.3.	Determinación del carbono orgánico soluble en agua (WSOC) .....	24
3.5.4.	Medición de la respiración microbiana del suelo mineral .....	25
3.6.	Análisis estadístico.....	26
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	27
4.1.	Caracterización edáfica general de las parcelas de estudio .....	27

4.2.	Humedad del suelo .....	28
4.3.	Carbono Orgánico del Suelo (COS) y Carbono Orgánico Soluble en Agua (WSOC) .....	30
4.4.	La respiración del suelo.....	33
4.4.1.	Tasa de respiración del suelo con humedad de campo .....	33
4.4.2.	Tasa de respiración del suelo humedecido al 60% de su capacidad de retención hídrica .....	35
4.5.	Correlación entre las variables estudiadas .....	36
5.	CONCLUSIONES .....	37
6.	BIBLIOGRAFÍA.....	39
7.	ANEJOS .....	46

## ÍNDICE DE FIGURAS

---

Figura 1. Distribución de la superficie forestal en España. Fuente: Informe IEPNB 2022 (MITECO, 2022). .....	1
Figura 2. Componentes principales de los ecosistemas forestales. Fuente: adaptado de Andersson et al., (2000).....	3
Figura 3. Elementos forestales que pueden verse afectados por los tratamientos selvícolas. Resaltadas las propiedades del suelo estudiadas en este trabajo. Fuente: adaptado de Lull et al. (2020). .....	9
Figura 4. Localización de las parcelas objeto de estudio. ....	11
Figura 5. Diagrama ombrotérmico de Gaussen para la estación de Chelva ( <i>PP media de las precipitaciones mensuales y Tm, temperatura media</i> ). Fuente: elaboración propia, a partir de datos de la AEMET para el periodo 2008-2023.....	12
Figura 6. Esquema del diseño de la distribución de puntos de muestreo.....	14
Figura 7. Localización del centro de la parcela para la colocación del marcaje de los puntos de muestreo. ....	15
Figura 8. Imagen del sistema de ubicación de puntos en campo. ....	16
Figura 9. Muestreo del horizonte orgánico y del suelo mineral.....	16
Figura 10. Conjunto de disoluciones muestra junto al fotómetro de llama.....	21
Figura 11. Medición de la respiración en una de las muestras de suelo.....	26
Figura 12. Humedad gravimétrica del suelo mineral en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ). .....	29
Figura 13. Carbono orgánico del suelo mineral en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ). .....	30
Figura 14. Relación entre la cantidad de Carbono Orgánico del Suelo y la Capacidad de Intercambio Catiónico del suelo mineral, a partir de los valores promedio de cada parcela estudiada.....	32
Figura 15. Carbono orgánico soluble en agua del suelo mineral en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ). .....	33
Figura 16. Respiración del suelo mineral en condiciones de campo en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ). .....	34
Figura 17. Regresión lineal entre la humedad y la respiración del suelo en condiciones de campo.....	35
Figura 18. Respiración del suelo mineral en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ). .....	36

## ÍNDICE DE TABLAS

---

Tabla 1. Porcentaje relativo de cobertura en cada uno de los tratamientos según el tipo de cubierta (la cubierta arbórea incluye la presencia de encinas y pinos no adultos) obtenidos en los bloques de Tuéjar izquierda y Chelva. Modificado a partir de Galiana et al. (2017). .....	13
Tabla 2. Resumen de puntos por parcela, en función del tamaño de las parcelas. ....	14
Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas del suelo de las parcelas de estudio.....	28
Tabla 4. Matriz de correlación de Spearman de las variables analizadas en este estudio. ....	37

## Relación del trabajo con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030

### A. Grado de relación del trabajo con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

	Alto	Medio	Bajo	No procede
<b>ODS 1. Fin de la pobreza</b>				X
<b>ODS 2. Hambre cero</b>				X
<b>ODS 3. Salud y bienestar</b>		X		
<b>ODS 4. Educación de calidad</b>		X		
<b>ODS 5. Igualdad de género</b>				X
<b>ODS 6. Agua limpia y saneamiento</b>				X
<b>ODS 7. Energía asequible y no contaminante</b>				X
<b>ODS 8. Trabajo decente y crecimiento económico</b>				X
<b>ODS 9. Industria, innovación e infraestructuras</b>				X
<b>ODS 10. Reducción de las desigualdades</b>				X
<b>ODS 11. Ciudades y comunidades sostenibles</b>				X
<b>ODS 12. Producción y consumo responsables</b>				X
<b>ODS 13. Acción por el clima</b>		X		
<b>ODS 14. Vida submarina</b>				X
<b>ODS 15. Vida de ecosistemas terrestres</b>	X			
<b>ODS 16. Paz, justicia e instituciones sólidas</b>				X
<b>ODS 17. Alianzas para lograr objetivos</b>				X

### B. Alineación del TFM con los ODS con un grado de relación alto.

El presente trabajo se alinea con el ODS 15 – Vida de ecosistemas terrestres puesto que con su realización se busca estudiar los efectos de la gestión forestal sobre el suelo, tras la realización de una serie de tratamientos llevados a cabo con el objetivo de mejorar el estado de las masas forestales y fomentar una mayor biodiversidad. Este objetivo trata de impulsar un uso sostenible de los ecosistemas terrestres a través de medidas directas que luchen contra la deforestación y degradación del suelo, y a su vez conserven la diversidad biológica.

# 1. INTRODUCCIÓN

---

## 1.1. EL BOSQUE MEDITERRÁNEO

Los ecosistemas forestales o montes son “terrenos en el que vegetan especies forestales arbóreas, arbustivas, de matorral o herbáceas, sea espontáneamente o procedan de siembra o plantación, que cumplan o puedan cumplir funciones ambientales, protectoras, productoras, culturales, paisajísticas o recreativas”, excluyendo los terrenos dedicados al cultivo agrícola y los terrenos urbanos, tal y como se describe en la Ley 43/2003, del 21 de noviembre, de Montes.

Los bosques son áreas con comunidades de plantas que conforman hábitats, modulan flujos hidrológicos e intervienen en la conservación del suelo, constituyendo dichas comunidades uno de los aspectos más importantes de la biosfera (López, 2009). Además, los bosques ofrecen una extraordinaria variedad de bienes y servicios, sustentan las comunidades rurales, constituyen una parte integral del paisaje y juegan un importante papel en el ciclo global de carbono.

En España, según datos del Perfil Ambiental de España 2022 (MITECO, 2023), la superficie forestal consta de 28,4 millones de hectáreas, más de la mitad de la superficie total nacional (Figura 1). El territorio valenciano, cuenta con casi 1,3 millones de hectáreas forestales, conformando el 56% de la superficie de la Comunidad Valenciana (GVA, s.f.). En los últimos años se ha observado a nivel nacional un aumento de la superficie forestal total y de la superficie arbolada. El aumento en la Comunidad Valenciana se debe principalmente al abandono de cultivos agrícolas y la colonización de estas zonas por las especies forestales, además de la gestión deficiente de muchas de las repoblaciones de pinar (GVA, s.f.).

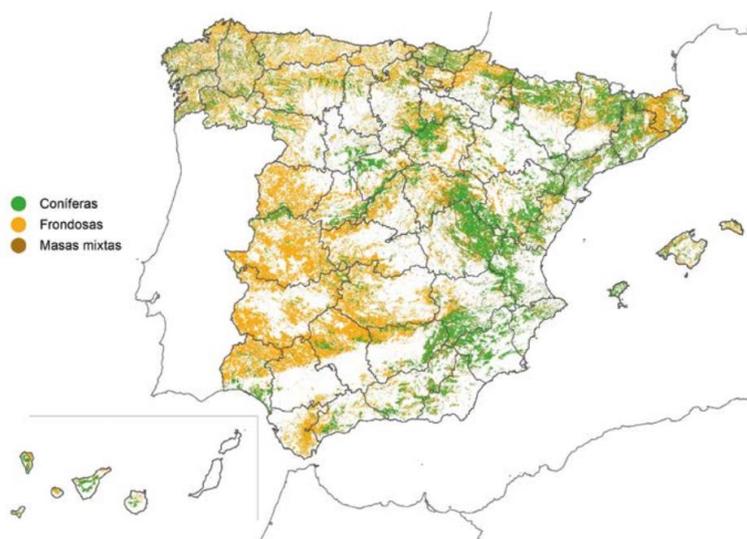


Figura 1. Distribución de la superficie forestal en España. Fuente: Informe IEPNB 2022 (MITECO, 2022).

El bosque mediterráneo se caracteriza por ser funcionalmente complejo, debido en gran medida a las condiciones ambientales en las que se desarrolla (baja pluviometría, suelos pedregosos y superficiales, episodios de precipitación intensa, riesgos de erosión) y a

la presión humana a la que se ve sometido, con alta incidencia de incendios forestales y procesos antrópicos que afectan sus procesos ecológicos.

Dentro de la superficie arbolada de la Comunidad Valenciana destaca especialmente el pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.), por ser la especie dominante en el 72% de la superficie arbolada (PATFOR, 2013). A su vez, la provincia de Valencia es la provincia española que mayor cantidad de superficie de pino carrasco presenta (Hermoso, 2017).

Esta predominancia del pino carrasco se debe en parte a la tradición de repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana que se remontan a más de cien años en algunos casos (Curras, 1995). Repoblaciones que entre 1950 y 1970 tuvieron un mayor impulso y donde el *P. halepensis* ha sido la especie principal (Hermoso, 2017), dando lugar a formaciones esencialmente puras en más del 86% de su superficie (PATFOR, 2013), apareciendo mezcladas con especies acompañantes en una proporción baja (Hermoso, 2017).

El aumento de la superficie forestal junto con la predominancia y extensión del pino carrasco tiene una serie de implicaciones socioeconómicas y ambientales indudables, pero al mismo tiempo existen varias contrapartidas debido fundamentalmente a la inadecuada gestión de dichas masas, que ha sido prácticamente inexistente desde su plantación, dejando una situación actual de áreas de bosque maduro, estancado y envejecido (Molina et al., 2021). Por otra parte, la baja rentabilidad de las explotaciones forestales y la despoblación de las zonas rurales ha generado un abandono progresivo de los bosques. Esta situación conlleva un aumento del número de incendios forestales y su intensidad (Sáenz, 1984; González, 1990), la reducción de la riqueza de especies debido al reemplazo por las plantaciones monoespecíficas de *P. halepensis* y con ello también una mayor vulnerabilidad ante plagas y enfermedades (Valladares, 2004).

## 1.2. LA GESTIÓN DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES MEDITERRÁNEOS: LOS TRATAMIENTOS SELVÍCOLAS

Teniendo en cuenta las vulnerabilidades que presenta actualmente el bosque mediterráneo y las consecuencias esperables del cambio climático tales como un aumento de las sequías cada vez más severas, frecuentes y prolongadas, o el aumento de grandes incendios forestales (Santana et al., 2022), una manera adecuada de reducir su vulnerabilidad podría ser realizar una gestión de la masa forestal encaminada a aumentar la riqueza de especies y la resiliencia del bosque, así como dirigir las labores de restauración forestal necesarias a acelerar los mecanismos naturales de sucesión, la recuperación de las interacciones ecológicas, y en general, de funcionalidad ecosistémica (Zamora, 2002; Lull et al., 2010).

Cuando se habla de gestión forestal, se hace referencia al proceso que consiste en planificar, controlar y ejecutar el uso de los bosques y terrenos naturales arbolados. Dentro de la gestión forestal, la **selvicultura** es el manejo adecuado de las masas forestales con el fin de optimizar el conjunto de sus funciones que pueden ser de interés para la sociedad, asegurando, a la vez, el adecuado estado vegetativo de la misma, lo que incluye su persistencia y estabilidad (Abellanas, 2009).

En la región mediterránea, los tratamientos silvícolas se han llevado a cabo como una forma de aumentar la riqueza de las especies arbóreas, reducir la intensidad y

propagación de los incendios forestales o para aumentar el rendimiento hídrico (Scarascia-Mugnozza et al., 2000).

Desde un punto de vista medio ambiental, es importante que se lleve a cabo esta gestión de una manera sostenible, lo cual requiere un adecuado conocimiento de los ecosistemas forestales, pero también de la interacción entre diferentes disciplinas (Scarascia-Mugnozza et al., 2000). Zavala et al. (2008) hacen hincapié en la consideración explícita de los aspectos funcionales y estructurales de los ecosistemas, tales como la biodiversidad o los ciclos biogeoquímicos, orientando al mismo tiempo esta gestión hacia un modelo adaptativo debido a las condiciones de cambio permanente que experimentan los ecosistemas, y las previsible consecuencias del cambio climático.

Para poder garantizar una gestión forestal sostenible es importante tener en cuenta cómo estas prácticas influyen en la estabilidad de los ecosistemas y en su funcionamiento. Esto requiere del apoyo de trabajos experimentales con modelos de observación temporal e investigación ecológica a largo plazo.

De manera simplificada, los componentes principales de los ecosistemas forestales que se consideran imprescindibles a la hora de planificar su gestión quedan recogidos en la figura 2.

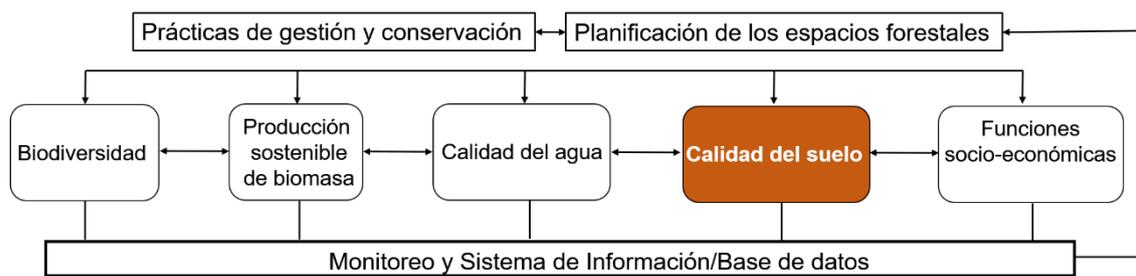


Figura 2. Componentes principales de los ecosistemas forestales. Fuente: adaptado de Andersson et al., (2000).

Las prácticas o tratamientos selvícolas son el conjunto de actuaciones que se aplican sobre una masa forestal para obtener y mantener una forma cultural de masa concreta. Estos tratamientos se dividen en dos grandes grupos (Serrada, 2011):

- Parciales o cortas de **mejora**: su objetivo es mejorar las condiciones de vida, espesura y sanidad de la masa. Pretenden mantener e incrementar el vigor vegetativo de la masa, asegurar su persistencia frente a la acción de agentes externos y anticipar e incrementar la producción. Dentro de este grupo encontramos los clareos y las claras.
- Generales o cortas de **regeneración**: su finalidad es regenerar la masa y obtener, dentro de un método de beneficio, una forma principal de masa determinada. Se aplica acorde a la edad del turno o madurez. Como parte de estas actuaciones encontramos las cortas a hecho, el aclareo sucesivo uniforme y la entresaca.

Aunque existen estudios sobre los efectos de este tipo de técnicas en diferentes aspectos de la dinámica del bosque mediterráneo, falta información sobre las consecuencias a largo plazo de estos tratamientos y pocos de ellos se centran en

cuestiones como los efectos sobre el microclima forestal o los suelos (Molina et al., 2021).

En el caso del presente estudio, las parcelas analizadas fueron tratadas mediante **entresaca por bosque**, que es una técnica que implica la extracción selectiva de árboles individuales o pequeños grupos de árboles en un bosque maduro o en crecimiento (Serrada, 2011). Este trabajo se ha llevado a cabo en parcelas en las que hace 25 años fue eliminado el estrato arbóreo (individuos de pino carrasco al final del turno) mediante cortas a hecho en zonas delimitadas de tamaño variable.

Esta técnica abre la espesura de la masa y favorece la regeneración de la siguiente cohorte arbórea, exponiendo gran parte del suelo a la luz y a mayor disponibilidad de agua. Dicha técnica conlleva la reducción de la densidad del bosque buscando mejorar su composición y estructura, y promover una mayor irregularidad o heterogeneidad dentro del conjunto de la masa forestal. La respuesta se verá afectada por el tamaño del “hueco” creado y la interacción de éste con las condiciones ambientales, la incidencia de luz y la respuesta de las diferentes especies de matorral o arbóreas presentes.

#### 1.2.1. La gestión de los ecosistemas forestales y los ODS de la Agenda 2030

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible fue adoptada por la Asamblea General de las Naciones Unidas en 2015 y es un plan de acción para lograr un futuro mejor y más sostenible para todos, a favor de las personas, el planeta y la prosperidad (ONU, s.f.). El núcleo central de dicha Agenda son 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), también denominados objetivos globales.

El presente trabajo busca estudiar los efectos de la gestión forestal sobre el suelo, tras la realización de una serie de tratamientos llevados a cabo con el objetivo de mejorar el estado de las masas forestales y fomentar una mayor biodiversidad, de ahí que se relacione directamente con el **ODS 15 – Vida de ecosistemas terrestres**, ya que contribuye a la conservación, restablecimiento y uso sostenible de los ecosistemas terrestres (meta 15.1) y también a la promoción de la gestión sostenible de los bosques (meta 15.2). El ODS 15 se centra en la gestión sostenible de los bosques, la lucha contra la desertificación, la detención e inversión de la degradación de las tierras y la pérdida de la biodiversidad. Pretende impulsar un uso sostenible de los ecosistemas terrestres a través de medidas directas que luchen contra la deforestación y degradación del suelo, y a su vez conserven la diversidad biológica. También está relacionado, aunque de manera indirecta con el **ODS 13 – Acción por el clima**, considerando el papel del carbono orgánico del suelo en la mitigación y adaptación al cambio climático (MAPAMA, 2018).

### 1.3. SUELOS FORESTALES, IMPORTANCIA Y FUNCIONES AMBIENTALES

El suelo es la capa superior de la corteza terrestre que resulta del balance de una serie de procesos físicos, químicos y biológicos, compuesto por una mezcla de partículas minerales, agua, aire, materia orgánica y organismos vivos. Es la base de los ecosistemas terrestres, factor indispensable en los ciclos biogeoquímicos y un recurso que sustenta casi todos los aspectos de la vida. El suelo sufre degradaciones y se considera no renovable a escala humana, ya que su velocidad de formación y regeneración requiere de procesos largos en el tiempo.

La importancia del suelo radica en su naturaleza multifuncional, ya que proporciona numerosos servicios ecosistémicos, algunos de ellos son conformar el sustento para el crecimiento de las plantas, regular del flujo del agua y el ciclo de los nutrientes y acoger una gran variedad de la biodiversidad que constituye la base de nuestros ecosistemas (Telo da Gama, 2023), así como también neutralizar contaminantes mediante procesos físicos, químicos y biológicos (Bastida et al., 2006). Además de todo esto, los suelos actúan como sumidero de carbono, desempeñando un papel integral en la regulación del clima y la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero (Rahman et al., 2022).

En concreto, los suelos forestales desempeñan un papel complejo e interactivo en el medio ambiente, ya que de ellos depende el mantenimiento de la productividad y la sostenibilidad de los ecosistemas forestales a través de numerosos procesos ecosistémicos, tales como la descomposición de la materia orgánica, la provisión de agua y de nutrientes.

La propia naturaleza del suelo actúa como factor determinante que favorece o limita la presencia o ausencia de determinadas especies, así como su extensión. De igual forma, la composición de la cubierta vegetal junto con las condiciones ambientales, influyen en las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, así como en su estado y calidad, sobre todo en sus horizontes más superficiales.

La conservación del suelo forestal implica conocer las propiedades y condiciones que definen la fertilidad y el comportamiento mecánico del suelo para adecuar las actividades o acciones que determinan su uso, de forma que no cause cambios de importancia en sus propiedades y funciones. En este contexto, el concepto de conservación del suelo forestal debe entenderse como el mantenimiento en el largo plazo, de la productividad del suelo sometido a una condición de uso a través de las actividades de manejo forestal (Gayoso y Muñoz, 1997).

En este estudio se han determinado propiedades del suelo como el carbono orgánico del suelo, el carbono soluble en agua del suelo y la respiración heterótrofa del suelo en condiciones de laboratorio, propiedades que pueden verse afectadas por la gestión forestal y que se relacionan directamente con la calidad y fertilidad de los suelos.

## 1.4. EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

Entre los servicios ecosistémicos que se mencionaban anteriormente, cobra gran importancia el papel de los suelos forestales en el ciclo global del carbono. Más del 86% de la reserva mundial de carbono vegetal y más del 73 % de la reserva mundial de carbono del suelo se almacenan en los ecosistemas forestales (Dixon et al., 1994).

El carbono orgánico del suelo es un componente esencial del ciclo global del C, siendo esencial para su fertilidad como fuente de nutrientes y energía para los microorganismos. Representa la mayor reserva de C terrestre, con un contenido medio de 2.400 Pg en los primeros 2 m de suelo, lo que supone 3,2 veces la reserva atmosférica y 4,4 veces la reserva biótica (Sparks, 2003). En especial, los suelos forestales son los que contienen más carbono, cerca del 40% del total (FAO, 2002).

Los ecosistemas forestales contienen más carbono por unidad de superficie que cualquier otro tipo de uso de la tierra y sus suelos, que contienen cerca del 40% del total del carbono, son de gran importancia cuando se considera el manejo de los bosques.

Esta capacidad para almacenar carbono varía según el tipo de suelo, y factores como la composición mineral, la textura, las prácticas de gestión del suelo y las comunidades microbianas que lo habitan, las cuales desempeñan un papel crucial (Lal, 2015).

El carbono orgánico se incorpora al suelo principalmente a través de la absorción y fijación de CO<sub>2</sub> por parte de las plantas mediante la fotosíntesis, que después se incorpora al suelo en forma de residuos orgánicos o a través de las exudaciones de sus raíces. El carbono orgánico del suelo se encuentra en forma de residuos orgánicos poco alterados de vegetales, pero también de animales y microorganismos, en forma de humus y en formas muy condensadas de composición próxima al C elemental (Jackson, 1964). La incorporación del carbono en el suelo depende de la edafofauna, que degrada y metaboliza la materia orgánica causando la liberación de CO<sub>2</sub> por respiración, en un proceso denominado mineralización del carbono orgánico. La actividad de los microorganismos depende de la calidad de los residuos que llegan al suelo y de las condiciones microclimáticas. En general, cuanto mayores son las temperaturas del suelo mayor es la descomposición microbiana de la materia orgánica.

En condiciones naturales, el almacenamiento de C en los suelos resulta del balance entre la incorporación al suelo de materia orgánica y la pérdida de C tanto en forma de CO<sub>2</sub> a la atmósfera como por erosión y lixiviación (Aguilera, 2000), y si no hay perturbaciones, suele encontrarse en equilibrio con su entorno. En condiciones aeróbicas, una parte importante del carbono que ingresa al suelo (55 Pg C año a nivel global) es lábil y se mineraliza rápidamente y una pequeña fracción se acumula como humus estable (0,4 Pg C/año) con largo tiempo de residencia (FAO, 2002).

Por otra parte, la materia orgánica del suelo (MOS) es el conjunto de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición, y que se acumulan tanto en la superficie como dentro del perfil del suelo, incluyendo una fracción viva o biota, que participa en la descomposición y transformación de los residuos orgánicos (Aguilera, 2000). El carbono orgánico del suelo es el componente principal de la MOS, ya que contiene aproximadamente 55-60 % de C en masa (FAO, 2017), por lo que es común confundir ambos términos o hablar de uno u otro

indistintamente. La MOS se encuentra en el suelo en distintos grados de descomposición y se pueden distinguir distintas fracciones: lábiles (hidratos de carbono, ligninas, proteínas, taninos, ácidos grasos) o fracciones húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas) (Aguilera, 2000). Las fracciones lábiles de la MOS pueden ser digeridas más rápidamente por los microorganismos del suelo y, por tanto, tienen una permanencia más corta. De igual forma, el carbono orgánico del suelo también se divide en diferentes grupos en función de su estabilidad física y química (FAO, 2017). Hay que tener en cuenta que dicha diferenciación en reservas (rápida, intermedia y lenta) es más conceptual que cuantificable (FAO, 2017) y se basa en la facilidad de oxidación o el grado de estabilización física del carbono orgánico del suelo en el interior de los agregados o en su fijación a los minerales, lo cual se determina a través de protocolos analíticos llevados a cabo en laboratorio.

La FAO (2017) en el documento “Carbono orgánico del suelo, el potencial oculto” describe tres tipos de reserva de carbono orgánico del suelo:

- Reserva rápida (también denominada reserva lábil o activa): después de la incorporación de carbono orgánico fresco al suelo, la descomposición da lugar a la pérdida de una gran proporción de la biomasa inicial en 1-2 años.
- Reserva intermedia: contiene carbono orgánico procesado por microbios que está parcialmente estabilizado en superficies minerales y/o protegido dentro de agregados, con tiempos de rotación de 10-100 años.
- Reserva lenta (reserva refractaria o estable): carbono orgánico del suelo altamente estabilizado, ingresa en un período de muy lenta rotación de 100 a >1000 años.

Una de las fracciones lábiles del carbono orgánico del suelo es el carbono orgánico soluble en agua (WSOC por sus siglas en inglés), que de acuerdo con Tao y Lin (2000) se definió como el conjunto de carbono orgánico soluble en agua adsorbido por las partículas del suelo o disuelto en el agua intersticial de los poros. El WSOC se considera la fuente de carbono del suelo más móvil y reactiva (Scaglia y Adani, 2009) y actúa como sustrato para la actividad microbiana del suelo (Ma et al., 2018). La extracción del WSOC puede llevarse a cabo en diferentes condiciones (por ejemplo, diferentes temperaturas, volúmenes de extracción, tiempo de extracción, etc.) y estas condiciones pueden influir significativamente en el rendimiento de la fracción orgánica soluble. Teóricamente no es posible extraer completamente el WSOC de una muestra, sólo una fracción (la fracción disuelta en los poros de agua intersticial) se extrae realmente ya que una parte permanece ligada a la fracción mineral del suelo, siempre quedará una parte del total en la fase sólida después de la extracción. (Tao y Lin, 2000). Esta fracción del WSOC se denomina carbono orgánico extraíble (Zsolnay, 2003), y es el que se ha medido en este trabajo.

Los distintos reservorios de carbono orgánico lábil del suelo son buenos indicadores de los pequeños cambios que se producen en el carbono orgánico del suelo (Xia et al., 2010). Estos reservorios constituyen una pequeña parte del carbono total, pero desempeñan un papel importante en el suelo a través de la disponibilidad de nutrientes y las transformaciones microbianas.

## 1.5. LA RESPIRACIÓN DEL SUELO

Los microorganismos del suelo desempeñan un papel básico en los suelos, interviniendo en la descomposición, mineralización y evolución de la materia orgánica del suelo y por tanto en la disponibilidad de nutrientes. Está ampliamente aceptado que un buen nivel de actividad microbiológica es esencial para mantener la calidad de los suelos.

La respiración heterótrofa del suelo es el proceso de oxidación de la materia orgánica a CO<sub>2</sub> por los microorganismos del suelo, que genera energía para el crecimiento microbiano y su mantenimiento (Paul, 2006). Es por esto que la actividad respiratoria del suelo medida por la producción de CO<sub>2</sub> es un indicador de la actividad de los organismos aeróbicos del suelo (Borie et al., 1999). Tal actividad puede variar con la calidad del material orgánico aportado al suelo (Arrigo et al., 2002) y con las variaciones estacionales definidas por el clima (Lull et al., 2023), así como en función de diferentes factores, como el uso del suelo, la mineralogía, la cobertura vegetal, prácticas de manejo, el pH, entre otros. Se considera que la actividad microbiana está influenciada fundamentalmente por la temperatura y humedad del suelo (Lull et al., 2023).

## 1.6. EFECTO DE LOS TRATAMIENTOS SELVÍCOLAS EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO: ENTRESACA POR BOSQUETES

En general, los tratamientos selvícolas afectan a la composición de la vegetación y al desarrollo de diferentes especies, pudiendo afectar a varios procesos tanto en el suelo como en la superficie al cambiar las condiciones ambientales, así como la estructura y composición del bosque (Noormets et al., 2015), provocando cambios en la materia orgánica y en la biodiversidad de la biomasa microbiana, lo cual tiene influencia en las propiedades del suelo (Prescott, 1997) (Figura 3).

Se conoce ampliamente los efectos del aclareo de los bosques mediterráneos desde varios aspectos (Molina et al., 2021; Lull et al., 2023). Sin embargo, otras actuaciones importantes de manejo forestal ligadas a la regeneración de la masa, han sido menos estudiadas no sólo en lo que respecta a la incorporación de regenerado y otras especies arbóreas, sino también en la interacción de éstos con las propiedades del suelo a lo largo del tiempo (Orman et al., 2021; Bagnato et al., 2021).

En este sentido, la entresaca por bosquetes genera pequeños claros dentro del continuo de la cubierta forestal, lo que disminuye la competencia entre individuos y pueden conllevar una mayor diversidad de plantas y una estructura forestal más compleja (Orman et al., 2021). Con la eliminación de los árboles puede variar la cantidad y calidad del material orgánico que llega al suelo, dependiendo de si la especie arbórea talada es frondosa o conífera, y del estrato arbustivo y arbóreo presente y regenerado.

Aunque según Serrada (2011) las cortas por entresaca son las que menor alteración introducen sobre el microclima, el suelo y otros factores, estos claros que se generan conllevan una disminución de la densidad arbórea, que a su vez puede afectar a la distribución de la precipitación y a variables climáticas como la radiación solar, la temperatura media del aire y del suelo, la humedad relativa del aire, etc., (Kovács et al., 2020). Por ejemplo, en un estudio llevado a cabo por Lado (2010) menciona que la temperatura del suelo media anual a 5 cm de profundidad fue claramente mayor en las

cortas a hecho (bosquete) comparado con una parcela control en la misma zona de estudio que este trabajo. Esto genera variaciones a nivel local de las condiciones ambientales (microclima), que en el suelo pueden afectar a la actividad microbiana (respiración), lo cual puede influir en los procesos de transformación de la materia orgánica del suelo.

Todo lo anterior puede afectar a la actividad de los microorganismos, así como a los distintos reservorios de carbono orgánico del suelo.

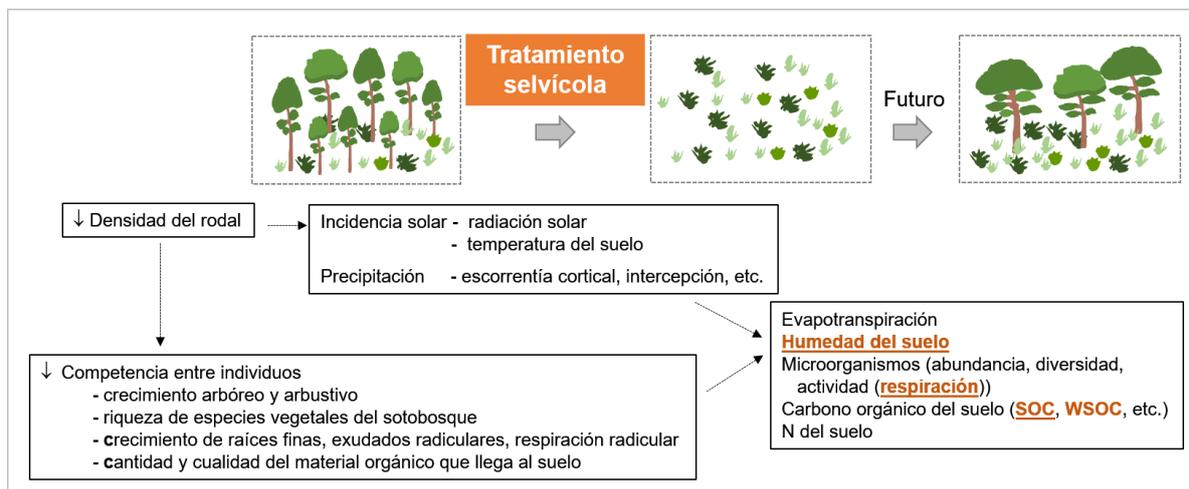


Figura 3. Elementos forestales que pueden verse afectados por los tratamientos selvícolas. Resaltadas las propiedades del suelo estudiadas en este trabajo. Fuente: adaptado de Lull et al. (2020).

De acuerdo con Molina et al. (2022), en el caso del carbono orgánico del suelo, la reducción de la densidad arbórea normalmente disminuye la producción de hojarasca y con ello disminuye también el contenido en carbono orgánico del suelo forestal a corto plazo (Lado-Montserrat et al., 2015; Navarro et al., 2013). Por otra parte, esta eliminación de los árboles puede aumentar el contenido en C en el suelo cuando el desarrollo de la biomasa del sotobosque es suficiente como para compensar una menor producción de hojarasca arbórea (Lee et al., 2018; Nave et al., 2010). Debe tenerse en cuenta que el suelo mineral es menos sensible a los cambios en la biomasa superficial que el suelo forestal (mantillo), por lo que requiere de periodos de recuperación o asimilación más largos cuando se ven alteradas las condiciones ambientales.

Hay diversos estudios que apuntan a que la realización de tratamientos selvícolas influye en las reservas y dinámicas de carbono del suelo de manera directa como indirecta (Ma et al., 2018; Baena et al., 2013; Cheng et al., 2016). La eliminación de individuos de la masa forestal afecta directamente a la entrada del carbono (hojarasca y raíces), alterando así los procesos del COS. Aun así, no existe un consenso respecto a la influencia de este tipo de tratamientos, ya que tal y como constatan Zhang et al. (2018) tras el análisis de más de cincuenta estudios publicados sobre la respuesta de las reservas y dinámicas del COS al aclareo y otras técnicas, algunos reportan efectos positivos, mientras que otros no encontraron influencia o incluso efectos negativos.

A la hora de diseñar este tipo de intervenciones, resulta clave definir el tamaño del área donde se eliminan completamente las especies arbóreas dominantes (Coates, 2002; Bagnato et al., 2021). Este aspecto se relaciona directamente con las condiciones de

luz y agua en el suelo, ya que en función del tamaño de la intervención se pueden promover condiciones de sombra diferentes y, por lo tanto, diferencias en las condiciones microclimáticas y en el balance del ciclo del agua local (Wicklein et al., 2012; Hammond y Pokorný, 2020).

La entresaca por bosquetes, por tanto, tiene efectos indirectos sobre el suelo que pueden afectar a las distintas formas de carbono orgánico al conllevar una perturbación del medio, mediante la alteración de la cubierta vegetal y con ello la cantidad y calidad de residuos orgánicos que llegan al suelo, así como la alteración de las condiciones microclimáticas del suelo. En este sentido, resultan muy escasos los estudios en condiciones mediterráneas que aborden los efectos de este tipo de tratamientos a largo plazo.

## 2. OBJETIVOS Y JUSTIFICACIÓN

---

El presente trabajo, forma parte de un estudio más amplio e integrado acerca de los efectos de tratamientos selvícolas sobre distintos componentes del ecosistema forestal. En este sentido, el objetivo general de este trabajo es evaluar el efecto tras 25 años de la realización de un tratamiento selvícola de regeneración (entresaca por bosquetes de diferentes tamaños) sobre distintos parámetros del suelo. Las conclusiones de este trabajo se podrán utilizar como apoyo a la planificación de la gestión sostenible de masas forestales de pinares mediterráneos.

Para lograr este objetivo principal, se definen los siguientes objetivos secundarios:

- Caracterización de las propiedades físicas y químicas de los suelos (caracterización general) de las parcelas sometidas al tratamiento (año 1998), así como de la parcela control (no tratada).
- Medida y análisis de compartimentos de la materia orgánica, con objeto de evaluar la influencia de entresacas por bosquetes de diferente tamaño sobre el carbono orgánico del suelo y el carbono orgánico soluble en agua.
- Medida de la respiración microbiana. Entre las propiedades biológicas de los suelos que se han sugerido como indicadores de la calidad de los suelos se encuentra la respiración basal, que nos refleja la actividad biológica del mismo.

## 3. MATERIAL Y MÉTODOS

---

### 3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

#### 3.1.1. Localización

La zona de estudio se encuentra en la comarca de Los Serranos/La Serranía, al noreste de la provincia de Valencia, en diferentes parcelas distribuidas entre los términos municipales de Tuéjar y Chelva (Figura 4). Los montes de Tuéjar y Chelva forman parte de las estribaciones secundarias de la Cordillera Ibérica, que penetra en la provincia de Valencia a través de las de Cuenca y Teruel.

Las parcelas pertenecientes a Tuéjar se encuentran en los alrededores del Alto de la Montalbana, a una altura de unos 960 m s.n.m, divididas por un cortafuegos perimetral que separa el área en dos zonas de trabajo, denominadas Tuéjar izquierda y Tuéjar derecha. Las parcelas de Chelva se encuentran en la Loma Plana, cercanas al Camino del Barranco del Fraile, a 900 m s.n.m. La zona donde se encuentran las parcelas cuenta con pendientes suaves (<5%).

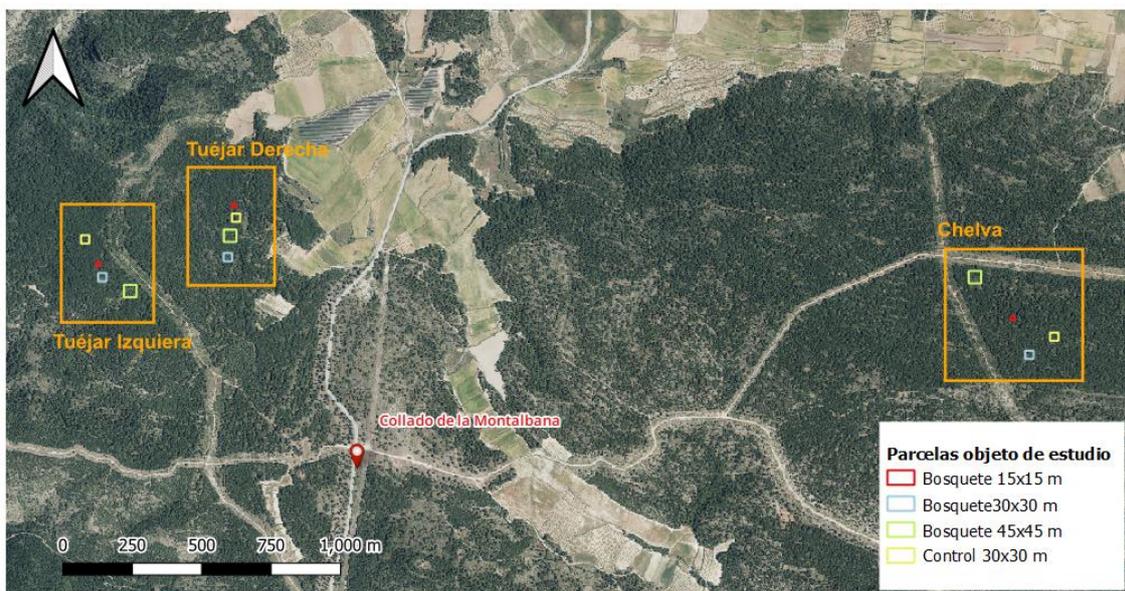


Figura 4. Localización de las parcelas objeto de estudio.

El ANEJO 1 recoge información más detallada sobre la localización de las parcelas.

### 3.1.2. Clima

El clima en el área de estudio es de tipo mediterráneo, según los criterios de delimitación de los pisos bioclimáticos propuesta por Rivas Martínez (1987), más concretamente en la región mediterránea, piso mesomediterráneo, horizonte medio-superior con un ombroclima seco. Con tal de concretar más sobre las condiciones climáticas del área de estudio, se han recabado los datos disponibles procedentes de la estación termopluviométrica más cercana, que en este caso es la de Chelva. Estos datos han sido obtenidos de la base de datos abierta de la Agencia Estatal de Meteorología.

En el Anejo 2 se recogen los datos de temperatura y precipitación de la estación termopluviométrica de Chelva (período 2008-2023), a partir de los cuales se ha elaborado el diagrama ombrotérmico de Gaussen (Figura 5). Se aprecia que el régimen térmico de la zona tiene una tendencia continental, con una temperatura media anual de 16,5 °C, temperaturas estivales en torno a los 25 °C y temperaturas en los meses fríos alrededor de 9,5 °C. Los meses más lluviosos suelen ser marzo, abril y noviembre, cuyas precipitaciones suelen concentrarse generalmente en pocos días de lluvias muy intensas. Se observa un periodo seco en la época estival, típico del clima mediterráneo.

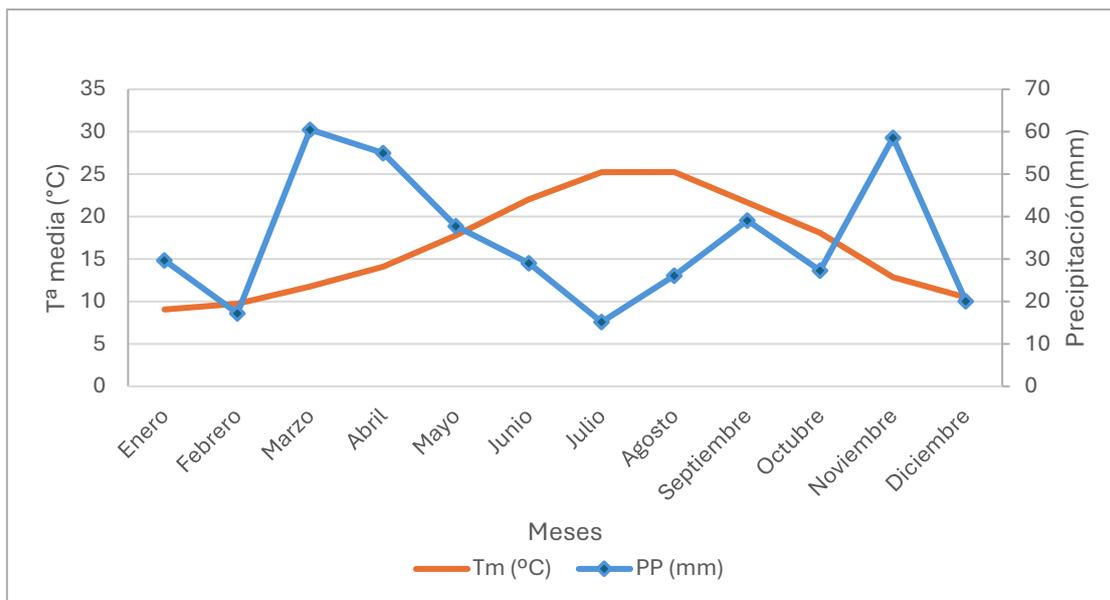


Figura 5. Diagrama ombrotérmico de Gausson para la estación de Chelva (PP media de las precipitaciones mensuales y Tm, temperatura media). Fuente: elaboración propia, a partir de datos de la AEMET para el periodo 2008-2023.

### 3.1.3. Geología y edafología

Las parcelas se encuentran sobre sustratos calizo y margoso, situadas en la parte sudoriental de la Cordillera Ibérica, cuyas direcciones NO-SE predominan en los elementos estructurales de la zona. Los materiales geológicos de los montes de Tuéjar y Chelva son en su mayoría del jurásico, aunque también aparecen sedimentos triásicos. Según la hoja 666 (Chelva) del mapa geológico de España E. 1:50.000 del IGME, tanto las parcelas de Tuéjar izquierda como de Chelva se encuentran sobre calizas microcristalinas pisolíticas o con intraclastos correspondientes al jurásico, mientras que las parcelas de Tuéjar derecha se encuentran sobre una alternancia de calizas arcillosas y margas, también del jurásico.

Los suelos predominantes en la zona son leptosoles rendzínicos desarrollados sobre roca caliza, con intrusiones de luvisoles álbicos y regosoles calcáreos (GVA, 1995). Las características edáficas de las parcelas se presentan en el apartado resultados.

### 3.1.4. Vegetación

Según los criterios de la tipología biogeográfica elaborada para la Península Ibérica por Rivas-Martínez (1987), la zona de estudio se encuadra biogeográficamente en el sector Maestracense de la provincia Castellano-Maestrazgo-Manchega.

La zona de estudio está ocupada por una masa densa de *Pinus halepensis*, de más de 50 años, con un sotobosque dominado por grandes arbustos (*Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus phoenicea*), todos ellos indicadores de la asociación *Rhamno lycioidis - Quercetum cocciferae*, en los que prosperan espinos, sabinas, pinos y otros arbustos mediterráneos. También hay presencia de *Cistus clusii* y *Erinacea anthyllis*, que son indicadores de suelos calcáreos.

Actualmente en las parcelas objeto de estudio, las masas se encuentran con altas tasas de regeneración tal y como se pudo comprobar en las sucesivas visitas a campo y en

las medidas llevadas a cabo y que son parte de otro trabajo de investigación. Se observó a su vez que en las parcelas había un gran desarrollo del estrato arbustivo.

Se dispone de datos relativamente recientes sobre la cubierta vegetal y la regeneración de las masas tras los tratamientos realizados en 1998 (Galiana et al., 2017). Según este estudio, en todos los casos predomina el estrato arbustivo con porcentajes que oscilan entre el 49 y el 71 % (Tabla 1). La parcela no intervenida (C30) presentó un menor porcentaje de superficie cubierta por el estrato arbustivo que las parcelas tratadas y el porcentaje más alto de suelo desnudo.

Tabla 1. Porcentaje relativo de cobertura en cada uno de los tratamientos según el tipo de cubierta (la cubierta arbórea incluye la presencia de encinas y pinos no adultos) obtenidos en los bloques de Tuéjar izquierda y Chelva. Modificado a partir de Galiana et al. (2017).

Cobertura (%)	B15	B30	B45	C30
Arbustiva	70,9	70,8	67,8	48,5
Herbácea	2,6	1,4	4,4	2,2
Arbórea	6,2	17,1	4,5	9,2
Suelo desnudo	20,3	10,8	23,3	40,1

### 3.2. ANTECEDENTES Y DISEÑO EXPERIMENTAL

La zona objeto de estudio forma parte de un estudio anterior, que consta de una serie de parcelas distribuidas entre Tuéjar y Chelva, en las cuales se llevan realizando trabajos de investigación sobre los efectos en el suelo y la vegetación de una serie de tratamientos selvícolas desde que estos se realizaron en 1998. La experimentación llevada a cabo en el 98 se realizó en un bosque denso de pino carrasco de más de 50 años de edad, cuyo origen era la regeneración de campos agrícolas abandonados (Lado, 2015), con el objetivo de monitorizar la regeneración del pinar y la evolución de algunas encinas que permanecían latentes bajo la cubierta, en función de distintos tratamientos de regeneración. Los tratamientos selvícolas se aplicaron sobre un pinar adulto cercano al final del turno con espesura completa, con Fracción de Cubida Cubierta (FCC) > 80% y densidad de 900 pies ha<sup>-1</sup> (Galiana et al., 2001). Se trataron un total de 21 parcelas cuadradas de varios tamaños con diferentes tratamientos, de las cuales en el presente trabajo se han analizado 12 de ellas.

Las parcelas estudiadas corresponden a las parcelas en las que se realizaron cortas a hecho, diseñadas siguiendo criterios de entresaca por bosquetes, y con eliminación del 100% de la masa arbórea, aplicadas a bosquetes cuadrados en los que se varió el tamaño para reproducir diferentes grados de sombra según un **gradiente norte-sur**. Los tamaños de estas parcelas son: 45x45 m (B45), 30x30 m (B30) y 15x15 m (B15) (Figura 6). Se dispone de controles, sin tratamiento (C), en parcelas de 30x30 m (Galiana et al., 2017). Se escogió para este estudio una parcela de bosquete de cada medida y el control para cada repetición o bloque considerado en el diseño experimental inicial de bloques completos al azar (Tuéjar izquierda, Tuéjar derecha y Chelva). Las parcelas desde el momento de la realización de los tratamientos han experimentado un proceso de regeneración y diversificación de la vegetación. El mapa detallado de la situación geográfica y la distribución de las parcelas se incluye en el Anejo 1.

Teniendo en cuenta las dimensiones de las parcelas y los tratamientos que se realizaron hace 25 años, se planteó estudiar la situación actual de los suelos para analizar los efectos del tratamiento, teniendo en cuenta el área de intervención (tamaño de la parcela) y con ello el posible efecto del borde. Para ello la disposición de los puntos de muestreo se diseñó teniendo en cuenta el tamaño de las parcelas y la orientación, así como una representatividad espacial adecuada de las medidas.

Se plantearon los puntos de muestreo a partir de círculos concéntricos desde el centro de cada parcela a diferentes radios (2,5 m, 7,5 m, 15 m y 22,5 m), situando los puntos en dirección este, sur, oeste y norte (en este orden de numeración) desde el centro hacia los lados del cuadrado (Figura 6). En la Tabla 2 se observa el número de puntos de muestreo de suelo por parcela.

Tabla 2. Resumen de puntos por parcela, en función del tamaño de las parcelas.

Dimensión parcela	Nº puntos (r = 0 m)	Nº puntos (r = 2,5 m)	Nº puntos (r = 7,5 m)	Nº puntos (r = 15 m)	Nº puntos (r = 22,5 m)	TOTAL Puntos
15 x 15 m	1	4	4	0	0	9
30 x 30 m	1	4	4	4	0	13
45 x 45 m	1	4	4	4	4	17

Por tanto, hay un total de 156 puntos, de los cuales a cada bloque (Tuéjar izquierda, Tuéjar derecha y Cheva) le corresponden 52 puntos distribuidos en 9 puntos de B15, 13 puntos de B30, 13 puntos de C30 y 17 puntos de B45.

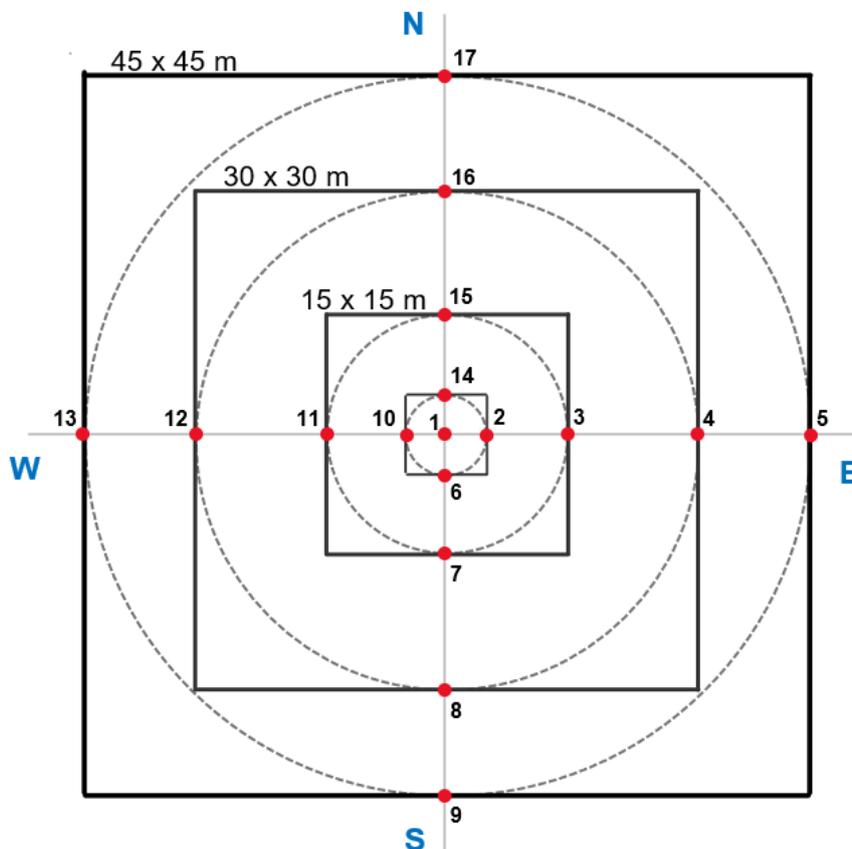


Figura 6. Esquema del diseño de la distribución de puntos de muestreo.

### 3.3. MUESTREO DEL SUELO

La recogida de muestras de suelo se realizó durante el verano del año 2023, mediante varias salidas de campo: Tuéjar derecha (15/06/2023), Tuéjar izquierda (06/07/2023) y Chelva (14/07/2023).

Para la ubicación de los puntos en campo, se utilizaron cintas métricas y jalones topográficos (Figura 7 y 8). Cada punto quedó marcado con una varilla metálica en previsión de realizar futuros estudios.



Figura 7. Localización del centro de la parcela para la colocación del marcaje de los puntos de muestreo.



Figura 8. Imagen del sistema de ubicación de puntos en campo.

En cada uno de los puntos se tomó una muestra del horizonte orgánico y otra del suelo mineral, ambas muestras en el mismo punto. La muestra del horizonte orgánico se tomó utilizando un cuadrante de 25 x 25 cm (Figura 9) y se anotó la profundidad. Una vez tomado el horizonte orgánico (utilizado en otros estudios), se obtuvo la muestra de suelo mineral mediante la ayuda de una picoleta y una pala pequeña justo debajo de donde se había cogido el mantillo. Tanto el horizonte orgánico como el suelo mineral extraído se introdujeron en bolsas de plástico y se guardaron en nevera a 4 °C hasta su posterior análisis.



Figura 9. Muestreo del horizonte orgánico y del suelo mineral.

### 3.3.1. Tratamiento de las muestras

Las muestras de suelo fueron divididas en dos fracciones, una porción de cada muestra se secó al aire y la otra se almacenó en nevera a 4°C para la realización del análisis de la respiración y del carbono orgánico soluble en agua. Ambas fracciones de cada muestra fueron tamizadas por 2 mm.

Una pequeña cantidad de la muestra seca al aire se tamizó de nuevo (< 500 µm) para la determinación del carbono orgánico del suelo.

## 3.4. CARACTERIZACIÓN GENERAL DEL SUELO

Para la caracterización general del suelo de cada una de las parcelas objeto de estudio, se cogió aproximadamente la misma cantidad de todas las muestras de suelo seco al aire tamizadas por 2 mm de cada parcela para preparar una muestra compuesta y así poder determinar los parámetros que se mencionan a continuación. La obtención del factor de humedad queda descrito en el apartado 3.5.1.

### 3.4.1. Medición del pH

El pH del suelo es la referencia a la concentración de iones de hidrógeno presentes en una determinada disolución. Se determina por potenciometría directa mediante un electrodo combinado de vidrio-Ag/ AgCl.

Material y aparatos: pH-metro, vasos precipitados de plástico de 100 mL, agitador de brazos, balanza con precisión  $\pm 0,001$  g.

Procedimiento: Se pesaron 10 g de suelo, se le añadieron 25 mL de agua destilada y se agitó durante 10 minutos en de brazos. A continuación, se calibró el pH-metro con pH 4 y 7, y se midió el pH de las muestras. Se realizaron dos repeticiones por cada muestra.

### 3.4.2. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) del suelo es la capacidad que tiene el suelo de conducir la corriente eléctrica al aprovechar la propiedad de las sales que en él se encuentran. Esto nos da idea de su grado de salinidad, es decir, de la concentración de sales solubles que existen en la solución del suelo.

Material y aparatos: conductímetro, vasos precipitados de plástico de 100 mL, agitador de brazos, centrífuga, balanza con precisión  $\pm 0,001$  g.

Procedimiento: Para determinar la CE se pesaron 10 g de suelo, se le añadieron 50 mL de agua destilada y se agitó la muestra durante 30 minutos en agitador de brazos. A continuación, se centrifugaron las muestras, y se midió la CE de las muestras en el sobrenadante. Se realizaron dos repeticiones por cada muestra.

### 3.4.3. Textura

La determinación de la textura se realizó por el método de Bouyoucos (Llorca, 1991). Este método se basa en la Ley de Stokes, que demuestra que la velocidad de caída libre de una partícula no coloidal, esférica de diámetro D y densidad  $\rho_s$  a través de un líquido en reposo, de viscosidad  $\eta$ , densidad  $\rho_L$  y movimiento relativo laminar respecto a la caída de la partícula, tiene un valor constante dado por la ecuación:

$$V = [g \times (\rho_s - \rho_L) \times D^2] / 18\eta = K \times D^2$$

Para su determinación se precisa que las partículas que componen el suelo estén dispersas en una solución acuosa. La agitación del suelo en una solución alcalina, diluida de hexametáfosfato sódico, es suficiente para la dispersión de todos los agregados del suelo.

Al tratarse de un suelo forestal y, por tanto, con un porcentaje de materia orgánica considerable, se llevó a cabo un pretratamiento de las muestras de suelo para eliminar esta fracción orgánica previamente a la determinación de la textura.

Material y aparatos: densímetro (escala en g/L), batidora eléctrica, probetas de 1 L, émbolo agitador de latón, termómetro, cápsulas de porcelana de 200 mL, cronómetros.

#### Reactivos dispersantes

- Solución de calgón: disolver 50 g de calgón en agua destilada y enrasar a 1 L.
- Alcohol amílico (dispersante del residuo espumoso de materia orgánica).

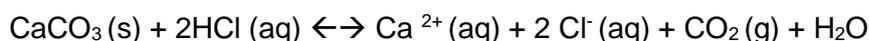
#### Procedimiento

1. Preparación de la muestra: A las muestras se les añadió en un vaso de precipitados de 1 L, 50 mL de agua y 50 mL de peróxido de hidrógeno (30 %) añadido de 5 en 5 mL. Después de 24 h, se añadieron otros 50 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Después de otras 24 h, las muestras se transfirieron a una placa calefactora donde se calentaron a 90 °C hasta que el peróxido de hidrógeno restante se evaporó (es decir, hasta que no hubo burbujas de gas en la suspensión).
2. Preparación de la *probeta referencia* (blanco): Se añadieron 100 mL de la solución dispersante de calgón y se enrasó hasta 1 L con agua destilada. Se mezcló bien la solución con el émbolo agitador y se determinó la densidad y la temperatura de la solución.
3. Preparación de la *suspensión del suelo*: Se pesaron 40 g de suelo seco al aire al que se había eliminado la materia orgánica previamente (punto 1). Se colocó la muestra en una cápsula de porcelana de 200 mL y se añadieron 100 mL de la solución de calgón, dejando que empapara bien el suelo durante 10 minutos. Posteriormente se transfirió la suspensión al vaso dispensador de la batidora utilizando agua destilada para trasvasar toda la muestra. Se batió la suspensión durante 5 minutos y se transfirió a una probeta que tenía en la parte superior un embudo con un tamiz de 50 µm. Las partículas que quedaron retenidas en el tamiz se transfirieron a una porcelana y se secaron a 105 °C. La probeta se enrasó con agua destilada a 1L.
4. Lecturas: Se midió la temperatura en cada probeta. Se hicieron las lecturas con el densímetro en la probeta de referencia (blanco) y en las muestras. En el caso de las muestras se tomaron lecturas a los 30 y 60 segundos (sin sacar el densímetro de la suspensión), y a los 3, 10, 30 y 90 minutos y, por último, se tomó una lectura pasadas 8 horas.

### 3.4.4. Carbonatos totales (método del calcímetro de Bernard)

La determinación del contenido en carbonatos en las muestras de suelo se realizó por el método del calcímetro de Bernard siguiendo el procedimiento detallado por Llorca (1991). Consiste en determinar el contenido en carbonato cálcico de la muestra a partir del volumen de dióxido de carbono desprendido cuando a esta se le añade ácido clorhídrico diluido.

Al añadir ácido clorhídrico a un sedimento que contenga carbonato, se desprende CO<sub>2</sub>. Si esta operación se lleva a cabo en un dispositivo cerrado (calcímetro), a presión y temperatura constantes, y no se desprenden otros gases, la medida del volumen de CO<sub>2</sub> desprendido permite calcular el contenido de carbonatos totales. El desprendimiento de CO<sub>2</sub> tiene lugar según la reacción:



Bajo estas condiciones, el volumen de CO<sub>2</sub> desprendido por la reacción entre unas cantidades conocidas de suelo (g) y de CaCO<sub>3</sub> puro (g), se puede determinar el total de carbonatos sólidos de la muestra de suelo.

Material y aparatos: calcímetro de Bernard, matraces Erlenmeyer de 250 mL, tapones de goma, tubos de vidrio pequeños, balanza de precisión ±0,001 g

Reactivos utilizados (Anejo 3<sup>1</sup>):

- Ácido clorhídrico 6 N.
- Solución saturada de NaCl y CO<sub>2</sub> para la columna del calcímetro.
- Carbonato cálcico puro, finamente pulverizado y secado en estufa a 105 °C.

Procedimiento:

Se realizaron dos repeticiones por muestra. Para cada una de ellas se pesó 1 g de suelo seco al aire en un matraz Erlenmeyer de 250 mL. A continuación, se introdujo en el Erlenmeyer un tubo de vidrio pequeño que contenía unos mL de HCl 6N, evitando que se vertiera el ácido sobre el suelo. Se tapó inmediatamente el Erlenmeyer con el tapón de goma. Se igualó el contenido de la bureta del calcímetro con el del depósito y seguidamente se agitó el matraz de forma que el ácido se vertiera sobre el suelo. A medida que descendía el nivel de solución en la bureta, se hacía descender el depósito de forma que se conservara el mismo nivel en ambos y se anotó la lectura a la que se estabilizó el proceso. Se siguió el mismo procedimiento con 0,2 g de CaCO<sub>3</sub> puro, a modo de “blanco”.

Cálculos

$$\% \text{CaCO}_3 = [(V \times P) / (V' \times P')] \times 100$$

Donde: V = volumen de CO<sub>2</sub> desprendido por la muestra (mL); P = peso de CaCO<sub>3</sub> puro (g); V' = volumen de CO<sub>2</sub> desprendido por CaCO<sub>3</sub> patrón (mL); P' = peso muestra suelo (g).

---

<sup>1</sup> La elaboración de los reactivos utilizados para cada procedimiento se encuentra detallada en el Anejo 3.

### 3.4.5. Capacidad de Intercambio Catiónico

La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) mide la cantidad de cargas negativas presentes en las superficies de los minerales y componentes orgánicos del suelo (arcilla, materia orgánica o sustancias húmicas) y representa la cantidad de cationes que las superficies pueden retener (Ca, Mg, Na, K,  $\text{NH}_4^+$ , etc.), que serán intercambiados por otros cationes o iones de hidrogeno presentes en la solución suelo y liberados por las raíces (FAO, 2024). La CIC del suelo es la suma de la CIC de la arcilla y de la materia orgánica. Un suelo con bajo CIC indica baja habilidad de retener nutrientes, arenoso o pobre en materia orgánica.

De acuerdo con Llorca (1991), a un pH determinado desplazamos los cationes metálicos adsorbidos sustituyéndolos por  $\text{Na}^+$  mediante sucesivos lavados del suelo con solución tampón (pH=8,2) de NaCl 0,1N y  $\text{NaCH}_3\text{CO}_2$  0,4N en etanol al 60%.

El  $\text{Na}^+$  adsorbido y los iones en solución son desplazados posteriormente por sucesivos lavados del suelo con una solución de  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$  0,5N. EL líquido resultante de estos lavados contendrá la cantidad de  $\text{Na}^+$  que desplazó los cationes metálicos cambiables y el  $\text{Na}^+$  del líquido que el suelo tenía ocluido al finalizar el último lavado con la solución tamponada. Ambas fracciones pueden deducirse determinando la concentración de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Na}^+$  en la solución tamponada y en el líquido resultante de los lavados con  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$  0,5N.

Material y aparatos: tubos de centrifuga, matraces aforados de 100 mL, matraces aforados de 25 mL, agitador de brazos, centrifuga, tapones, pipeta, embudos pequeños, fotómetro de llama, balanza de precisión  $\pm 0,001$  g.

Reactivos utilizados (Anejo 3):

- Solución tamponada (pH=8,2) de sodio.
- Solución de nitrato magnésico 0,5N.

Procedimiento:

Se realizaron dos repeticiones por muestra. De cada una de ellas se pesaron 5 g de suelo en un tubo de centrifuga. A continuación, se añadieron 33 mL de la solución tamponada de sodio y se agitaron los tubos tapados durante 5 minutos en el agitador mecánico a 550 rpm. Pasado dicho tiempo, se destapan los tubos y se introducen en la centrifuga durante 5 minutos a 1000 rpm. Seguidamente, se descarta el líquido sobrenadante y se repite este procedimiento 3 veces más.

A continuación, se tratan las muestras con otras tres porciones de 33 mL esta vez de nitrato magnésico (0,5N), agitando y centrifugando de igual forma que los tratamientos realizados anteriormente, pero esta vez se recogen los decantados en cada uno de los matraces aforados correspondientes con ayuda de los embudos, colocadas en cada aforado junto con un filtro. Finalmente se enrasa con nitrato magnésico cada aforado para recoger el último decantado.

Debe determinarse la relación Na/Cl de la solución de acetato sódico, determinando la concentración en meq/L de  $\text{Na}^+$  mediante el espectrofotómetro de llama y la concentración de  $\text{Cl}^-$  mediante el clorurímetro.

Para la determinación de la concentración de  $\text{Na}^+$  por fotometría de llama, se preparan primero patrones de  $\text{Na}^+$  en  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$  0,01N. A continuación, se diluye la solución problema en agua destilada a 1:50, añadiendo 0,5 mL de la muestra preparada para cada aforado de 25 mL y enrasamos. Antes de medir el sodio, se midieron los cloruros con las diluciones preparadas, siguiendo el procedimiento que se explica en el siguiente apartado.



Figura 10. Conjunto de disoluciones muestra junto al fotómetro de llama.

A cada una de las muestras y patrones, se añadió 0,25 mL de cloruro de litio ( $\text{LiCl}$ ) 0,5 N para evitar la ionización del  $\text{Na}^+$  en las muestras. Por último, leemos los patrones para obtener la recta de calibrado, y seguidamente leemos las muestras preparadas en el fotómetro de llama.

#### Cálculos:

$$\text{CIC} = [ [\text{Na}_t] - [\text{Cl}_t] \cdot (\text{Na/Cl})_{\text{sol}} ] \cdot 10/\text{P}_{\text{ss}}$$

Donde:  $\text{P}_{\text{ss}}$  = peso de suelo seco.

#### 3.4.6. Determinación de cloruros

Para la determinación de los cloruros de las muestras de suelo y de la solución tamponada de sodio se utilizó el clorurímetro Sherwood, se utilizaron las diluciones obtenidas en el procedimiento de la determinación de la CIC explicado anteriormente, y se siguió el procedimiento explicado a continuación.

Material y aparatos: clorurímetro Sherwood, pipeta, aforado de 500 mL, aforado de 100 mL.

#### Reactivos utilizados (Anejo 3):

- Disolución tampón.
- Gelatina.
- Patrón cloruro 200 ppm.

### Procedimiento:

Igual que en la CIC, se realizaron dos repeticiones por muestra. Las muestras ya se encuentran diluidas 1:50.

En primer lugar, se calibra el aparato añadiendo la disolución tampón en la cubeta (o vaso de precipitado de plástico) del aparato hasta el aforo (unos 15 mL). Se añaden 10 gotas de gelatina y se mide.

A continuación, se pipetea 0,5 mL de patrón cloruro 200 ppm, sobre la disolución con gelatina y medimos. A partir de aquí, realizamos el mismo procedimiento con las muestras, limpiando después de cada lectura. De igual forma se añade a la cubeta la disolución tampón hasta el aforo junto con 10 gotas de gelatina, y se añaden 0,5 mL de la disolución problema que corresponda y se mide. Las lecturas vienen dadas en mg/L.

Realizamos esto mismo también con la disolución tamponada de sodio para poder extraer la relación  $Na/Cl_{sol}$ .

## 3.5. ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS INDIVIDUALES

Los análisis realizados a continuación se llevaron a cabo con cada una de las muestras recogidas en campo.

### 3.5.1. Determinación de la humedad y factor de humedad

Por una parte, se determinó la humedad del suelo fresco, es decir, con la humedad de campo y, por otra parte, se determinó la humedad del suelo seco al aire, que se había dejado secar previamente a temperatura ambiente.

Para ambos suelos se llevó a cabo el mismo procedimiento, basado en eliminar la humedad contenida en la muestra mediante secado en estufa, y a partir de la diferencia de peso calcular el porcentaje de agua presente.

Material y aparatos: Estufa de desecación con regulación de temperatura hasta 150 °C, cajas metálicas, desecador, balanza con precisión  $\pm 0,001$  g.

Procedimiento: Se pesaron aproximadamente 25 gramos de suelo en cajas metálicas y posteriormente se introdujeron las cajas en la estufa a 105 °C durante 48 horas. Las muestras se dejaron enfriar a temperatura ambiente en un desecador y seguidamente se pesaron las cajas, obteniendo el peso seco del suelo.

### Cálculos:

$$fh = \frac{ms_s}{ms_h}; \quad \%H = \frac{ms_h - ms_s}{ms_s} \times 100$$

Donde:

$f_h$  = factor de humedad

$ms_s$  = masa de suelo seco a 105 °C (g)

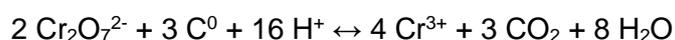
$ms_h$  = masa de suelo húmedo/fresco (g)

$\%H$  = humedad gravimétrica (%)

### 3.5.2. Determinación del carbono orgánico del suelo (COS)

El contenido en C orgánico en el suelo se determinó por oxidación del C, que se encuentra inicialmente en su forma reducida C<sup>0</sup>. Se determinó en muestras secas al aire (<500 µm) por el método Walkley-Black (1934), que consiste en añadir una cantidad de dicromato potásico (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) que exceda a la necesaria para reaccionar con el carbono orgánico, de esta forma el ion dicromato (Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub><sup>-2</sup>) oxida el carbono orgánico. Se obtiene la cantidad de carbono orgánico de manera indirecta al relacionarlo con el dicromato potásico que queda sin reaccionar debido a la falta de carbono orgánico con el que hacerlo. Es exceso de oxidante se determina mediante valoración con sulfato ferroso (FeSO<sub>4</sub>).

Aunque el carbono puede encontrarse en diferentes niveles de oxidación dentro de la materia orgánica del suelo, el método utilizado asume que los átomos de C se oxidan desde un estado de oxidación 0 a un nivel +4.



Debe tenerse en cuenta que, por medio de este procedimiento se oxida el 77% (valor medio) del carbono que se recuperaría por combustión.

Material y aparatos: matraces Erlenmeyer de 250 mL, bureta de 25 mL, campana de extracción de gases.

Reactivos utilizados:

- Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 26,7 N, concentrado al 37 %.
- Complejo ferroso de ortofenantrolina (indicador).
- Dicromato potásico (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) 1 N.
- Sulfato ferroso (FeSO<sub>4</sub>) 0,5 N.
- Agua destilada.

Procedimiento:

Se realizaron dos repeticiones por muestra y para cada repetición, se pesaron aproximadamente 0,250 g de cada muestra de suelo en un matraz de 250 mL. A continuación, se añadieron 10 mL de dicromato potásico 1 N a cada matraz y se agitaron para mezclar la muestra con la solución.

En la campana de extracción de gases, se añadió a cada matraz 20 mL de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 26,7 N concentrado, se volvieron a agitar los matraces con cuidado y se dejaron reposar durante 30 minutos. Pasada media hora, se añadieron 50 mL de agua destilada y se dejó enfriar otros 30 minutos. A continuación, se añadieron 5 gotas del complejo ferroso de ortofenantrolina como indicador y se valoró el exceso de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 1 N con sulfato ferroso (FeSO<sub>4</sub>) 0,5 N colocado en una bureta de 25 mL.

Se realizaron dos blancos para obtener el factor del sulfato de hierro.

Cálculos:

Los resultados se obtienen mediante la siguiente fórmula, en g de C por kg de suelo seco:

$$C_{\text{orgánico}} = \frac{\text{meq } K_2Cr_2O_7 - \text{meq } FeSO_4}{P_{ssa}} \cdot 0,003 \cdot 1000 \cdot 100/77$$

Donde:

$$\text{meq } K_2Cr_2O_7 = Vd \cdot Nd$$

Vd: Volumen de dicromato potásico (mL)

Nd: normalidad del dicromato potásico

$$\text{meq } FeSO_4 = Vsm \cdot Ns \cdot Fs$$

Vsm: volumen de sulfato ferroso amónico empleado en la valoración de la muestra (mL)

Ns: normalidad teórica del sulfato ferroso amónico

Fs: factor del sulfato ferroso amónico

$$Fs = Vd \cdot Nd \cdot Fd / Vsb \cdot Ns$$

Fd: factor del dicromato potásico (primario)

Vsb: volumen de sulfato ferroso amónico empleado en la valoración del blanco (mL)

$P_{ssa}$  = peso (g) de la muestra de suelo seco al aire

El 0,003 se corresponde con el peso equivalente del carbono (g/meq).

### 3.5.3. Determinación del carbono orgánico soluble en agua (WSOC)

El carbono orgánico soluble en agua hace referencia a una pequeña parte del carbono orgánico total del suelo, es su parte más activa desde el punto de vista bioquímico. El WSOC contiene sustancias lábiles que son fuente fundamental de energía para el metabolismo de los microorganismos del suelo.

Para su determinación se hizo una primera etapa de extracción y posteriormente se determinó el carbono en el extracto acuoso mediante una reacción colorimétrica, siguiendo el método de Yakovchenko y Sikora (1998) para concentraciones altas de carbono orgánico. Es la forma de determinar el WSOC por reacción colorimétrica tras su oxidación con dicromato potásico en medio ácido.

Material y aparatos: tubos de centrifuga, tapones, probetas de 25 mL, matraces aforados, tubos de ensayo, agitador mecánico de brazos, centrifuga, papel de filtro Whatman nº42, botellitas de plástico estufa, agitador tipo vórtex, espectrofotómetro.

Reactivos utilizados (Anejo 3):

- Disolución de  $K_2Cr_2O_7$  0,20 N en  $H_2SO_4$  26,7 N.
- Disolución madre de 1000 ppm de C.

Procedimiento:

Se realizaron dos repeticiones por muestra, y para cada repetición se pesaron aproximadamente 10 g de cada muestra de suelo fresco (<2 mm) en tubos de centrifuga y se añadieron 25 mL de agua destilada. Se agitan las muestras durante 30 minutos y seguidamente se centrifugan durante 5 minutos a 2500 rpm. A continuación, se vierte

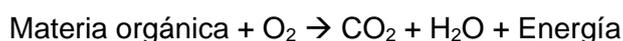
con cuidado el sobrenadante en las botellitas previamente rotuladas con el filtro en forma de embudo. Las muestras se guardaron a -18°C hasta su análisis.

Para la determinación de la colorimetría, en primer lugar, se preparan los siguientes patrones a partir de la disolución madre: 0, 10, 25, 50, 100, 200 y 300 ppm de C. A continuación, se pipetearon 2 mL del extracto acuoso de la muestra en tubos de ensayo de 15 mL y se añadieron 3 mL de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0,20 N en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 26,7 N en la campana extractora de gases. Seguidamente, se homogeneizaron las muestras durante 15 segundos agitándose en el agitador tipo vórtex. Finalmente, se taparon los tubos con papel de aluminio y se metieron en la estufa a 140 °C durante 20 minutos.

Una vez procesadas todas las muestras, en el espectrofotómetro se realiza la recta de calibrado con los patrones preparados y el autocero con el patrón 0. Se leyó la absorbancia a una longitud de onda de 590 nm. Por último, se leyó la absorbancia de cada una de las muestras.

#### 3.5.4. Medición de la respiración microbiana del suelo mineral

La respiración es el proceso de oxidación de sustratos orgánicos a dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) que llevan a cabo los microorganismos del suelo (Paul, 2006), con lo que adquieren energía para el crecimiento y mantenimiento microbiano. La respiración del suelo refleja la actividad biológica global de la biota que se encuentra en el mismo.



El análisis de la respiración microbiana del suelo o actividad mineralizadora de carbono consiste en medir la cantidad de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) producida por los microorganismos del suelo en un peso de suelo determinado.

Materiales y aparatos: matraces Erlenmeyer de 250 mL, analizador de gas Dansensor CheckPoint 3 ®, pipeta, bomba de aire, tapones septa.

#### Procedimiento:

Para la medición de la respiración de las muestras objeto de estudio, se llevaron a cabo dos repeticiones por muestra. Para cada una de ellas se pesaron aproximadamente 20 g de suelo fresco (<2 mm) en cada uno de los matraces rotulados y se taparon. Las muestras se incubaron en unas condiciones de temperatura y humedad óptimas, en un sistema cerrado en una cámara a 25°C y en oscuridad.

Se realizaron las medidas del porcentaje de CO<sub>2</sub> y O<sub>2</sub> al pasar las primeras 24 horas de incubación, a las 96 horas y a los 8 días, sin airear. Tras estas mediciones, se airearon las muestras mediante la bomba y se saturó cada una de las muestras de suelo a un 60% de su capacidad de retención hídrica con agua destilada y la ayuda de una pipeta, y se dejaron incubando las muestras durante 7 días. De esta forma se obtuvieron dos mediciones de respiración del suelo, una con la humedad de campo del suelo y otra con una saturación al 60% homogénea para todas las muestras. Por otra parte, se prepararon también matraces sin suelo (blancos) que siguieron el mismo proceso.



Figura 11. Medición de la respiración en una de las muestras de suelo.

### Cálculos:

La tasa de respiración de los microorganismos se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

$$\frac{mg\ C}{kg\ suelo \cdot día} = \frac{(P_{atm} \cdot \frac{\%CO_2}{100} \cdot V_{matraz} \cdot Mr_{carbono} \cdot 1000)}{(R \cdot T) \cdot Suelo\ seco \cdot n^{\circ}\ días}$$

Donde:  $P_{atm}$  (atm) = Presión atmosférica (1 atm);  $V_{matraz}$  = volumen del matraz (mL);  $Mr_{Carbono}$  (g/mol) = masa atómica del C (12 g/mol);  $R$  (L·atm/mol·K) = constante de los gases ideales (0,08206 L·atm/mol·K);  $T$  (K) = temperatura; Suelo seco (g) = suelo fresco (g) ·  $f_h$  (siendo  $f_h$  el factor de humedad).

### 3.6. Análisis estadístico

El efecto de los tratamientos sobre las propiedades del suelo en cada uno de los bloques (Tuéjar derecha, Tuéjar izquierda, y Chelva) se estudió estadísticamente mediante un análisis de la varianza (ANOVA) de una vía con el tratamiento (B15, B30, B45, y control) como factor principal. Se realizó un ANOVA de una vía para estudiar el efecto de cada tratamiento en función de los bloques. Para determinar diferencias significativas entre medias se utilizó la prueba de comparación múltiple post-hoc de diferencia honestamente significativa de Tukey. Cuando fue necesario, los datos se transformaron logarítmicamente o mediante la raíz cuadrada antes del ANOVA para cumplir las condiciones de distribución normal e igualdad de varianzas. El supuesto de normalidad se comprobó mediante las pruebas de Shapiro-Wilk o Kolmogorov-Smirnoff, dependiendo del tamaño muestral, y la homocedasticidad mediante el test de Levene. Cuando alguna de las variables no cumplió alguna de las hipótesis de normalidad o homocedasticidad de las varianzas, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, y las relaciones entre las variables se evaluaron mediante los coeficientes de correlación

de Spearman. Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete informático Statgraphics XIX para un nivel de significación de  $p \leq 0,05$ .

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

---

Con el objetivo de realizar una gestión forestal adecuada que implique mejoras tanto en la parte aérea como subterránea es necesario estudiar también qué consecuencias tiene sobre el sustento edáfico. Las entresacas por bosquetes llevadas a cabo hace más de dos décadas pueden haber afectado al suelo, especialmente a su actividad biológica, ya que éstas pueden modificar las condiciones microclimáticas del estrato inferior del bosque y provocar una alteración en los aportes de restos orgánicos al suelo.

### 4.1. Caracterización edáfica general de las parcelas de estudio

La caracterización de los suelos sirve como base para poder comprender algunos de los efectos. A pesar de la cercanía entre las parcelas, se encuentran ciertas diferencias entre bloques y parcelas. El pH de los suelos del área de estudio en general resultó ser básico (Tabla 3), con valores alrededor de 8 excepto para CHB30, CHB45 y CHC30 donde se obtuvo un pH ligeramente inferior a los obtenidos en las parcelas de los otros dos bloques. En lo que respecta a la conductividad eléctrica (CE), que refleja la salinidad del suelo, se aprecia que ninguno de los suelos es salino, siendo CHB45 y CHC30 las parcelas con una CE más baja.

El bloque Tuéjar derecha presenta gran variabilidad en el contenido en carbonatos, entre 15,32 y 44,19 %, la CIC se clasifica como nivel medio siendo mayor en la parcela TDB30, y la clase textural es franco-arcillosa salvo la de la parcela TDB30 que es franca. Un valor de CIC ( $>25$  cmol<sub>c</sub>/kg) es un buen indicador de un suelo rico en arcilla y en contenido de materia orgánica, por lo que retendrá altas cantidades de cationes y reducirá la lixiviación de nutrientes.

En el bloque Tuéjar izquierda, el contenido en carbonatos es ligeramente inferior al contenido en las parcelas de Tuéjar derecha, variando entre 13,23 y 22,08 %, la CIC al igual que en Tuéjar derecha se clasifica como nivel medio, y la clase textural es franco-arcillosa salvo la de la parcela TIB15 que es franca.

En el bloque Chelva se aprecia un contenido en carbonatos muy inferior al de los otros dos bloques, variando entre 1,48 y 9,17 %, la CIC también es inferior, clasificándose como nivel bajo para CHB30, CHB45 y CHC30, y nivel medio para CHB15. La clase textural es franco-arenosa salvo la de la parcela CHB15 que es franco arcillo arenosa. Se aprecia que la parcela control de Chelva, con un mayor contenido en arena (78 %) y menor contenido en arcilla (10 %), es la que presenta para todas las variables de la caracterización general un valor más bajo.

Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas del suelo de las parcelas de estudio.

Bloque	Tratamiento	pH***	CE 1:5 (dS m <sup>-1</sup> )	CaCO <sub>3</sub> (%)	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	MO (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Clase textural
CH*	B15**	8,14	0,157	9,17	23,66	14,84	55	21	23	Franco arcillo arenosa
	B30	7,78	0,106	2,12	18,06	9,26	71	13	15	Franco arenosa
	B45	7,39	0,064	1,56	19,89	7,51	67	19	14	Franco arenosa
	C30	7,56	0,045	1,48	13,9	4,94	78	12	10	Franco arenosa
TD	B15	8,08	0,188	26,53	25,16	19,96	27	37	36	Franco arcillosa
	B30	7,95	0,201	15,32	29,76	19,07	29	49	22	Franca
	B45	8,1	0,177	26,98	27,85	18,17	24	42	34	Franco arcillosa
	C30	8,24	0,16	44,19	25,33	12,19	21	40	39	Franco arcillosa
TI	B15	8,09	0,159	22,08	27,7	16,47	32	40	28	Franca
	B30	8,08	0,175	21,42	28,36	21,38	29	41	30	Franco arcillosa
	B45	8,15	0,156	19,94	26,91	16,72	33	39	28	Franco arcillosa
	C30	8,1	0,176	13,23	29,03	16,05	42	32	26	Franco arcillosa

\*CH: Chelva; TD: Tuéjar derecha; TI: Tuéjar izquierda.

\*\*B15: bosqueque de 15x15 m; B30: bosqueque de 30x30 m; B45: bosqueque de 45x45 m; C30: control sin tratar de 30x30 m.

\*\*\*CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico; MO: materia orgánica (Corgx2). Los datos proceden de una muestra compuesta salvo la materia orgánica que se ha obtenido haciendo la media de las muestras individuales.

## 4.2. Humedad del suelo

El estado hídrico del suelo, es decir, la cantidad de agua que contiene depende de la porosidad, la cual queda determinada por la textura y la estructura del suelo. La cantidad total de agua retenida en el suelo muestreado se ha medido mediante el porcentaje de humedad gravimétrica, no obstante, es un indicador ecológico variable en el tiempo, porque depende del régimen pluviométrico (lluvia), la temperatura (influye en la evaporación) y la actividad de las plantas (absorción y transpiración) (Thiers et al., 2014).

La variable humedad se ha medido como soporte para la comprensión y análisis de otras variables, ya que de la humedad del suelo depende la disponibilidad de nutrientes. En el agua del suelo se encuentran disueltos los macro y micronutrientes que necesitan las plantas y los microorganismos, además de otros compuestos.

Cabe mencionar que se encontraron diferencias significativas entre el valor de humedad de los bloques. El valor medio de las muestras frescas de suelo mineral en Tuéjar derecha fue de  $30,65 \pm 6,82$  % y para Tuéjar izquierda de  $24,54 \pm 5,26$ %, mientras que el valor medio para Chelva es significativamente inferior,  $10,83 \pm 4,31$ %. Es decir, en general, en las parcelas de Chelva la humedad del suelo es menor en comparación con Tuéjar. Esta diferencia, puede deberse principalmente a que los suelos de Chelva contienen mayores porcentajes de arena (Tabla 3), lo cual hace que sean más porosos y con poros más amplios, y menor cantidad de materia orgánica, lo cual genera una menor capacidad de retención de la humedad del suelo, en comparación con las parcelas de Tuéjar.

No se observaron diferencias significativas entre los cuatro tratamientos situados en el bloque de Chelva (Figura 12). En Tuéjar derecha, la humedad fue significativamente mayor en B15 que en el control. Los valores de TDB30 y TDB45 fueron ligeramente superiores al valor obtenido en TDC30. Sin embargo, en Tuéjar izquierda, la humedad en TIC30 fue similar a la obtenida en TIB30 y significativamente mayor que en TIB45.

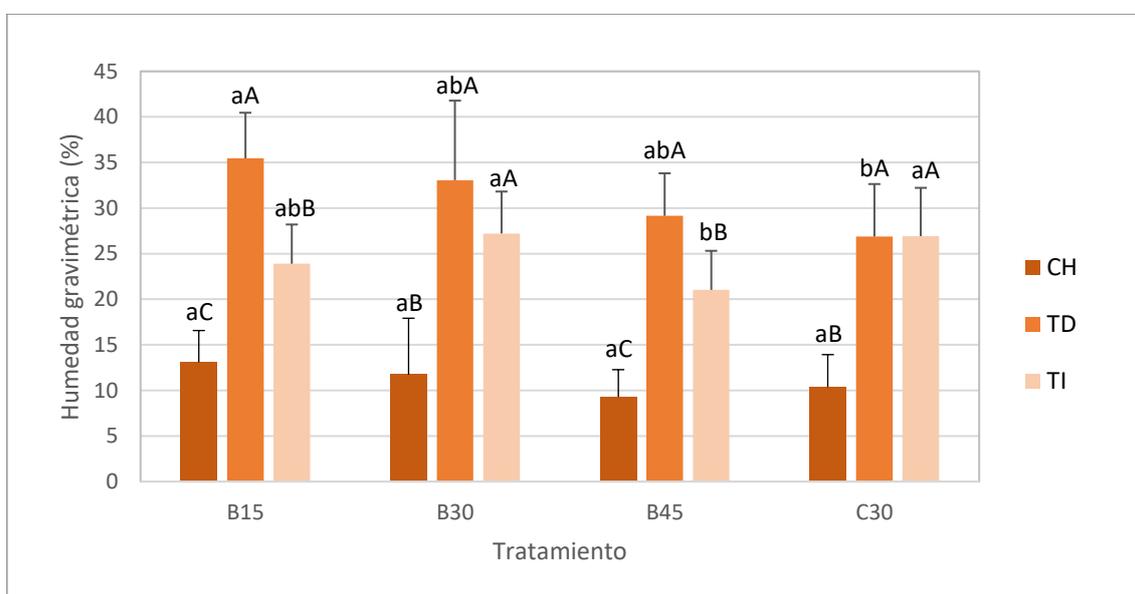


Figura 12. Humedad gravimétrica del suelo mineral en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ).

### 4.3. Carbono Orgánico del Suelo (COS) y Carbono Orgánico Soluble en Agua (WSOC)

Los bosques son un reservorio de carbono orgánico tanto en su horizonte orgánico como en el suelo mineral. El carbono orgánico del suelo suele encontrarse en equilibrio si no hay perturbaciones en el entorno (Schmidt et al., 2011). Este carbono proporciona una mayor capacidad de retención del agua puesto que mejora la estructura del suelo, y también conforma la fuente de energía para la edafofauna y la vegetación. Al mismo tiempo, un mayor contenido de carbono orgánico alude a una mayor fertilidad del suelo.

El contenido en carbono orgánico del suelo mineral fue similar en los bloques Tuéjar derecha y Tuéjar izquierda, siendo los valores medios obtenidos  $8,60 \pm 2,57$  % para Tuéjar derecha y  $8,82 \pm 2,29$  % para Tuéjar izquierda (Figura 13). En cambio, el valor medio obtenido en Chelva fue significativamente menor ( $4,29 \pm 2,07$  %).

Atendiendo a la Figura 13, en Chelva, el carbono orgánico del suelo fue superior en CHB15, siendo 2, 1,6 y 3 veces superior a CHB30, CHB45 y CHC30 respectivamente. En Tuéjar derecha los valores obtenidos para TDB15, TDB30 y TDB45 fueron similares y aproximadamente 1,5 veces superiores al valor obtenido en TDC30. En Tuéjar izquierda, el carbono orgánico del suelo fue significativamente mayor en TIB30 respecto del resto de tratamientos y el control. Por tanto, en Chelva y Tuéjar derecha, el contenido en carbono orgánico del suelo fue inferior en las parcelas control, sin embargo, en Tuéjar izquierda el valor del control fue similar al de TIB15 y TIB45.

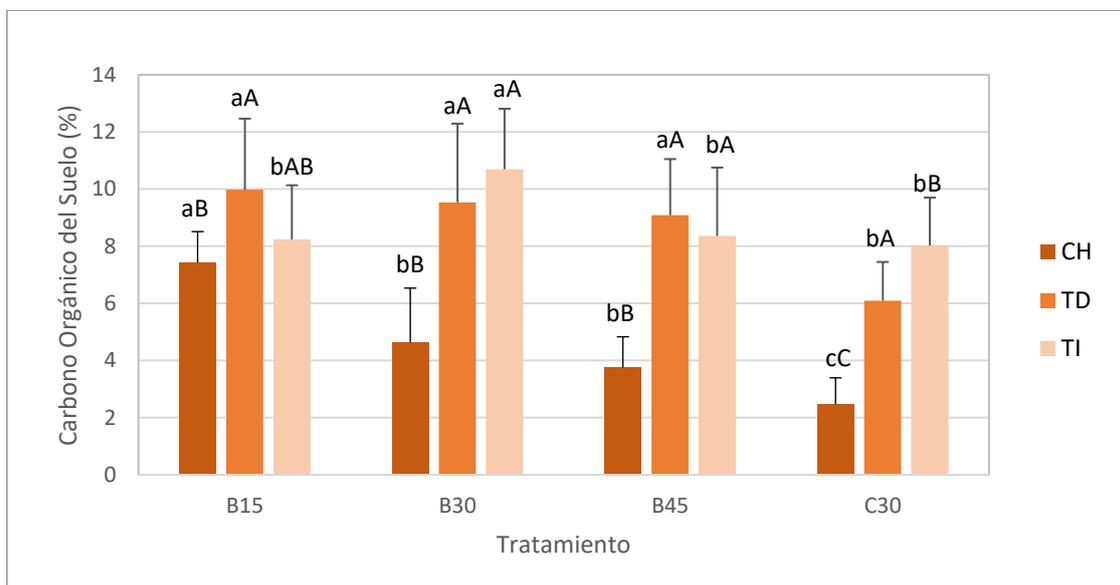


Figura 13. Carbono orgánico del suelo mineral en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ).

Según los resultados de varios estudios de similares objetivos desarrollados en suelos forestales mediterráneos, los contenidos más altos de COS se obtuvieron en los suelos con una mayor cobertura vegetal, lo cual se atribuye a la mayor aportación de restos vegetales y exudados de las raíces, los cuales al mineralizarse contribuyen a renovar las diferentes fracciones de carbono orgánico (Pascual et al., 2000). Esto podría

concordar con los datos obtenidos teniendo en cuenta la cobertura vegetal descrita en la Tabla 1. Zhang et al. (2018) indican que en general, la generación de claros disminuye significativamente la producción de hojarasca y la biomasa de raíces finas tras el tratamiento, debido a la eliminación de la biomasa fotosintética de las plantas. Sin embargo, al tratarse de una entresaca por bosque, cuya regeneración se ha producido principalmente en el estrato arbustivo, es posible que éste haya suplido el aporte de hojarasca.

De acuerdo con Xu et al. (2022), los tratamientos forestales en general tienen un efecto significativo en los depósitos de carbono orgánico en el suelo (COS) debido a los cambios que causan en el microclima del suelo, los aportes de materia orgánica y con ello al metabolismo microbiano; sin embargo, la heterogeneidad del estado de recuperación y de las condiciones microclimáticas generan incertidumbre sobre estos efectos. En este caso, el ligero aumento del COS en los tratamientos en comparación con el control, concuerdan en cierto modo con otros estudios como el de Chen et al. (2016), que encontraron que siete años después de un aclareo sin retención de los residuos el COS aumentó. Sin embargo, el estudio realizado por Lull et al. (2020) en un bosque mediterráneo mostró que, a pesar de que el contenido en carbono orgánico del suelo fue mayor en las parcelas tratadas mediante aclareo en comparación con las parcelas control en el primer año tras la realización del tratamiento, a largo plazo esta diferencia no se mantuvo.

Comparando los resultados obtenidos para B30 con los del estudio realizado en 2009 y 2010 por Lull et al. (2023) se observa un aumento significativo del COS en los tres bloques estudiados. Resaltar que existen pocos estudios sobre este tipo de tratamiento selvícola en tan largo plazo.

La fracción estable del carbono orgánico del suelo contribuye principalmente a la capacidad de retención de nutrientes (FAO, 2017), por lo que generalmente una mayor cantidad de carbono orgánico en el suelo implica una capacidad de intercambio catiónico mayor. Esto resulta clave para la conservación de la fertilidad del suelo y la sostenibilidad de su gestión. En este estudio la relación obtenida entre la CIC y el COS puede apreciarse en la Figura 14.

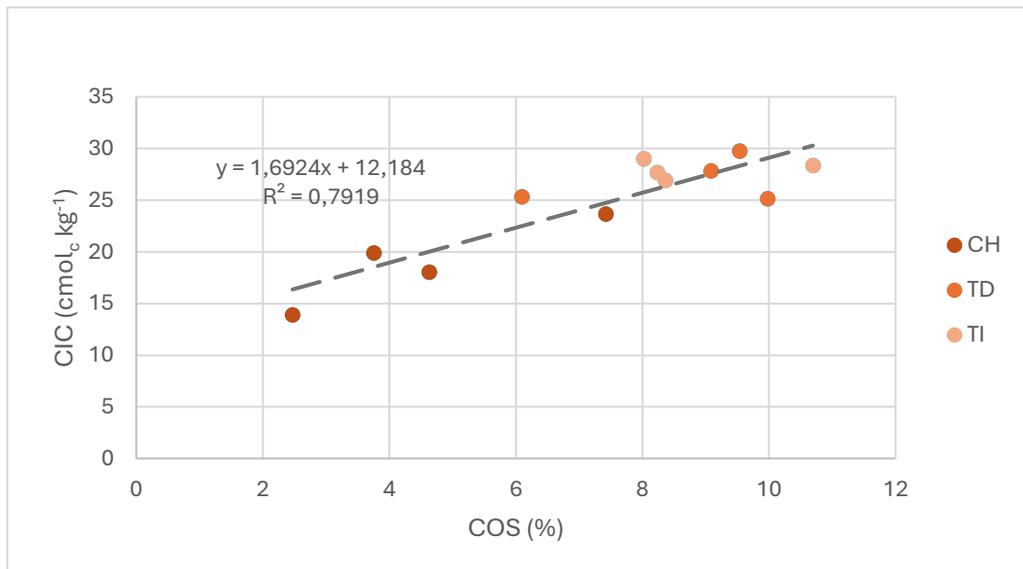


Figura 14. Relación entre la cantidad de Carbono Orgánico del Suelo y la Capacidad de Intercambio Catiónico del suelo mineral, a partir de los valores promedio de cada parcela estudiada.

Esta correlación se confirma mediante la matriz de correlación ordinal de Spearman (Tabla 4) donde la correlación entre el COS y la CIC resulta significativa ( $P \leq 0,001$ ).

Por otra parte, en lo que respecta al Carbono Orgánico Soluble en Agua (WSOC), se considera la forma más lábil, móvil y reactiva del carbono orgánico del suelo, y disponible para los microorganismos. El WSOC refleja la reserva de nutrientes a corto plazo y sirve como índice de movimiento físico o transformación química del COS.

No se encontraron diferencias significativas para el WSOC entre los bloques estudiados, siendo los valores medios obtenidos  $112,76 \pm 73,31$  mg C/kg de suelo seco en CH,  $128,77 \pm 124,79$  mg C/kg de suelo seco en Tuéjar derecha y  $109,04 \pm 90,04$  mg C/kg de suelo seco en TI. En cambio, dentro de cada bloque se obtuvieron diferencias entre los resultados para los diferentes tratamientos.

En la Figura 15, se aprecia que en el bloque de Chelva hay diferencias significativas entre tratamientos, principalmente el valor medio en CHB15 es significativamente superior al de CHC30, que es similar a CHB45, siendo ambos 4 veces inferiores al valor medio obtenido en CHB15. Al mismo tiempo, el valor medio de CHB15 es 1,5 veces superior al de CHB30. En lo que respecta a Tuéjar derecha, existen diferencias significativas entre todos los tratamientos, siendo TDB45 el tratamiento que obtuvo un valor medio más alto, seguido de TDB30, TDC30 y, por último, TDB15. Haciendo hincapié en la parcela control, el valor medio de TDC30 para el WSOC fue aproximadamente 2,4 veces inferior al de TDB45, y 1,4 veces superior al de TDB15. En cambio, en el bloque de Tuéjar izquierda no se encontraron diferencias significativas entre los valores medios de los tratamientos realizados, donde los valores medios se encuentran entre  $43,98 \pm 66,81$  (TIB45) y  $95,90 \pm 54,12$  mg C/kg de suelo seco. En este caso, el valor medio más alto corresponde a TIC30.

Considerando los resultados obtenidos en cada uno de los bloques, no es posible definir una tendencia clara que se pueda relacionar con el efecto de los tratamientos.

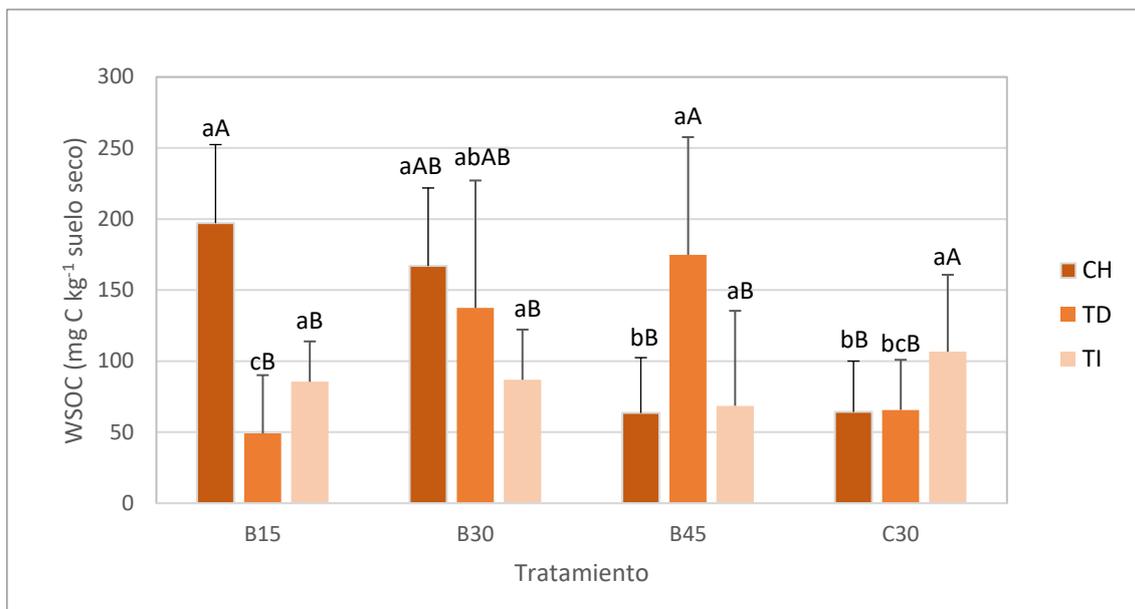


Figura 15. Carbono orgánico soluble en agua del suelo mineral en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ).

Considerando que el WSOC se deriva principalmente del mantillo parcialmente descompuesto (Ma et al., 2018), la variabilidad de los valores obtenidos puede deberse a las características de la cubierta vegetal que se haya desarrollado tras el tratamiento. Las diferencias observadas podrían estar relacionadas también con variaciones de la temperatura y humedad del suelo como consecuencia del tratamiento selvícola realizado (Lidón et al., 2008). El posible efecto de los distintos tratamientos podría enmascarse por la alta variabilidad espacial.

Se aprecia cierta correlación del WSOC con la respiración (Tabla 4), lo que concuerda con que el WSOC sea una de las fracciones del COS más fácilmente disponible para los microorganismos (Scaglia y Adani, 2009).

#### 4.4. La respiración del suelo

La medida de la actividad respiratoria o producción del  $\text{CO}_2$  del suelo, es comúnmente utilizada para el estudio de la actividad microbiana (Borie et al., 1999). Debe tenerse en cuenta que la respiración varía según la época del año ya que depende tanto del sustrato orgánico como de la humedad y la temperatura. Es por esto que todas las muestras se recogieron en la misma época, se incubaron a la misma temperatura y se ha realizado el análisis de la respiración influido por la humedad de campo y con valores similares de humedad del suelo (60 % de su capacidad de retención hídrica).

##### 4.4.1. Tasa de respiración del suelo con humedad de campo

La respiración medida fue similar entre los bloques Tuéjar derecha y Tuéjar izquierda, con unos valores medios de  $17,13 \pm 8,32$  y  $18,03 \pm 10,41$   $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$  de suelo  $\cdot \text{día}^{-1}$ , respectivamente. En el caso de CH, el valor medio obtenido fue significativamente menor, siendo  $10,97 \pm 9,14$   $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$  de suelo  $\cdot \text{día}^{-1}$ .

Analizando detalladamente por bloques, en Chelva y en Tuéjar izquierda, no hubo diferencias significativas en la respiración de las cuatro parcelas (Figura 16). Sin embargo, en Tuéjar derecha, fue significativamente mayor en TDB30, siendo similar la respiración para los otros dos tratamientos y el control. No se aprecia una tendencia clara en lo que respecta a la respiración de los microorganismos del suelo. Sin embargo, en el meta-análisis llevado a cabo por Zhang et al. (2018) se indica que la tala provocó una reducción significativa de la producción de hojarasca, al tiempo que aumentó significativamente la temperatura del suelo y su respiración. Según Cheng et al., (2015), en particular, el efecto del tratamiento sobre la respiración del suelo fue significativo en claros ligeros (intensidad del clareo <33%) a moderados (33-67% de la intensidad del clareo). En la fase inicial de recuperación ( $\leq 2$  años tras el clareo), este efecto también fue significativo.

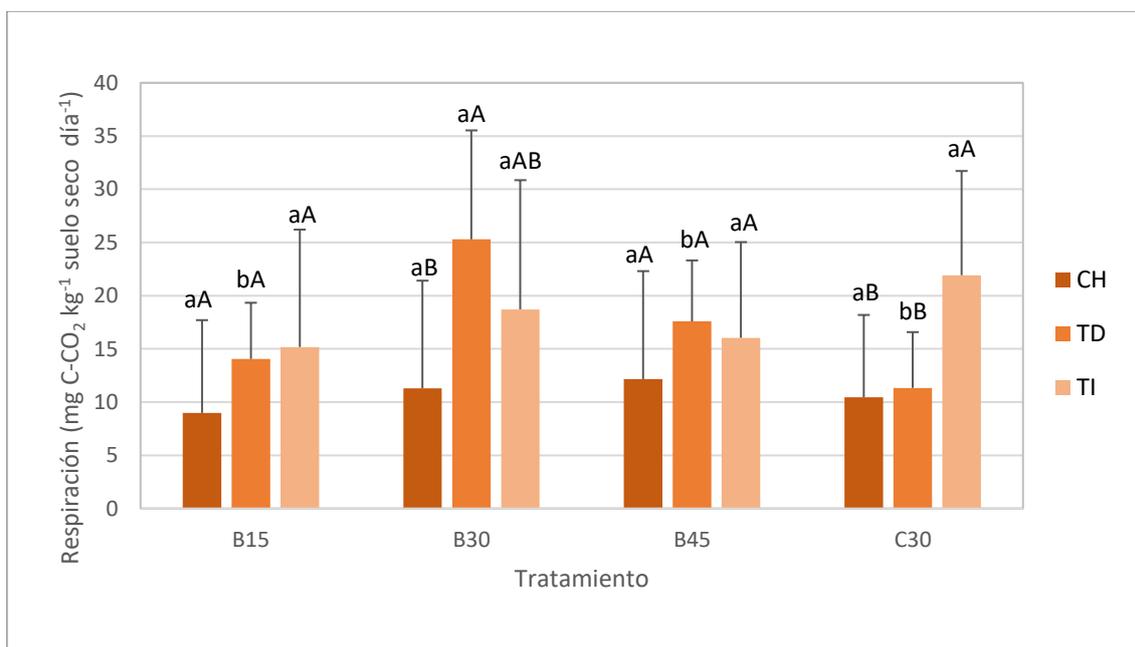


Figura 16. Respiración del suelo mineral en condiciones de campo en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ).

Realmente no existe un consenso sobre la influencia en la comunidad microbiana del suelo debida a aclareos u otros tratamientos forestales, ya que se han mostrado tanto efectos negativos como positivos y neutros (Wu et al., 2019). La actividad microbiana se ve afectada por diversos factores, entre ellos uno muy importante es la humedad del suelo, ya que hay muchos estudios sobre el efecto del contenido de agua del suelo en los microorganismos (Xue et al., 2017). De acuerdo con Wu et al. (2019), el agua del suelo mantiene las actividades microbianas e influye indirectamente en la disponibilidad de sustrato y oxígeno para los microorganismos, por tanto, es necesario tener en cuenta este efecto de la humedad del suelo sobre la estructura microbiana y su actividad.

En este caso, en general se aprecia una mayor respiración en aquellas parcelas que presentan un mayor porcentaje de humedad (Figura 17).

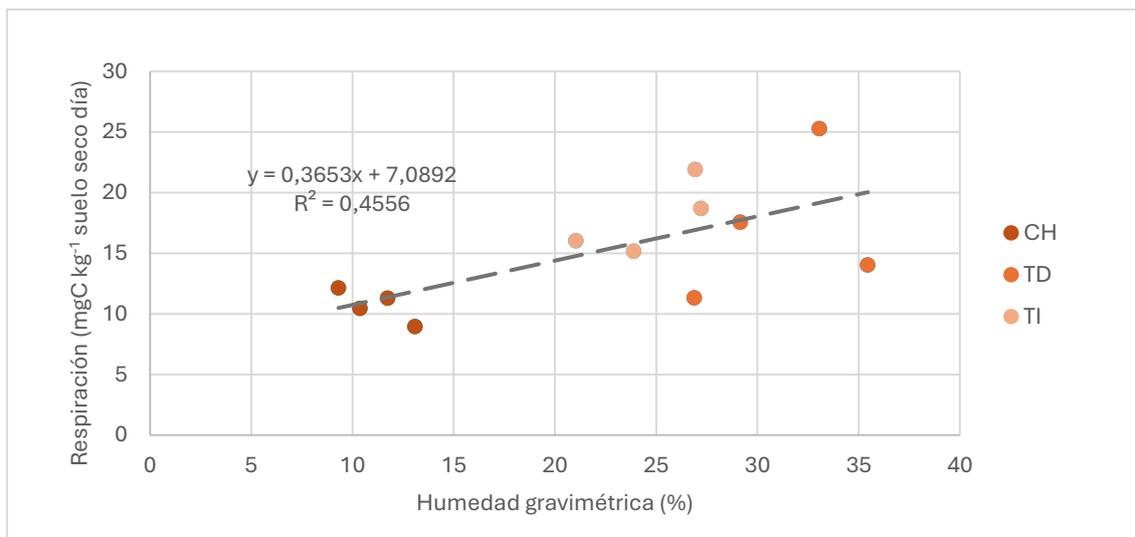


Figura 17. Regresión lineal entre la humedad y la respiración del suelo en condiciones de campo.

Esto concuerda en cierto modo con el análisis de la correlación a través de la Matriz de Correlación Ordinal de Sperman que se muestra más adelante (Tabla 4), donde se muestra una correlación positiva significativa ( $P \leq 0,001$ ) de 0,557 entre el porcentaje de humedad del suelo y la tasa de respiración en condiciones de campo.

#### 4.4.2. Tasa de respiración del suelo humedecido al 60% de su capacidad de retención hídrica

Con el fin de estudiar el efecto de los tratamientos sobre la respiración del suelo en condiciones similares de humedad, las muestras se humedecieron al 60% de su capacidad de retención hídrica.

Se obtuvieron mayores tasas de respiración en Tuéjar izquierda, siendo su valor medio  $28,82 \pm 11,21$  mg C-CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> de suelo · día<sup>-1</sup>. Las tasas de respiración en este caso para Chelva y Tuéjar derecha fueron similares,  $16,21 \pm 7,62$  y  $17,09 \pm 8,13$  mg C-CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> de suelo · día<sup>-1</sup> respectivamente.

Analizando la tasa de respiración por tratamientos para cada bloque (Figura 18), en Chelva, la respiración del suelo fue mayor en CHB30, seguido de CHB45 y CHB15. Siendo CHC30 el que cuenta con una menor tasa de respiración, aproximadamente 1,7 veces inferior al valor medio de CHB30. Por otra parte, de igual forma que en CH, para Tuéjar derecha el valor medio de la respiración en TDB30 fue significativamente superior al resto de tratamientos, seguido de TDB45, TDB15 y por último TDC30. En este caso, TDB30 cuenta con una tasa media de respiración 2 veces mayor que la de TDC30.

Tanto en Chelva como en Tuéjar derecha la respiración fue ligeramente inferior en las parcelas control, sin embargo esto no se observó en Tuéjar izquierda, donde tampoco se aprecian diferencias significativas entre tratamientos respecto de la respiración. De Tuéjar izquierda puede comentarse que aunque con muy poca diferencia entre sí, el valor medio de la respiración más alto corresponde a TIB45, seguido de TIC30, TIB30 y TIB15.

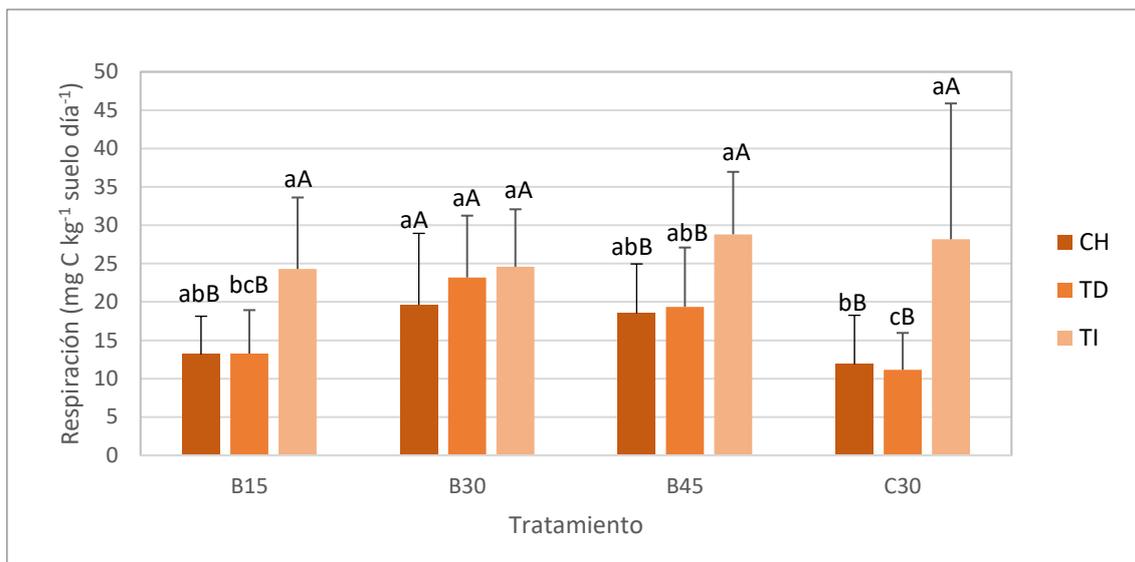


Figura 18. Respiración del suelo mineral en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ( $P \leq 0,05$ ).

Se aprecia que bajo las mismas condiciones de humedad las tasas de respiración son mayores en la zona de Tuéjar izquierda, donde no se han apreciado diferencias significativas entre tratamientos. En cambio, en Chelva y Tuéjar derecha se obtienen tasas de respiración mayores en los tratamientos en comparación con el control, siendo B30 el que ha mostrado tasas de respiración superiores, seguido de B45 y B15. Esto es indicativo de una mayor actividad microbiana en dichos tratamientos respecto del control bajo unas condiciones de humedad similares.

Las tasas de respiración en condiciones de campo y con el suelo humedecido al 60 % de la capacidad de retención hídrica no son comparables debido a que por una parte las condiciones de base (humedad) no son las mismas y, por otra parte, se han medido con periodos de tiempo diferentes. Aun así, se aprecia una ligera tendencia a una mayor respiración en el Bosquete 30 en comparación con el resto de tratamientos.

#### 4.5. Correlación entre las variables estudiadas

Las correlaciones que existen entre las diferentes variables analizadas se han obtenido mediante una matriz de correlación de Spearman (Tabla 4). Resaltar que los datos proceden de un único muestreo. Teniendo en cuenta la estacionalidad de algunas variables como el COS y el WSOC, sería interesante añadir datos de muestreos llevados a cabo en otras estaciones. Se observa en la Tabla 4 que la respiración en condiciones de campo correlaciona positivamente con la humedad del suelo, el COS y en menor medida con el WSOC. La humedad correlaciona positivamente tanto con la arcilla, el COS y la CIC.

Tabla 4. Matriz de correlación de Spearman de las variables analizadas en este estudio.

	Hum	COS	WSOC	Resp cc	Resp	CIC
COS	0,729***					
WSOC	ns	0,278**				
Resp cc	0,557***	0,545***	0,300***			
Resp	ns	0,430***	0,227**	0,573***		
CIC	0,682***	0,672***	0,205*	0,456***	0,385***	
Arcilla	0,667***	0,546***	ns	0,168*	ns	0,442***

n=151-156 para todas las variables excepto para la CIC y la arcilla (n=12), cuyo valor se ha generalizado para todas las muestras pertenecientes a una misma parcela a partir de la caracterización general del suelo. Significancia de las correlaciones: ns: no significativa, \*  $P \leq 0.05$ , \*\*  $P \leq 0.01$ , \*\*\*  $P \leq 0.001$ .

<sup>a</sup> Hum: humedad gravimétrica; COS: carbono orgánico del suelo; WSOC: carbono orgánico soluble en agua; Resp cc: respiración del suelo en condiciones de campo; Resp: respiración del suelo humedecido al 60% de su capacidad de retención hídrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

## 5. CONCLUSIONES

Para llevar a cabo una gestión forestal sostenible, es necesario que las prácticas a implantar se realicen tomando en consideración criterios de conservación del conjunto de los componentes ambientales, en especial el suelo, dada su trascendencia en la capacidad productiva del ecosistema forestal y su labor en el secuestro del carbono. Con este trabajo se ha podido ampliar el conocimiento en este sentido, puesto que los trabajos sobre tratamientos selvícolas distintos del aclareo, y su efecto sobre el suelo en la región mediterránea son muy escasos, pero muy importantes para cuantificar de una manera adecuada sus impactos y con ello poder valorar de una manera objetiva el rol de la gestión en el ciclo de carbono.

Se ha encontrado una mejora del suelo relacionada con el aumento del contenido en carbono orgánico del suelo en aquellas parcelas en las que se llevó a cabo la entresaca por bosquetes, comparado con las no intervenidas. Así, tanto en Tuéjar derecha como en Chelva, el COS fue mayor en el bosquete 15, sin embargo, en Tuéjar izquierda fue mayor en el bosquete 30. A su vez, se ha podido confirmar la importancia de la materia orgánica para la fertilidad del suelo, por su alta correlación con la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), con la humedad del suelo, y con las dos respiraciones heterótrofas estudiadas. De esta manera, se constata que el tratamiento fomenta una mejora clara en lo que se refiere a la fertilidad del suelo, ya que la mejora en COS se traduce en un aumento de la CIC.

En lo que respecta al carbono orgánico soluble en agua, éste fue superior en el bosquete 15 en Chelva, sin embargo, en Tuéjar derecha fue en el bosquete 45, y en Tuéjar izquierda se obtuvieron valores semejantes en las cuatro parcelas, no observándose por tanto un efecto claro de los tratamientos.

La respiración con la humedad de campo fue mayor en el bosque 30 en el bloque de Tuéjar derecha, pero en los otros dos bloques fue semejante en las cuatro parcelas. En cambio, tanto en Tuéjar derecha como en Chelva, la respiración al 60 % de su capacidad de retención hídrica fue mayor en los tratamientos que en el control, obteniéndose para ambos bloques una mayor tasa de respiración en el bosque 30. En Tuéjar izquierda no hubo diferencias entre tratamientos.

Cabe mencionar que, a la hora de evaluar el efecto de los tratamientos selvícolas sobre las propiedades del suelo, hay que considerar que determinadas propiedades dependen de otros factores como el clima y la textura, como es el caso del carbono orgánico del suelo, que resultó considerablemente menor en Chelva debido a un menor porcentaje de arcilla en el suelo.

Aunque sí se han encontrado diferencias significativas entre tratamientos y respecto al control para algunas variables, no se han podido establecer tendencias generales. La variabilidad de los datos obtenidos posiblemente se deba a cuestiones como las diferentes condiciones microclimáticas del suelo (temperatura y humedad) y a las características del mantillo en cada punto, por lo que sería conveniente completar el presente estudio con el análisis de estas variables para poder profundizar y explicar con mayor claridad su influencia en los efectos sobre el suelo, derivados de la realización de intervenciones forestales.

Destacar las altas correlaciones obtenidas entre las distintas variables estudiadas. La respiración en condiciones de campo, presenta una correlación positiva con la respiración al 60% de su capacidad de retención hídrica y con la humedad, tal y como era esperable. Tanto la CIC como el porcentaje de arcilla, presentaron una correlación positiva con la humedad.

En base a los resultados obtenidos se deduce que los tratamientos realizados hace 25 años no han influido negativamente en las propiedades del suelo, y en el caso del COS, han propiciado una mejoría. Por tanto, se puede concluir que la entresaca por bosquetes es una buena opción a la hora de gestionar las masas forestales de manera sostenible desde el punto de vista de la conservación del suelo. Se sugiere seguir investigando para poder obtener una mayor comprensión del efecto de los tratamientos selvícolas sobre las propiedades del suelo.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

---

- Abellanas, B. (2009). La selvicultura: herramienta básica de gestión de los montes. *Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente*, ISSN 1577-9491, N°. 87, 2009, pp25-34.
- Aguilera, S.M. (2000). Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo. Boletín N° 14. Valdivia, Chile. p. 77–85.
- Andersson, F.O., Feger, K.H., Hüttl, R.F., Kräuchi, N., Mattsson, L., Sallnäs, O., Sjöberg, K. (2000). Forest ecosystem research - priorities for Europe. *Forest Ecology & Management* 132(1): 111-119.
- Arrigo, N. M., Jiménez, M. de la P., Effron, D., Defrieri, R. (2002). “Carbono de respiración de un suelo forestal y su relación con la calidad de la hojarasca” en *Agricultura Técnica*, 62(2). <https://doi.org/10.4067/s0365-28072002000200015>
- Baena, C. W., Andrés-Abellán, M., Lucas-Borja, M. E., Martínez-García, E., García-Morote, F. A., Rubio, E., López-Serrano, F. R. (2013). Thinning and recovery effects on soil properties in two sites of a Mediterranean forest, in Cuenca Mountain (South-eastern of Spain). *Forest ecology and management*, 308, 223-230.
- Bagnato, S., Marziliano, P. A., Muscolo, A., Sidari, M., Mallamaci, C., Marra, F. (2021). Effects of gap size and cardinal directions on natural regeneration, growth dynamics of trees outside the gaps and soil properties in european beech forests of southern italy. *Forests*, 12(11). <https://doi.org/10.3390/f12111563>
- Bastida, F., Moreno, J., Hernández, T., García, C. (2006). Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. *Soil biology and soil biochemistry*, 38, 2503-2507.
- Borie, G., Aguilera, S.M., Peirano, P. (1999). Actividad biológica en suelos. *Frontera Agrícola*. 5, 29-32.
- Chen, X., Chen, H.Y., Chen, X., Wang, J., Chen, B., Wang, D., Guan, Q. (2016). Soil labile organic carbon and carbon-cycle enzyme activities under different thinning intensities in Chinese fir plantations. *Appl. Soil Ecol.* 107, 162–169. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.05.016>
- Cheng, X., Kang, F., Han, H., Liu, H., Zhang, Y. (2015). Effect of thinning on partitioned soil respiration in a young *Pinus tabulaeformis* plantation during growing season. *Agricultural and Forest Meteorology*, 214, 473-482.
- Coates, K. D. (2002). Tree recruitment in gaps of various size, clearcuts and undisturbed mixed forest of interior British Columbia, Canada. *Forest ecology and management*, 155 (1-3), 387-398.
- Curras, R. (1995). Historia de las repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana. *Plan de reforestación de la Comunidad Valenciana 1994-1999*. Conselleria de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana (ed.). pp.25-36.
- Dixon, R. K., Solomon, A. M., Brown, S., Houghton, R. A., Trexler, M. C., Wisniewski, J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263(5144), 185-190.

FAO. (2002). Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informes sobre recursos mundiales de suelos 96. Roma, 83p.

FAO. (2017). Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Roma, Italia.

FAO. (2024). *Portal de Suelos de la FAO. Propiedades Químicas*. Recuperado el 20 de mayo de 2024, de <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/clasificacion-de-suelos/sistemas-numericos/propiedades-quimicas/es/#:~:text=La%20Capacidad%20de%20Intercambio%20Cati%C3%B3nico,K%20NH4%20etc>

Galiana, F., Pérez R., Reyna, S., Sancho, J., Prats, G., González, E. (2001). Efectos sobre la diversidad y estructura de la Vegetación de tratamientos selvícolas por cortas finales en pinares de *Pinus halepensis*. En: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente Ed. Actas del III Congreso Nacional Forestal. Granada.

Galiana Galán, F., Palacio Santa Rosalía, A., Lidón Cerezuela, A., Martínez Campos, F., Tortajada Chacón, L., Bautista Carrascosa, I., Lull Noguera, C. (2017). "Evolución de la estructura de la vegetación y la regeneración del pinar en un tratamiento selvícola experimental en Tuejar (Valencia)". En 7º CONGRESO FORESTAL ESTAÑOL. *Gestión de monte: servicios ambientales y bioeconomía*. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Plasencia: Sociedad Española de Ciencias Forestales. Disponible en [https://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos\\_forestales/article/view/19338](https://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/19338)

Gayoso, J. Muñoz, R. (1997). "Claves para estimar el nivel de fragilidad de los suelos a la degradación". En: Gayoso y Acuña, Manual de curso sobre evaluación de impacto ambiental en operaciones forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia 18-20 diciembre 1997, 88-104pp.

González Bernáldez, F. (1990). Consideraciones ecológico-políticas acerca de la conservación y regeneración de la cubierta vegetal en España. *Ecología*, Fuera de Serie 1: 439-445.

GVA. (s.f.). *EL TERRITORIO FORESTAL DE LA COMUNITAT VALENCIANA*. Recuperado el 4 de abril de 2024, de Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Infraestructures i Territori: <https://mediambient.gva.es/es/web/medio-natural/el-territorio-forestal-de-la-comunitat-valenciana>

GVA. (1995). Mapa de Suelos de la Comunidad Valenciana. Chelva (666). Proyecto LUCDEME (Icona), Centro de Investigaciones sobre Desertificación y Conselleria d'Agricultura i Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia

Hammond, M. E., Pokorný, R. (2020). Effects of gap size on natural regeneration and micro-environmental soil conditions in European beech (*Fagus sylvatica* L.) and norway spruce (*Picea abies* (L.) karst) dominated mixed forest. *Plant, Soil and Environment*, 66(12). <https://doi.org/10.17221/397/2020-PSE>

Hermoso, J. (2017). *Calidad de planta de Pinus halepensis Mill. En repoblaciones forestales en la provincia de Valencia. Definición y contraste de los estándares de calidad de planta*. Tesis. UCOPress. Córdoba.

Jackson, M.L. (1964). Análisis químico de suelos (Traducido por J. Bertrán). Ediciones Omega, S. A. Barcelona, España. 662p.

Kovács, B., Tinya, F., Németh, C., Ódor, P. (2020). Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-yr experiment. *Ecological Applications*, 30(2). <https://doi.org/10.1002/eap.2043>

Lado, L. (2010). *Efecto de tratamientos selvícolas sobre la temperatura y la humedad del suelo en parcelas de pino carrasco*. Trabajo Final de Máster. Valencia: Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia.

Lado, L. (2015). Efecto de tratamientos selvícolas de diferente intensidad sobre el microclima del suelo y los ciclos de nutrientes de un bosque de pino carrasco [Tesis doctoral no publicada]. Universitat Politècnica de València. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/59417>

Lado-Monserrat, L., Lidón, A., Bautista, I. (2015). Erratum to: Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*. 135:203-214. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0893-z>

Lal, R. (2015). Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(3). <https://doi.org/10.2489/jswc.70.3.55A>

Lee, S. H., Kim, S., Kim, H. J. (2018). Effects of thinning intensity on understory vegetation in *Chamaecyparis obtusa* stands in South Korea. *Forest Science and Technology*, 14(1). <https://doi.org/10.1080/21580103.2017.1409661>

Lidón, A.L., Lado, L., Llinares, J.V., Bautista, I., Galiana, F. (2008). Efectos de diferentes tratamientos selvícolas sobre la temperatura del suelo en un pinar de carrasco. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 25: 261-266.

Llorca, R. (1991). Prácticas de Edafología. Departamento de Química ETSIAM, UPV 93.672, Valencia.

López, M.C. (2009). *Gestión sostenible de los ecosistemas forestales en el marco de actuación de mejora de la biodiversidad*. Actas de la III Reunión sobre Historia Forestal, Sociedad Española de Ciencias Forestales. ISSN: 1575-2410.

Lull, C., Bautista, I., Lado, L., Lasala, I., Lidón, A. L., Llinares, J. V. (2010). Efecto de tratamientos selvícolas de aclareo sobre las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo en un bosque de pinar en Chelva (Valencia). En *IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo: Suelos: funciones y manejo: libro de actas*, 1172-1184pp.

Lull, C., Bautista, I., Lidón, A., del Campo, A. D., González-Sanchis, M., García-Prats, A. (2020). Temporal effects of thinning on soil organic carbon pools, basal respiration and enzyme activities in a Mediterranean Holm oak forest. *Forest Ecology and Management*, 464. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118088>

Lull, C., Gil-Ortiz, R., Bautista, I., Lidón, A. (2023). Seasonal Variation and Soil Texture-Related Thinning Effects on Soil Microbial and Enzymatic Properties in a Semi-Arid Pine Forest. *Forests*, 14(8). <https://doi.org/10.3390/f14081674>

Ma, J., Kang, F., Cheng, X., Han, H. (2018). Moderate thinning increases soil organic carbon in *Larix principis-rupprechtii* (Pinaceae) plantations. *Geoderma*, 329, 118–128.

MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (MAPAMA) (2018). Iniciativa 4 por mil: el carbono orgánico del suelo como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático en España. [https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/cambio-climatico/temas/mitigacion-politicas-y-medidas/4por1000\\_tcm30-438109.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/cambio-climatico/temas/mitigacion-politicas-y-medidas/4por1000_tcm30-438109.pdf)

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (MITECO) (2022). *Perfil Ambiental de España 2021. Informe basado en indicadores*. NIPO: 665-20-039-5. Madrid: Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado. 50-51.

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (MITECO) (2023). Perfil ambiental de España 2022. Recuperado el 4 de junio de 2024 de <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/indicadores-ambientales/perfil-ambiental-2022.html>

Molina, A. J., González-Sanchis, M., Biel, C., del Campo, A. D. (2021). Ecohydrological turnover in overstocked Aleppo pine plantations: Does the effect of thinning, in relation to water, persist at the mid-term? *Forest Ecology and Management*, 483. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118781>

Molina, A. J., Bautista, I., Lull, C., del Campo, A., González-Sanchis, M., Lidón, A. (2022). Effects of Thinning Intensity on Forest Floor and Soil Biochemical Properties in an Aleppo Pine Plantation after 13 Years: Quantity but Also Quality Matters. *Forests*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/f13020255>

Navarro, F.B., Romero-Freire, A., Del Castillo, T., Foronda, A., Jiménez, M.N., Ripoll, M.A., Sánchez-Miranda, A., Huntsinger, L., Fernández-Ondoño, E. (2013). Effects of thinning on litterfall were found after years in a *Pinus halepensis* afforestation area at tree and stand levels. En *Ecol. Manag.*, 289, pp354–362.

Nave, L. E., Vance, E. D., Swanston, C. W., Curtis, P. S. (2010). Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 259, Issue 5). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009>

Noormets, A., Epron, D., Domec, J.C., McNulty, S.G., Fox, T., Sun, G., King, J.S. (2015). Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. En *Ecol. Manag.* 355, pp 124–140.

ONU, Organización de las Naciones Unidas (s.f.). La Agenda para el Desarrollo Sostenible. OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLE. Consultado el 1 de julio de 2024. Recuperado de: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/development-agenda/>

- Orman, O., Wrzesiński, P., Dobrowolska, D., Szewczyk, J. (2021). Regeneration growth and crown architecture of European beech and silver fir depend on gap characteristics and light gradient in the mixed montane old-growth stands. *Forest Ecology and Management*, 482, 118866.
- Pascual, J. A., Garcia, C., Hernandez, T., Moreno, J. L., Ros, M. (2000). Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(13), 1877–1883. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00161-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00161-9)
- PATFOR, (2013). *Memoria del Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Paul, E. A. (2006). Soil microbiology, ecology and biochemistry: Third edition. En *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry: Third Edition*. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02816-5>
- Prescott, CE. (1997). Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. En *Ecol. Manage.* 95, pp253-260.
- Rahman, S., Ali, A., Raihan, A. (2022). Soil Carbon Sequestration in Agroforestry Systems as a Mitigation Strategy of Climate Change: A Case Study from Dinajpur, Bangladesh. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 03(04). <https://doi.org/10.21926/aeer.2204056>
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del mapa de series de vegetación de España. 1:400000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.
- Sáenz, C. (1984). ¿Por qué arden nuestros bosques?. *Quercus* 15:48.
- Santana, V. M., Alloza, J. A., Baeza, M. J., Moghli, A., Morcillo, L., Rodríguez, E., Vallejo, V. R. (2022). Elección de especies y tratamientos de gestión para aumentar la resiliencia en pinares de pino carrasco. Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Valencia.
- Scaglia, B., Adani, F. (2009). Biodegradability of soil water soluble organic carbon extracted from seven different soils. *J. Environ. Sci.* 21 (5), 641–646. <https://doi.org/>
- Scarascia-Mugnozza G., Oswald H., Piussi P., Radoglou K. (2000). Forests of the Mediterranean Region: Gaps in Knowledge and Research Needs. *Forest Ecology & Management* 132: 97-109.
- Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D. A. C., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Weiner, S., Trumbore, S. E. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* (Vol. 478, Issue 7367). <https://doi.org/10.1038/nature10386>
- Serrada, R. (2011). *Apuntes de Silvicultura*. Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Madrid: Fundación Conde del Valle de Salazar.

- Sparks, D. L. (2003). Environmental Soil Chemistry: An Overview. *Environmental Soil Chemistry*, 1–42. <https://doi.org/10.1016/B978-012656446-4/50001-3>
- Tao, S., Lin, B. (2000). Water soluble organic carbon and its measurement in soil and sediment. *Water Research*, 34(5), 1751-1755.
- Telo da Gama, J. (2023). The Role of Soils in Sustainability, Climate Change, and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. In *Ecologies* (Vol. 4, Issue 3). <https://doi.org/10.3390/ecologies4030036>
- Thiers, O., Reyes, J., Gerding, V., Schlatter, J.E. (2014). Suelos en ecosistemas forestales. En Donoso C, ME González, A Lara eds. *Ecología forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*. Valdivia, Chile. Ediciones UACH. 133-178p.
- Valladares, F. (2004). *Ecología del bosque Mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- Walkley, A., Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.
- Wicklein, H.F., Christopher, D., Carter, M.E., Smith, B.H. (2012). Edge effects on sapling characteristics and microclimate in a small temperate Deciduous Forest Fragment. *Nat. Area J.* 32, 110–116. <https://doi.org/10.3375/043.032.0113>
- Wu, R., Cheng, X., Han, H. (2019). The effect of forest thinning on soil microbial community structure and function. *Forests*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/f10040352>
- Xia, X. U., Xiaoli, C., Yan, Z., Yiqi, L. U. O., Honghua, R., Jiashe, W. (2010). Variation of soil labile organic carbon pools along an elevational gradient in the Wuyi Mountains, China. *Journal of resources and ecology*, 1(4), 368-374.
- Xu, M., Liu, H., Zhang, Q., Zhang, Z., Ren, C., Feng, Y., Yang, G., Han, X., Zhang, W. (2022). Effect of forest thinning on soil organic carbon stocks from the perspective of carbon-degrading enzymes. *Catena*, 218, 106560.
- Xue, R., Shen, Y., Marschner, P., (2017). Soil water content during and after plant growth influence nutrient availability and microbial biomass. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 17, 702–715.
- Yakovchenko, V. P., Sikora, L. J. (1998). Modified dichromate method for determining low concentrations of extractable organic carbon in soil. *Communications in soil science and plant analysis*, 29(3-4), 421-433.
- Zavala, M. A., Zamora Rodríguez, R., Pulido Díaz, F. J., Blanco Vaca, J. A., Imbert Rodríguez, J. B., Marañón, T., Valladares Ros, F. (2008). “Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo” en *Gestión forestal en un mundo cambiante: reflexiones*. Capítulo 18. Serie técnica. Pp 511-538. <http://hdl.handle.net/10261/47943>
- Zamora, R. (2002). La restauración ecológica, una asignatura pendiente. *Ecosistemas* 11:(Enero-Abril).

Zhang, X., Guan, D., Li, W., Sun, D., Jin, C., Yuan, F., Wang, A., Wu, J. (2018). The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 429. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.027>

Zsolnay, Á. (2003). Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. *Geoderma*, 113(3-4), 187-209.

## 7. ANEJOS

### ANEJO 1. Localización de las parcelas.

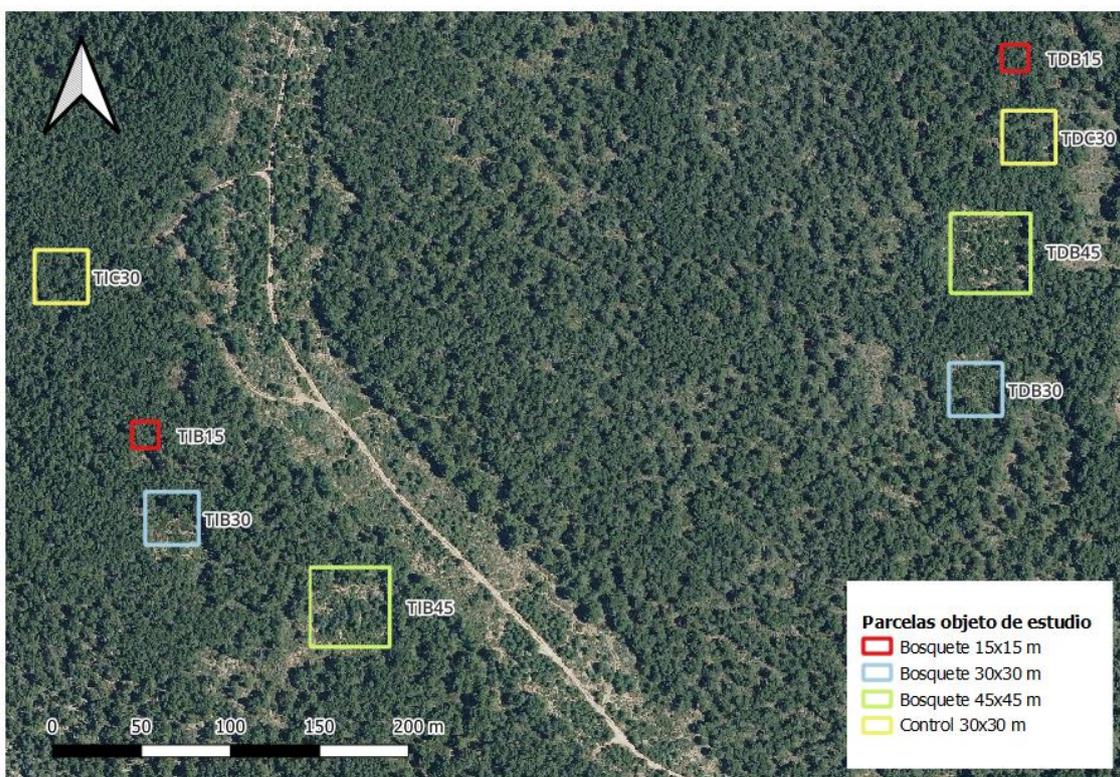


Figura 19. Parcelas objeto de estudio en Tuéjar izquierda y Tuéjar derecha.

Tabla 5. Coordenadas UTM de las parcelas objeto de estudio de Tuéjar izquierda y derecha.

Parcela	X	Y	Parcela	X	Y
TDB15	662498	4410834	TIB15	662009	4410620
	662498	4410819		662009	4410605
	662483	4410819		661994	4410605
	662483	4410834		661994	4410620
TDB30	662483	4410624	TIB30	662032	4410551
	662453	4410624		662002	4410551
	662453	4410654		662002	4410581
TDB45	662483	4410654	TIB45	662032	4410581
	662499	4410694		662139	4410493
	662454	4410694		662094	4410493
	662454	4410739		662094	4410538
TDC30	662499	4410739	TIC30	662139	4410538
	662513	4410767		661969	4410688
	662483	4410767		661939	4410688
	662483	4410797		661939	4410718
	662513	4410797		661969	4410718

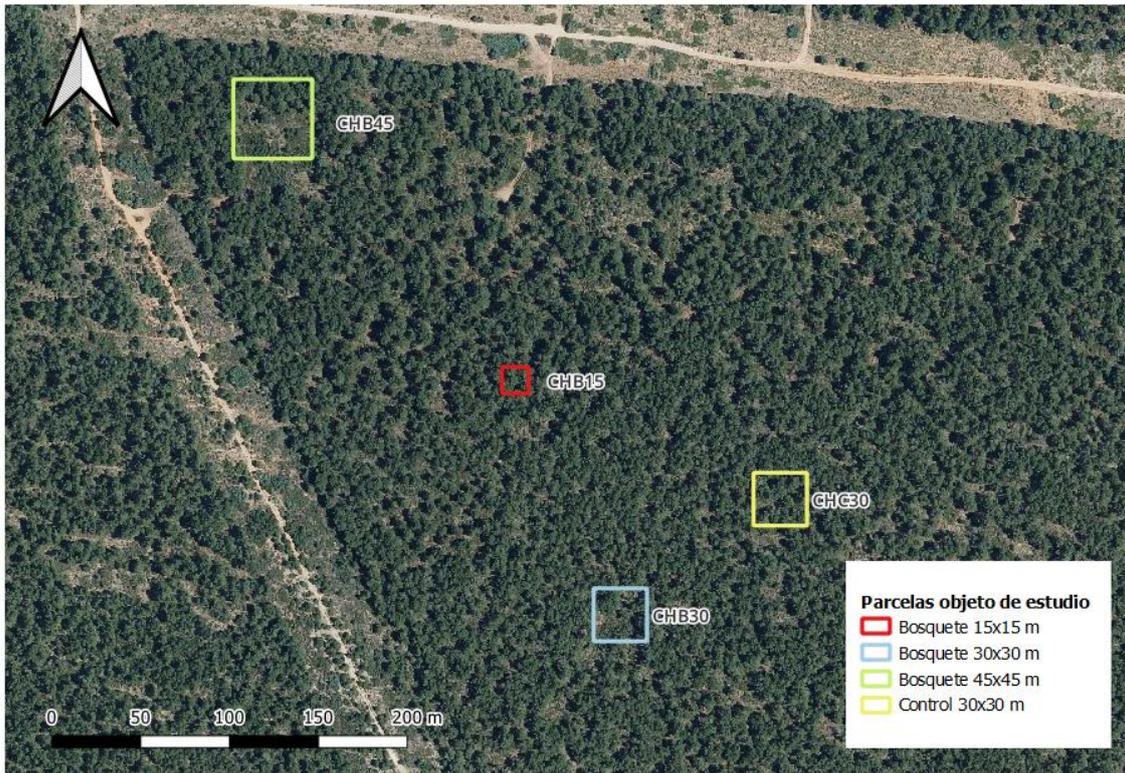


Figura 20. Parcelas objeto de estudio en Chelva.

Tabla 6. Coordenadas UTM de las parcelas objeto de estudio de Chelva.

Parcela	X	Y
CHB15	665303	4410409
	665288	4410409
	665288	4410424
	665303	4410424
CHB30	665369	4410269
	665339	4410269
	665339	4410299
	665369	4410299
CHB45	665181	4410543
	665136	4410543
	665136	4410588
	665181	4410588
CHC30	665459	4410334
	665429	4410334
	665429	4410364
	665459	4410364

## ANEJO 2. Datos climáticos de la zona de estudio.

Tabla 7. Datos climatológicos de la zona obtenidos de la estación de Chelva. Fuente: AEMET ( $T_m$ , temperatura media,  $T$  la media de las temperaturas máximas,  $t$  la media de las temperaturas,  $T'$  la media de las temperaturas máximas absolutas,  $t'$  la media de las temperaturas mínimas absolutas y  $PP$  media de las precipitaciones mensuales), para el periodo 2008-2023.

Mes	$T_m$ (°C)	$T$ (°C)	$t$ (°C)	$T'$ (°C)	$t'$ (°C)	$PP$ (mm)
<b>Enero</b>	9,1	14,6	3,4	21,9	-2,4	29,7
<b>Febrero</b>	9,7	15,4	4,0	22,7	-1,3	17,2
<b>Marzo</b>	11,7	17,7	5,8	25,8	0,5	60,5
<b>Abril</b>	14,1	20,2	7,9	28,2	2,8	55,0
<b>Mayo</b>	17,8	24,7	10,8	31,9	6,4	37,8
<b>Junio</b>	22,0	29,2	15,4	35,3	10,2	29,0
<b>Julio</b>	25,2	32,6	17,8	38,3	14,4	15,1
<b>Agosto</b>	25,2	32,3	18,1	39,0	13,7	26,1
<b>Septiembre</b>	21,6	28,2	15,0	34,5	9,9	39,1
<b>Octubre</b>	18,1	24,5	11,7	31,2	5,7	27,3
<b>Noviembre</b>	12,9	18,2	7,5	25,4	1,4	58,6
<b>Diciembre</b>	10,5	16,0	4,9	22,7	-0,7	20,1
<b>MEDIA</b>	16,5	22,8	10,2	29,7	5,1	34,6

### ANEJO 3. Elaboración de reactivos para la experimentación.

Tabla 8. Elaboración de los reactivos utilizados para cada procedimiento experimental.

<p><b>Carbonatos totales (método del calcímetro de Bernard)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ácido clorhídrico 6 N: introducir 50 mL de HCl concentrado en 100 mL de agua desionizada.</li> <li>- Solución saturada de NaCl y CO<sub>2</sub> para la columna del calcímetro: a 100 g de NaCl y 1 g de NaHCO<sub>3</sub> disueltos en 350 mL de agua, se le añaden unas gotas de rojo de metilo y H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Se agita mientras se añade el sulfúrico para eliminar el exceso de CO<sub>2</sub>.</li> <li>- Carbonato cálcico puro, finamente pulverizado y secado en estufa a 105 °C.</li> </ul>
<p><b>Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Solución tamponada (pH=8,2) de sodio: se disuelven 544,32 g de acetato sódico trihidrato, 58,44 g de cloruro sódico y 6 litros de etanol en agua y se completa hasta 10 litros con agua destilada. Se ajusta el pH a 8,2 añadiendo gotas de hidróxido sódico 6N o con ácido acético y se determina la relación Na/Cl de esta solución [(Na/Cl)<sub>sol</sub>].</li> <li>- Solución de nitrato magnésico 0,5N: se pesan 320,5 g de nitrato magnésico hexahidratado y se diluye en 5 L de agua destilada.</li> </ul>
<p><b>Determinación de cloruros</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Disolución tampón: para preparar 500 mL, se disuelven 50 mg de agar en aproximadamente 25 mL de agua destilada. Para ello, hay que calentar a unos 80 °C, dejar enfriar y pasar a un aforado con ayuda de un embudo. Se añaden a continuación unos 200 mL de agua desionizada, 5,4 mL de ácido nítrico concentrado (60-65%), 49,8 mL de ácido acético glacial y se mezcla todo cada vez. Por último, enrasar con agua destilada y homogeneizar (en este caso, la disolución se pasó a una botella).</li> <li>- Gelatina: para preparar 100 mL, se pesan y disuelven 200 mg de gelatina en polvo (VAR-60). Se añaden 4 o 5 gotas de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5 M y se enrasa con agua destilada.</li> <li>- Patrón cloruro 200 ppm.</li> </ul>
<p><b>Determinación del carbono orgánico soluble en agua (WSOC)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Disolución de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0,20 N en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 26,7 N: para preparar 100 mL, se pesan 0,09808 g de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> y se disuelve en 25 mL de agua destilada en un matraz aforado de 100 mL. Una vez disuelto, se añade 74,13 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado poco a poco. Se deja enfriar y se rectifica el enrase.</li> <li>- Disolución madre de 1000 ppm de C: para preparar 100 mL, se pesan 0,25 g de glucosa y se enrasa en un aforado de 100 mL con agua destilada.</li> </ul>

## ANEJO 4. Fotografías realizadas en campo.



Figura 21. Bosquete de 15x15 m (TDB15).



Figura 22. Bosquete 30x30 m (TDB30).



Figura 23. Bosquete de 45x45 m (TIB45).



Figura 24. Parcela control de 30x30 m (TDC30).



Figura 25. Grupo de campo, de izquierda a derecha: Antonio Lidón, Sara Miguel, Antonio Molina, Ángel Catalán, Yanett Chumbimune y Cristina Lull (tomando la foto).



Figura 26. Imágenes de la realización del marcaje de los puntos de muestreo en campo, abril de 2023.