



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

Efecto a Largo Plazo de un Tratamiento Selvícola sobre la
Dinámica del Carbono, la Respiración y el Nitrógeno
Mineral en el Horizonte Orgánico de una Repoblación de
Pino Carrasco en Chelva

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Bioambiental y del Paisaje

AUTOR/A: Zamora Yusti, Andrea

Tutor/a: Lull Noguera, Cristina

Cotutor/a: Lidón Cerezuela, Antonio Luis

Cotutor/a externo: Molina Herrera, Antonio Jaime

CURSO ACADÉMICO: 2024/2025

RESUMEN

El horizonte orgánico de los suelos forestales desempeña un papel crucial en la regulación de los procesos funcionales del bosque, al almacenar carbono orgánico y liberar nutrientes esenciales para mantener la fertilidad del suelo, especialmente en los bosques mediterráneos. La entresaca por bosquetes, una práctica de gestión forestal influye en el microclima, la actividad biológica y la dinámica de nutrientes del suelo. Este estudio evaluó el efecto a largo plazo de diferentes tratamientos de entresaca por bosquetes, con tamaños de 15 x 15 m, 30 x 30 m y 45 x 45 m, y una parcela control (30 x 30 m), en una repoblación de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) en Chelva (Comunidad Valenciana, España). Se determinó el espesor del horizonte orgánico y se realizó su fraccionamiento. Se analizaron en la capa H de dicho horizonte orgánico, la humedad, el contenido de carbono orgánico total (COT), el carbono orgánico soluble en agua (WSOC), la respiración basal, la relación respiratoria (CO_2/O_2), el contenido en nitrógeno mineral y la mineralización del nitrógeno. Los resultados mostraron que los tratamientos selvícolas afectaron a la respiración del suelo, el WSOC y el amonio, que fueron mayores en los bosquetes más abiertos, lo que refleja una mayor actividad microbiana y un posible mayor reciclaje de nutrientes. No se encontraron diferencias entre los tratamientos y el control para el espesor del horizonte orgánico, la humedad y el contenido en nitratos. En contraste, la parcela control, presentó una mayor capa H y menor relación respiratoria. Estos hallazgos destacan cómo las diferencias en el tamaño de los bosquetes influyen en la dinámica del carbono y los nutrientes del suelo, subrayando la importancia de la entresaca por bosquetes como herramienta clave para optimizar la fertilidad y sostenibilidad de los ecosistemas mediterráneos.

Palabras clave: Entresaca por bosquetes, horizonte orgánico, ciclo del carbono, mineralización del nitrógeno, silvicultura sostenible, *Pinus halepensis* y ecosistemas mediterráneos.

ABSTRACT

The organic horizon of forest soils plays a crucial role in regulating forest functional processes by storing organic carbon and releasing essential nutrients to maintain soil fertility, especially in Mediterranean forests. Thinning by stands, a forest management practice, influences the microclimate, biological activity, and nutrient dynamics of the soil. This study evaluated the long-term effects of different thinning treatments by stand size, specifically 15 x 15 m, 30 x 30 m, and 45 x 45 m, along with a control plot (30 x 30 m), in a reforestation area of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) in Chelva (Valencian Community, Spain). The thickness of the organic horizon was measured, and its fractionation was conducted. Within the H layer of the organic horizon, analyses were performed for moisture, total organic carbon (TOC), water-soluble organic carbon (WSOC), basal respiration, respiration ratio (CO₂/O₂), mineral nitrogen content, and nitrogen mineralisation. The results showed that silvicultural treatments influenced soil respiration, WSOC, and ammonium content, which were higher in more open stands, indicating increased microbial activity and potentially greater nutrient recycling. No differences were found between the treatments and the control plot in terms of organic horizon thickness, moisture, and nitrate content. In contrast, the control plot exhibited a thicker H layer and lower metabolic efficiency. These findings underscore how stand size differences influence soil carbon and nutrient dynamics, highlighting the importance of thinning by stands as a key tool for optimising soil fertility and the sustainability of Mediterranean ecosystems.

Keywords: Gap thinning, organic horizon, carbon cycle, nitrogen mineralization, sustainable forestry, *Pinus halepensis*, and Mediterranean ecosystems.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la madre tierra, a la creación, principalmente por haberme enseñado, a través del estudio de suelos, las lecciones que mi alma necesitaba para transformarme en un suelo más fértil, capaz de retener más conocimientos, enseñarme a adaptarme a condiciones diferentes, mejorar mi capacidad de intercambio, controlar mi capacidad de efervescencia, y finalmente ser más fértil para dar mejores frutos a través de mi propósito de vida.

Gracias a mi familia, por su apoyo y su amor infinito, especialmente a mi hermana Bárbara, a quien amo y admiro.

Gracias a mis queridos tutores Cristina y Antonio, al igual que Johana y Antonio Molina, quienes fueron una familia para mí el tiempo que estuve en el laboratorio, agradezco sus valiosos conocimientos y su ejemplo de perseverancia y amor por su vocación, también fueron grandes ejemplos y maestros para mi camino de vida.

Finalmente, agradezco a mi ser por haber sido fuerte y valiente, a lo largo de todo este camino de formación.

INDICE

| | |
|--|----|
| 1. Introducción | 1 |
| 1.1. La gestión forestal en España..... | 1 |
| 1.2. Suelos forestales y su importancia ambiental | 4 |
| 1.3. El horizonte orgánico del suelo y su importancia dentro de los ecosistemas forestales | 6 |
| 1.4. Tratamiento silvícola y su influencia en el ecosistema forestal..... | 8 |
| 1.5. Estudios previos en las parcelas experimentales objeto de estudio | 9 |
| 2. Objetivos | 11 |
| 2.1. Objetivo general..... | 11 |
| 2.2. Objetivos específicos..... | 11 |
| 3. Material y Métodos..... | 11 |
| 3.1. Descripción del Área de estudio | 11 |
| 3.1.1. Ubicación geográfica | 11 |
| 3.1.2. Descripción del medio físico y biótico | 12 |
| 3.1.2.1. Geomorfología | 12 |
| 3.1.2.2. Pendientes | 14 |
| 3.1.2.3. Hidrología..... | 14 |
| 3.1.2.4. Clima | 14 |
| 3.1.2.5. Vegetación | 15 |
| 3.1.3. Descripción de las parcelas experimentales | 15 |
| 3.2. Diseño del muestreo | 16 |
| 3.3. Muestreo del horizonte orgánico | 18 |
| 3.4. Análisis y caracterización del horizonte orgánico | 18 |
| 3.4.1. Tratamiento de las muestras..... | 18 |
| 3.4.2. Fraccionamiento del horizonte orgánico | 19 |
| 3.4.3. Determinación de la humedad y factor de humedad de la capa H..... | 20 |
| 3.4.4. Determinación de la capacidad de retención de agua de la capa H | 20 |
| 3.4.5. Determinación del carbono orgánico de la capa H (COT) | 20 |
| 3.4.6. Determinación del carbono orgánico soluble en agua (WSOC) | 22 |

| | |
|--|----|
| 3.4.7. Respiración microbiana de la capa H | 22 |
| 3.4.8. Nitrógeno mineral y mineralización de la capa H | 23 |
| 3.5. Análisis estadístico | 25 |
| 4. Resultados y discusión | 25 |
| 4.1. Espesor del horizonte orgánico..... | 25 |
| 4.2. Fraccionamiento del horizonte orgánico | 27 |
| 4.3. Humedad de la capa H | 29 |
| 4.4. Carbono orgánico de la capa H | 30 |
| 4.5. Carbono orgánico soluble en agua de la capa H | 31 |
| 4.6. Respiración de la capa H | 32 |
| 4.7. Nitrógeno de la capa orgánica | 35 |
| 4.7.1. Contenido de N mineral de la capa orgánica del suelo..... | 35 |
| 4.7.2. Mineralización de la capa orgánica del suelo..... | 37 |
| 5. Conclusiones | 39 |
| 6. Bibliografía | 42 |
| 7. Anejos..... | 51 |

INDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Ejes principales del Programa Forestal Español. Fuente: Informe nacional para la quinta sesión del Foro de las Naciones Unidas sobre los Bosques. Elaboración propia. | 2 |
| Figura 2. Parcelas de estudio dentro de una Zona Tampón, clasificada por la UNESCO como Reserva de Biosfera Municipal. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano (2022). Elaboración propia..... | 5 |
| Figura 3. Subcapas de un horizonte orgánico. Fuente: cortesía de Bakšić y Bakšić (2020). | 7 |
| Figura 4. Mapa de montes forestales de utilidad pública gestionados por la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Infraestructura y Territorio, enmarcados dentro de la Comarca de la Serranía. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano (2022). Elaboración propia. | 10 |
| Figura 5. Ubicación de las parcelas de estudio, Municipio de Chelva, Comunidad Valenciana. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia..... | 12 |
| Figura 6. Unidad Geológica dentro del sitio de estudio. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia..... | 13 |
| Figura 7. Diagrama ombrotérmico de Gaussen para la estación de Chelva más cercana a la zona de estudio. Fuente: AEMET periodo 2009-2023. Elaboración propia. | 15 |
| Figura 8. Foto a) parcela bosque y b) parcela control tomadas en 2023..... | 16 |
| Figura 9. Cantidad de puntos y ubicación de muestreos dentro de las parcelas bosque 15, bosque 30 - control 30 y bosque 45. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia..... | 17 |
| Figura 10. Toma de muestra del horizonte orgánico..... | 18 |
| Figura 11. Diagrama de análisis realizados en el horizonte orgánico de las parcelas de estudio. | 19 |
| Figura 12. Fraccionamiento del horizonte orgánico..... | 19 |
| Figura 13. Medición de la respiración microbiana y aireación de muestra. | 23 |
| Figura 14. Determinación del nitrógeno mineral. | 25 |
| Figura 15. Espesor del horizonte orgánico. Las barras representan media \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). La misma letra minúscula indica que no hay diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)..... | 26 |
| Figura 16. Masa de las fracciones del horizonte orgánico. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$). | 28 |
| Figura 17. Masa de la capa H del horizonte orgánico. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$). | 29 |
| Figura 18. Humedad de la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). La misma letra minúscula indica que no hay diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$)..... | 30 |

| | |
|--|----|
| Figura 19. Carbono orgánico total de la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos (P < 0,05). | 31 |
| Figura 20. Carbono orgánico soluble en agua de la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos (P < 0,05). | 32 |
| Figura 21. Respiración acumulada de la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos (P < 0,05). | 34 |
| Figura 22. Ratio mmol CO ₂ mmol ⁻¹ O ₂ a lo largo del periodo de estudio. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos (P < 0,05). | 34 |
| Figura 23. Contenido inicial de nitrato en la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). La misma letra minúscula indica que no hay diferencias significativas entre los tratamientos (p < 0,05). | 36 |
| Figura 24. Contenido inicial de amonio en la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos (P < 0.05). | 36 |
| Figura 25. Evolución de la mineralización de N, expresada como mg N kg ⁻¹ , en las parcelas de estudio. | 38 |
| Figura 26. Evolución de la nitrificación, expresada como mg N kg ⁻¹ , en las parcelas de estudio. | 39 |
| Figura 27 Anejo 1. Ubicación de las parcelas de estudio, Municipio de Chelva, Comunidad Valenciana. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia. | 51 |
| Figura 28 Anejo 2. Unidad Geológica dentro del sitio de estudio. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia..... | 52 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Superficie forestal arbolada y desarbolada por comunidad autónoma | 3 |
| Tabla 2. Codificación para las parcelas de Chelva con su tratamiento selvícola y superficie. 16 | |
| Tabla 3. Puntos por parcela, en función del tamaño de las parcelas. | 17 |
| Tabla 4 Anejo 1ª Coordenadas UTM de las parcelas objeto de estudio en Chelva..... | 51 |

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

B. Alineación del TFM con los ODS

Este estudio contribuye a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) al evaluar los efectos a largo plazo de la práctica silvícola de entresaca por bosquete en los bosques mediterráneos, con un enfoque en el suelo como recurso clave. Los parámetros fisicoquímicos analizados permiten comprender mejor el secuestro de carbono y la dinámica de nutrientes en los ecosistemas forestales, lo que facilita la evaluación de cómo esta práctica de manejo puede mitigar el cambio climático y mejorar la resiliencia del suelo. La adecuada gestión de los bosques, al optimizar su capacidad de absorción de CO₂, promover el crecimiento vegetal y preservar la biodiversidad, resulta fundamental para fortalecer la estabilidad de los ciclos de carbono y nitrógeno, contribuyendo de forma directa a la sostenibilidad del ecosistema.

Este trabajo se alinea principalmente con los ODS 13 (Acción por el Clima), 15 (Vida de Ecosistemas Terrestres), 6 (Agua Limpia y Saneamiento) y 12 (Producción y Consumo Responsables). La gestión forestal sostenible, a través de prácticas como la entresaca, favorece la mitigación del cambio climático, la protección de la biodiversidad, la regulación del ciclo hídrico y el uso responsable de los recursos naturales, lo que refuerza la resiliencia y estabilidad de los bosques frente a desafíos ambientales.

1. Introducción

1.1. La gestión forestal en España

Los bosques juegan un papel vital en la búsqueda de soluciones para los complejos problemas mundiales relacionados con el desarrollo económico y social, la erradicación de la pobreza, la sostenibilidad ambiental, la seguridad alimentaria y la agricultura, la energía, el agua, la mitigación del cambio climático y la adaptación a él, la lucha contra la desertificación y la degradación del suelo, la conservación de la diversidad biológica, la protección de las cuencas hidrográficas y la reducción del riesgo de desastres (Morgera, 2011).

Durante las décadas de 1960 y 1970, España vivió un proceso intensivo de reforestación y repoblación con especies forestales tales como el pino carrasco o pino piñonero (*Pinus halepensis* Mill. y *Pinus pinea* L.). Entre los años 80 y 90, el enfoque de la gestión forestal comenzó a cambiar hacia la sostenibilidad y la conservación. Durante este periodo, se implementaron políticas de conservación y planes de gestión forestal orientados a preservar los ecosistemas forestales naturales y promover prácticas de manejo más equilibradas (UNEP, 2011). La Conferencia Ministerial Europea sobre protección de bosques en Europa, celebrada en Helsinki en 1993, introduce la gestión forestal sostenible como *“la administración y uso de los bosques y tierras forestales de forma e intensidad tales que mantengan su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial para atender, ahora y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes a escala local, nacional y global, y que no causan daño a otros ecosistemas”* (Comunidad Europea, 1993). La gestión forestal sostenible requiere una gestión económicamente viable, socialmente consensuada y ambientalmente responsable (MITECO, 2021).

En las últimas décadas, el panorama forestal en España ha experimentado transformaciones significativas impulsadas por factores ambientales, económicos y sociales. A partir de la segunda mitad del siglo XX, el país ha observado un cambio notable en la gestión y la cobertura forestal, reflejando tanto avances como desafíos en la sostenibilidad de estos ecosistemas (Álvarez et al., 2011).

Estas acciones fueron impulsadas por políticas destinadas a mitigar la erosión del suelo, recuperar terrenos agrícolas marginales y aumentar la producción de madera. Según el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO, 2021), la superficie forestal en España creció significativamente durante este periodo, alcanzando aproximadamente el 55 % del territorio nacional a principios del siglo XXI.

En España, el Programa Forestal Nacional comenzó en 1996 como parte del proceso político para desarrollar la Estrategia Forestal Española, que fue aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 17 de marzo de 1999 (MITECO, 2022a). Sin embargo, la reforma de la política forestal se había iniciado previamente a nivel regional, mediante la elaboración de

varios Planes Forestales Autonómicos, los cuales fueron posteriormente integrados en el Programa Forestal Nacional. La reforma de la política forestal española se articuló a través de tres ejes principales (Figura 1): el normativo, mediante la aprobación en 2003 de la Ley de Montes, que ha sufrido distintas modificaciones, instrumentos complementarios como el Consejo Nacional de Bosques, y la elaboración del Plan Forestal Español que ha servido como elemento vertebrador de los distintos planes forestales de las Comunidades Autónomas (OSE, 2011).

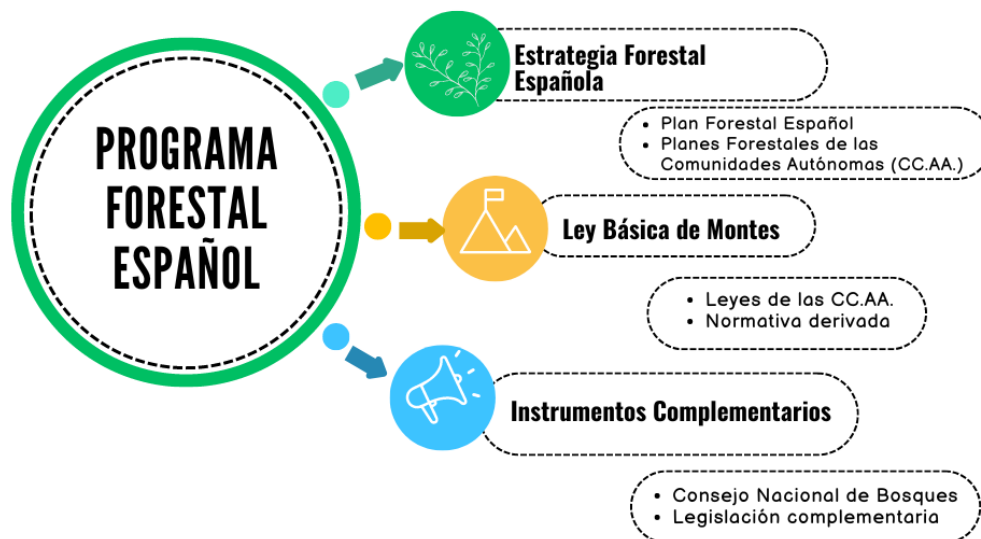


Figura 1. Ejes principales del Programa Forestal Español. Fuente: Informe nacional para la quinta sesión del Foro de las Naciones Unidas sobre los Bosques. Elaboración propia.

Se empezó a reconocer la importancia de los bosques no solo para la producción maderera, sino también para la conservación de la biodiversidad, la regulación hídrica y el secuestro de carbono. Los eucaliptos (*Eucalyptus* sp.) y los pinos (*Pinus* sp.) son los árboles que presentan las mayores tasas de absorción de carbono (OSE, 2011).

Actualmente está en vigor la Estrategia Forestal Española horizonte 2050 que apuesta por la gestión forestal sostenible como mejor alternativa de gestión del territorio forestal para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos, la conservación de la biodiversidad y la adaptación al cambio climático. El Plan Forestal Español actual corresponde a los años 2022-2032.

A partir de la información contenida en el conjunto de las estadísticas forestales, tanto las del Anuario de Estadística Forestal como el resto de las estadísticas, se destaca la participación de España en distintos procesos activos de información forestal a escala internacional. Estos procesos son auspiciados por diferentes organismos tanto de la Unión Europea como de ámbito paneuropeo o del sistema de Naciones Unidas. Además de cumplimentar los informes o cuestionarios, España participa en los distintos grupos de trabajo correspondientes, tanto de EUROSTAT – Oficina estadística de la Unión europea como de Forest-Europe y UNECE/FAO.

España cuenta con 28.391.780 ha de superficie forestal (Tabla 1), lo que equivale al 56 % del territorio (MITECO, 2022b). De esta superficie forestal 19.239.973 ha corresponden a superficie forestal arbolada, lo que supone un 67,76 % del territorio.

Tabla 1. Superficie forestal arbolada y desarbolada por comunidad autónoma

| CC.AA. | Total Arbolado (ha) | Total Desarbolado (ha) | Total Forestal (ha) | % de superficie forestal respecto a la superficie autonómica total |
|----------------------------|---------------------|------------------------|---------------------|--|
| Andalucía | 3.008.535 | 1.415.775 | 4.424.310 | 50 % |
| Aragón | 1.563.464 | 1.041.749 | 2.605.213 | 55 % |
| Canarias | 137.468 | 439.666 | 577.135 | 78 % |
| Cantabria | 211.357 | 152.893 | 364.251 | 69% |
| Castilla - La Mancha | 2.970.765 | 836.748 | 3.807.513 | 48 % |
| Castilla y León | 3.286.234 | 1.849.560 | 5.135.793 | 55 % |
| Cataluña | 1.582.057 | 417.715 | 1.999.722 | 62 % |
| Ciudad de Ceuta | 677 | 433 | 1.110 | 56 % |
| Ciudad de Melilla | 107 | 259 | 366 | 27 % |
| Comunidad de Madrid | 267.370 | 166.243 | 433.613 | 54 % |
| Comunidad Foral de Navarra | 436.252 | 156.399 | 592.651 | 57 % |
| Comunidad Valenciana | 791.470 | 471.424 | 1.262.894 | 54 % |
| Extremadura | 1.985.239 | 878.068 | 2.863.307 | 69 % |
| Galicia | 1.467.943 | 558.225 | 2.021.668 | 68 % |
| Islas Baleares | 186.925 | 34.672 | 221.597 | 44 % |
| La Rioja | 179.287 | 126.342 | 308.916 | 61 % |
| País Vasco | 396.464 | 92.750 | 489.214 | 68% |
| Principado de Asturias | 457.186 | 312.321 | 769.507 | 72 % |
| Región de Murcia | 311.084 | 197.275 | 508.360 | 45 % |
| TOTAL | 19.239.973 | 9.151.881 | 28.391.780 | 56 % |

Fuente: Inventario Forestal nacional (MITECO, 2022b).

Del total de arbolado, doce especies forestales representan el 85 % de las existencias: *Pinus sylvestris* representa un 15 % y *Pinus pinaster* un 14 %, seguido por *Pinus halepensis* y *Pinus nigra* con el 8 % cada una, *Quercus ilex*, *Fagus sylvatica* y *Eucalyptus globulus* con un 7 % cada una. El resto de las especies serían *Quercus pirenaica*, *P. radiata*, *Quercus robur* y *Quercus petraea*, *Castanea sativa* y *P. pinea*, cuyos porcentajes varían entre el 5 % y el 2 %. El Avance del Inventario Forestal Nacional 2022 revela que la Comunidad Valenciana cuenta con una superficie forestal de 1.262.894 ha, de las cuales 791.470 ha son arboladas (MITECO, 2022b).

En este contexto, tanto a nivel comunitario como internacional, se ha planteado una reforma de las políticas forestales nacionales, fundamentada en los principios de sostenibilidad, multifuncionalidad y biodiversidad. En línea con los acuerdos alcanzados, los Estados miembros de estos foros internacionales se comprometen a formular e implementar Programas Forestales Nacionales que permitan aplicar y desarrollar estos principios a escala nacional.

Una de las funciones más importantes de los ecosistemas forestales es su capacidad para actuar como sumideros de carbono, ayudando a mitigar el calentamiento global causado por el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero producidas en gran medida por la actividad antropogénica. En este sentido, los bosques españoles capturan una cantidad neta de CO₂ equivalente al 14 % de las emisiones totales del país (OSE, 2011).

Los bosques pueden llegar a ofrecer una diversidad de bienes y servicios, más allá de la producción de madera. Estos se conocen como servicios ambientales o servicios ecosistémicos, y se definen como los "*beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas*" (MEA, 2005). Entre los bienes, se incluyen alimentos como hongos, piñones y otros frutos, así como resinas, corcho y plantas aromáticas. Entre los servicios destacados se encuentran la protección del suelo contra la erosión, la reducción de la velocidad de la escorrentía, la estabilidad de las laderas, la regulación del ciclo hidrológico y la recarga de acuíferos, así como la provisión de espacios para el recreo (Scarascia-Mugnozza et al., 2000).

1.2. Suelos forestales y su importancia ambiental

Los suelos forestales son elementos clave en la mitigación del cambio climático, gracias a su función como sumideros de carbono y su capacidad para almacenar materia orgánica, regulando así el ciclo global del carbono. A escala europea se estima que a 1 m de profundidad se almacena carbono orgánico del suelo en diferentes cantidades: 22,1 t C ha⁻¹ en el horizonte orgánico (forest floor), 108 t C ha⁻¹ en el suelo mineral y 578 t C ha⁻¹ en suelos de turba (De Vos et al., 2015). Además, desempeñan un papel fundamental en la dinámica de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, esenciales para la productividad de los ecosistemas, y en la regulación del ciclo hidrológico, al favorecer la retención de agua y mitigar los efectos de eventos climáticos extremos (Álvarez et al., 2012; Adhikari y Hartemink, 2016; Greiner et al., 2017). La diversidad de especies arbóreas y micorrícicas juega un papel crítico en estos procesos, ya que influye directamente en el almacenamiento de carbono y la regulación de nutrientes en el suelo (Godbold et al., 2017).

En términos ecológicos, los suelos forestales desempeñan un papel fundamental en la regulación del ciclo hidrológico al actuar como filtros naturales que retienen agua, reduciendo la vulnerabilidad de los ecosistemas frente a eventos climáticos extremos como sequías e inundaciones. Su estructura, rica en materia orgánica y con una composición que varía según el tipo de bosque, favorece la formación de microhábitats esenciales para la biodiversidad.

Este papel es especialmente crucial en la región biogeográfica mediterránea, donde los suelos sustentan una flora única con alrededor de 30.000 especies de plantas vasculares, de las cuales 10.000 son endémicas, contribuyendo a la conservación de una de las mayores riquezas biológicas del continente europeo. Además, el 12 % de la superficie forestal europea, incluidos estos suelos, se encuentra protegida en espacios naturales (Álvarez et al., 2012). Una gestión sostenible de los suelos forestales no solo maximiza su capacidad para almacenar carbono y mitigar el cambio climático, sino que también refuerza su función como reguladores de nutrientes y agua, preserva la biodiversidad y mejora la resiliencia frente a la degradación ambiental, asegurando su sostenibilidad a largo plazo (Godbold et al., 2017). La naturaleza del suelo actúa como factor que favorece o limita la extensión de las masas forestales.

El área objeto de estudio de este TFM está ubicada en la Reserva de Biosfera Municipal del Alto Turia (Red Española de Reservas de la Biosfera, 2024), reconocida por la UNESCO en 2019, y se encuentra en una zona tampón que prioriza la conservación ambiental y el desarrollo sostenible (Figura 2). Este proyecto contribuye a esta iniciativa al analizar la evolución natural de los suelos forestales tras su tratamiento selvícola, fomentando prácticas sostenibles y la valorización de los servicios ecosistémicos que ofrecen.

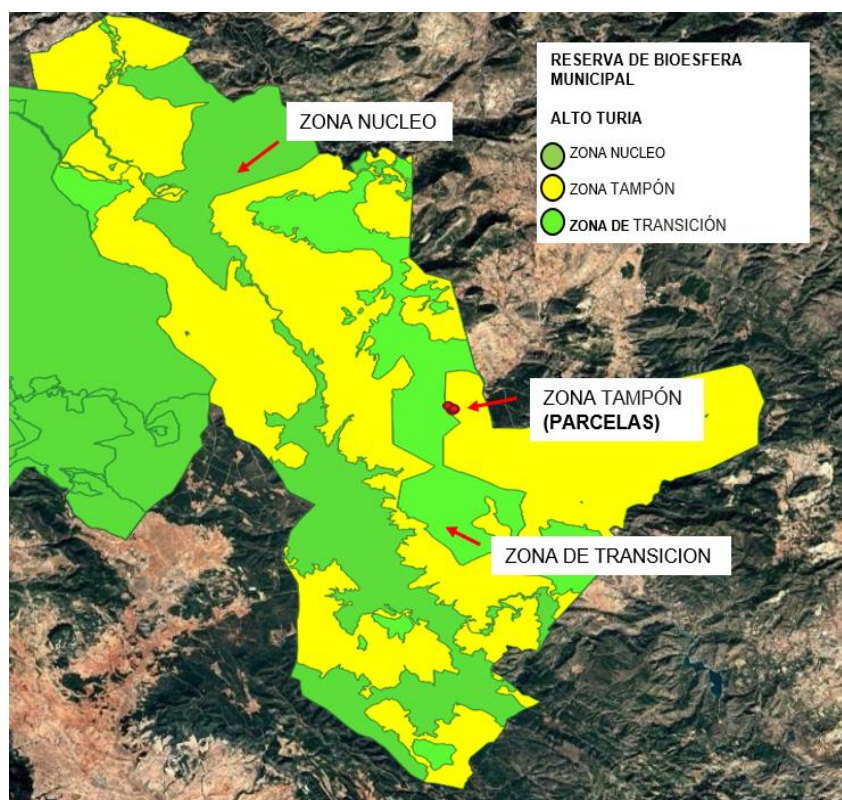


Figura 2. Parcelas de estudio dentro de una Zona Tampón, clasificada por la UNESCO como Reserva de Biosfera Municipal. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano (2022). Elaboración propia.

1.3. El horizonte orgánico del suelo y su importancia dentro de los ecosistemas forestales

Dentro de los ecosistemas forestales, la biomasa se distribuye en diferentes compartimentos que permiten una clasificación eficaz para su estudio y manejo. Junto a la biomasa aérea y radicular, también se encuentra la necromasa u horizonte orgánico superficial (también denominado capa orgánica, mantillo, forest floor en inglés), que comprende restos vegetales en variados estados de descomposición acumulados sobre la superficie del suelo (Montero et al., 2020).

A medida que la hojarasca que llega al suelo se descompone, el carbono orgánico del horizonte orgánico tiene varios destinos: parte se mineraliza en CO₂, a través de la respiración biótica, parte se estabiliza y permanece en el lugar formando una capa de humus, y parte se convierte en productos intermedios de descomposición solubles y se transporta a través de la solución del suelo a horizontes más profundos.

Esta capa u horizonte orgánico se compone de tres subcapas (L, F y H) visualmente distinguibles y de espesores variables (Figura 3). La subcapa L u "hojarasca" (litter) está formada por restos vegetales reconocibles y escasamente descompuestos; la subcapa F o de fragmentos (fragmented) incluye restos parcialmente descompuestos donde aún se identifican estructuras vegetales; y la subcapa H o humificada, contiene materia orgánica completamente descompuesta, sin estructuras vegetales visibles y de color oscuro y sin partículas de suelo mineral apreciables (Fisher y Binkley, 2000). La acumulación de hojarasca y los procesos de descomposición suelen presentar una gran variabilidad dentro de las masas forestales (Currie et al., 2002). En el presente trabajo, el análisis se enfoca específicamente en el horizonte orgánico y en la capa H de suelo sobre el que se asienta una repoblación de *P. halepensis* en Chelva (Valencia).

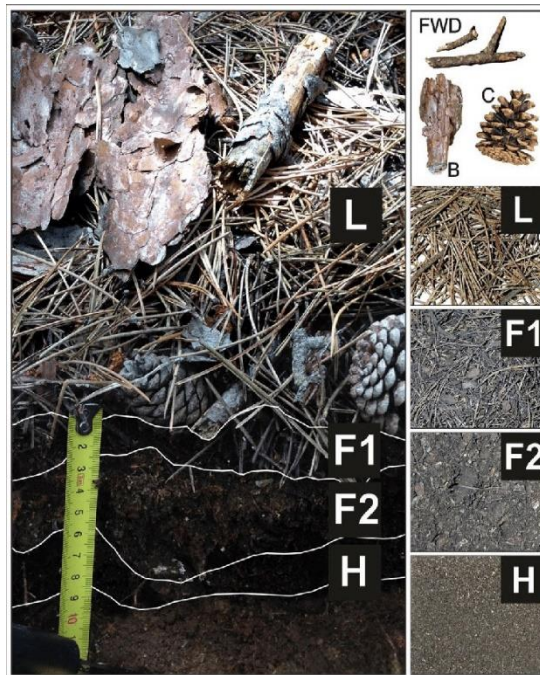


Figura 3. Subcapas de un horizonte orgánico. Fuente: cortesía de Bakšić y Bakšić (2020).

Las características del horizonte orgánico superficial dependen de los regímenes de temperatura y pluviosidad, de las tasas de producción de hojarasca, de la calidad de la hojarasca, de la actividad microbiana y de las características del suelo. La calidad de la hojarasca viene determinada en gran medida por las especies arbóreas presentes, que a su vez dependen de la altitud, el clima y el uso del suelo.

Los horizontes del suelo mineral almacenan la mayor parte del C de los suelos forestales, aunque la mayor parte de los aportes de hojarasca entran en el horizonte orgánico. Desde el punto de vista del balance de C y del secuestro de C en los suelos, los horizontes orgánicos son importantes como depósitos de C almacenado, como depósitos intermedios que actúan como fuente de gran parte del C que finalmente se almacena en los suelos minerales, y como componentes sensibles del ecosistema que muestran retroalimentaciones del cambio forestal (Currie et al., 2002). En todo el mundo, los horizontes orgánicos almacenan aproximadamente 68 Pg de C en hojarasca fina y humus, y quizá otros 75 Pg de C en detritus leñosos gruesos (Matthews, 1997). Aunque esto equivale a sólo un 3-6% de la reserva global de C en los 3 m superiores del suelo mineral (2344 Pg C; Jobbágy y Jackson, 2000), el C del horizonte orgánico es más dinámico porque el tiempo de residencia del C es más corto que en el suelo mineral. Las reservas de C de la capa orgánica pueden aumentar o disminuir rápidamente en respuesta a perturbaciones o cambios en las prácticas de gestión forestal, la composición de las especies arbóreas o las condiciones medioambientales. Los procesos que tienen lugar en el suelo de los bosques también afectan al movimiento del C hacia los horizontes minerales del suelo de dos formas: en primer lugar, la descomposición del material orgánico produce compuestos de C solubles que son transportados hacia los suelos minerales, y en segundo lugar, las actividades de los animales y las perturbaciones forestales, como el viento o la tala, mezclan la materia orgánica de la superficie con el suelo mineral.

La capa orgánica superficial en suelos forestales es fundamental para su fertilidad, desempeñando funciones clave en el ciclo biogeoquímico, facilitando la descomposición de la materia orgánica y el reciclaje de nutrientes esenciales como nitrógeno, fósforo y carbono. Además, actúa como regulador hídrico al aumentar la capacidad de retención de agua en el suelo, protege contra la erosión superficial y sirve como hábitat para diversos microorganismos descomponedores, como bacterias, hongos, insectos y pequeños mamíferos.

En términos de dinámica forestal y manejo silvícola, el estado de la capa orgánica es crucial para la estabilidad ecológica y la regeneración natural, particularmente en tratamientos forestales como la entresaca por bosquetes, donde las alteraciones en la estructura del dosel y la disponibilidad de luz y nutrientes afectan a su formación y evolución.

1.4. Tratamiento silvícola y su influencia en el ecosistema forestal

La silvicultura, definida para todos los recursos forestales, es *"la ciencia y el arte de gestionar los bosques para satisfacer las necesidades de recursos, sin importar el recurso o el objetivo de gestión, ya sea estético, agua, madera, vida silvestre o recreación. Las prácticas silvícolas son la fuerza impulsora, los medios utilizados para lograr el resultado deseado"* (Schmidt, 1990). El sistema silvícola es un proceso, con todas sus prácticas y tratamientos correspondientes, necesarios para la sustitución y desarrollo del rodal forestal. Los sistemas silvícolas se definen por el método de corte de cosecha que caracteriza cada sistema (Burns, 1989).

La entresaca por bosquetes (*gap harvest*) es una técnica silvícola que consiste en la tala total de árboles en pequeñas áreas o rodales dentro de una masa forestal, generando claros que permiten la entrada de luz y la regeneración natural del bosque (Smith et al., 1997), lo que puede tener implicaciones significativas para la salud del ecosistema y la dinámica de nutrientes en el suelo.

Esta práctica silvícola influye significativamente en los ciclos del nitrógeno y del carbono en los suelos, dos parámetros medidos en este trabajo, al modificar la estructura del bosque y el microclima de la zona tratada, lo que repercute en la dinámica de estos elementos esenciales. Su relación, incide principalmente en que, al eliminar ciertos árboles o grupos de árboles, se altera la cantidad de biomasa vegetal y, con ello, la cantidad de carbono almacenado en el ecosistema; además se reduce la competencia interespecífica. La entresaca está relacionada con cambios en el microclima del suelo, afectando a factores como la temperatura, la humedad y la luz solar. Estas condiciones influyen en la descomposición de la materia orgánica y la mineralización del nitrógeno, procesos cruciales para la disponibilidad de nutrientes en el suelo. Por ejemplo, un suelo más cálido y expuesto puede acelerar la descomposición de la materia orgánica, liberando carbono en forma de CO₂ y aumentando la disponibilidad de nitrógeno y otros nutrientes para las plantas.

En este estudio, se aplicó la técnica de entresaca por bosquetes en parcelas tratadas hace más de 25 años, eliminando todos los pinos en áreas delimitadas. Esta intervención reduce la densidad forestal, pudiendo favorecer la regeneración de nuevas cohortes arbóreas. En el artículo de Frutos López et al. (2019), se destaca que la entresaca por bosquetes pequeños puede ser una estrategia efectiva para lograr la regeneración de *Pinus pinaster* y diversificar la estructura del bosque.

1.5. Estudios previos en las parcelas experimentales objeto de estudio

En 1998, bajo el Programa de I+D en relación con la Restauración de la Cubierta Vegetal y otros aspectos de la Investigación Forestal, se diseñó un experimento de tratamientos selvícolas en el pinar de carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) del monte de Tuéjar y Chelva (Valencia). El bosque de *P. halepensis* Mill. procede de la regeneración natural de campos agrícolas abandonados. La edad media de los árboles era de 55 años cuando se aplicaron los tratamientos de gestión (1998). Las condiciones del proyecto suponían establecer ensayos sobre una masa en espesura que impedía el desarrollo del sustrato arbustivo. El objetivo de dicha experimentación fue monitorizar la regeneración del pinar y la evolución de algunas encinas que permanecían latentes bajo su cubierta (Escrig et al., 2005).

El área de estudio se ubicó dentro de un Monte de utilidad pública (Figura 4) perteneciente al Ayuntamiento, con el código de identificación V051. Estos suelos de uso forestal son gestionados por la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Infraestructura y Territorio (Generalitat Valenciana, 2023). Las parcelas objeto de estudio se ubican dentro de las “Lomas del Chinchel”, dentro de un área de 7024 ha dentro del Municipio de Chelva.

Los tratamientos selvícolas que se aplicaron en 1998 se realizaron sobre un pinar adulto cercano al final del turno con espesura completa, con Fracción de Cubierta (FCC) > 80% y densidad de 900 pies ha⁻¹ (Galiana et al., 2001). Se buscaron zonas de baja pendiente (<5%) y de orientación similar. El diseño incluyó tratamientos con criterio de aclareo sucesivo uniforme en dos intensidades que se prescriben para dejar una FCC del 20% en la fuerte (ASUF) y del 40% en la débil (ASUD), y cortas limitadas de todos los árboles que semejan un tratamiento de entresaca por bosquetes. Dichas cortas por entresaca fueron únicas y tenían el doble objetivo de regeneración y de mejora de la masa forestal (extracción selectiva de pies enfermos, defectuosos o de escaso desarrollo). Se realizaron 3 réplicas que se denominaron Tuéjar Derecha, Tuéjar Izquierda y Chelva. En este Trabajo Final de Máster se ha trabajado con 3 parcelas con tratamiento de entresaca por bosquete de diferente tamaño y una parcela control, todas ellas de la réplica de Chelva. Antes de realizarse los tratamientos el área basal era de 28,9 m² ha⁻¹, la densidad arbórea 1000 pies ha⁻¹ y la cobertura forestal 85,4 % (Lado-Monserrat et al., 2016).

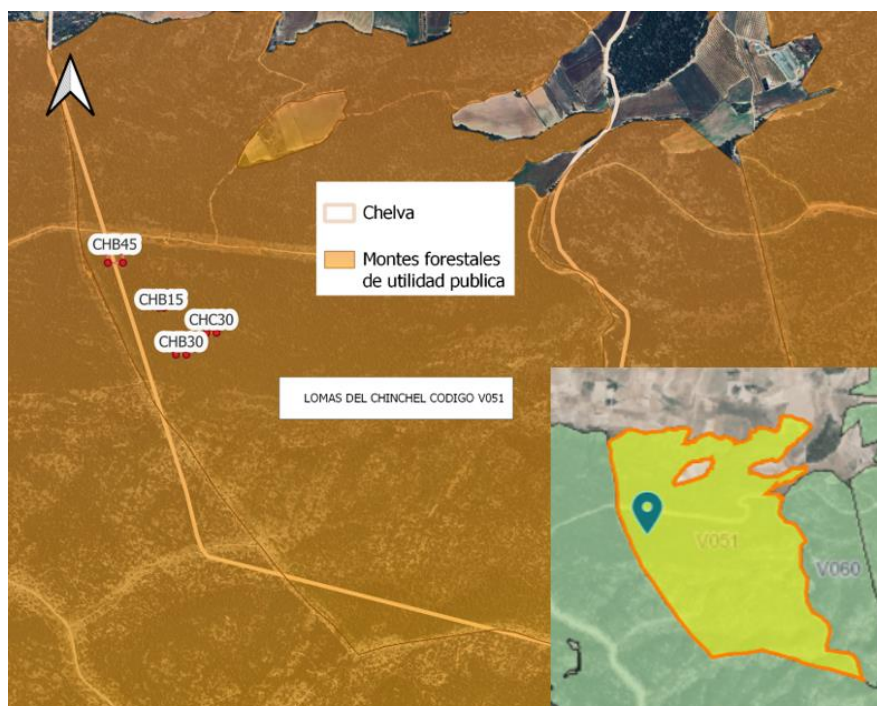


Figura 4. Mapa de montes forestales de utilidad pública gestionados por la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Infraestructura y Territorio, enmarcados dentro de la Comarca de la Serranía. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano (2022). Elaboración propia.

Desde 1998 se han venido realizando diferentes estudios en estas parcelas experimentales con el fin de evaluar los efectos de los tratamientos selvícolas implementados. Estas investigaciones incluyen la regeneración de la vegetación (Galiana et al., 2001; González et al., 2005; Escrig et al., 2005; Galiana et al., 2017; Catalán 2024), la radiación solar, la temperatura y humedad del suelo (Lidón et al., 2008; Lado et al., 2009), las propiedades edafológicas (Yécora, 2018; Lull et al., 2024; Miguel, 2024) al igual que el presente estudio.

El estudio más reciente de la vegetación fue realizado por Galiana et al. (2017) en una de las réplicas de Tuéjar y Chelva, donde muestran que, tras los tratamientos de entresaca, la cobertura arbustiva predominó en todas las parcelas tratadas, con porcentajes que oscilan entre el 67,8 % (B45) y el 70,9 % (B15), mientras que en la parcela no intervenida (C30), fue significativamente menor (48,5 %). La cobertura arbórea fue más alta en la parcela B30 (17,1 %) y más baja en B45 (4,5 %), lo que refleja la influencia del tamaño de los bosquetes en el desarrollo de esta cobertura. En cuanto al estudio del suelo desnudo, la parcela no intervenida presentó el porcentaje más alto (40,1 %), mientras que las parcelas tratadas lograron una reducción significativa, alcanzando el mínimo en B30 (10,8 %). Estos datos destacan el impacto positivo de los tratamientos en la reducción del suelo desnudo y en el aumento de la cobertura vegetal en general (Galiana et al., 2017).

En este marco se encuadra este Trabajo Final de Máster en el que se realiza una evaluación del material orgánico superficial del suelo en las parcelas de Chelva, transcurridos 25 años de los tratamientos de mejora de la masa forestal.

2. Objetivos

2.1. Objetivo general

El objetivo principal es analizar el impacto a largo plazo del tratamiento de entresaca por bosque de diferentes tamaños en una repoblación de pino carrasco (*P. halepensis* Mill.) en Chelva, Comunidad Valenciana, mediante la evaluación de parámetros químicos y biológicos del horizonte orgánico, con el fin de comprender su influencia en la dinámica y sostenibilidad del ecosistema forestal.

2.2. Objetivos específicos

- Analizar el contenido de carbono orgánico total (COT) y el carbono orgánico soluble en agua (WSOC) en la capa H del horizonte orgánico de las parcelas tratadas y control, para determinar cómo los diferentes tamaños de bosquetes influyen en la dinámica del carbono y la capacidad de secuestro de carbono del suelo.
- Evaluar la respiración microbiana y la relación respiratoria (relación CO₂/O₂) de la capa H como indicadores clave de la calidad del suelo, para identificar las condiciones que optimizan la actividad biológica en los diferentes tratamientos selvícolas.
- Analizar la influencia de las fracciones orgánicas en la dinámica del suelo de las parcelas tratadas.
- Medir las concentraciones de nitrógeno mineral (nitrato y amonio) en la capa H incubada en condiciones controladas de temperatura y humedad, con el objetivo de determinar cómo los tratamientos de entresaca por bosquetes afectan al ciclo del nitrógeno y su disponibilidad para las plantas.
- Analizar cómo las prácticas de gestión forestal, como la entresaca por bosquetes, influyen en las propiedades químicas y biológicas del suelo, con el fin de comprender su posible comportamiento y su contribución a la dinámica y resiliencia del ecosistema en entornos mediterráneos frente al cambio climático en repoblaciones de pino carrasco.

3. Material y Métodos

3.1. Descripción del Área de estudio

3.1.1. Ubicación geográfica

La zona de estudio se ubica en el municipio de Chelva, perteneciente a la comarca de Los Serranos, al noroeste de la provincia de Valencia (Figura 5). Las parcelas de investigación están situadas al norte del municipio, en el alto de la Montalbana, a una altitud de 960 metros. Estas parcelas forman parte del monte público de Chelva, identificado como el monte de utilidad pública número V061, conocido como "Las Lomas del Chinchel", con una superficie total de 8.890 ha. Las parcelas de Chelva se encuentran en la Loma Plana, cercanas al Camino del Barranco del Fraile, a 900 m s.n.m. El acceso principal a las parcelas se realiza a través de la

carretera CV-35, que conecta Valencia con Ademuz. En el kilómetro 83 de esta carretera se encuentra el desvío hacia la pista forestal que conduce a las parcelas de estudio.



Figura 5. Ubicación de las parcelas de estudio, Municipio de Chelva, Comunidad Valenciana. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia.

3.1.2. Descripción del medio físico y biótico

3.1.2.1. Geomorfología

Las unidades morfológicas que caracterizan la zona de Chelva, compuestas principalmente por materiales cuaternarios, están dominadas por terrazas, especialmente las pertenecientes al Cuaternario antiguo. Estas terrazas muestran complejas relaciones geométricas, resultado de procesos de fracturación, basculamientos y subsidencias, que han generado significativas acumulaciones de depósitos conglomeráticos y tobas. Además, otras unidades geomorfológicas como los piedemontes o glacis antiguos, aunque actualmente casi desmantelados, son de interés por su papel en la configuración del esquema geomorfológico que se desarrolló a lo largo del Cuaternario (Martínez, et al., 1987). La geología del lugar está influenciada por una serie de plegamientos y fallas que se desarrollaron durante la Orogenia Alpina, un proceso tectónico que afectó a toda la Cordillera Ibérica durante el Cenozoico. Estos han dado lugar a las estructuras montañosas que dominan el paisaje actual (GVA, 2024). La presencia de anticlinales (pliegues convexos hacia arriba) y sinclinales (pliegues cóncavos

hacia abajo) es común en la región, configurando las elevaciones y depresiones que caracterizan el terreno.

Unidad Geológica del área de estudio.

La mayor parte del terreno alrededor de Chelva corresponde a materiales del Mesozoico, especialmente del Jurásico y Cretácico. Estas formaciones se componen de calizas, dolomías, margas y areniscas, rocas sedimentarias depositadas en ambientes marinos poco profundos, sobre la serie detrítica del Buntsandstein, y son de una transgresión marina, que ha evolucionado hacia condiciones de confinamiento (IGME. Hoja de Chelva 666 (27-26) (1973). Las calizas y dolomías son prominentes en la región, formando parte de las unidades geológicas que configuran las montañas y sierras cercanas. Estas rocas carbonatadas son típicas de ambientes marinos cálidos y someros, donde se acumulaban los restos de organismos marinos con conchas de carbonato de calcio (Código de consulta V051 - GVA. 2015).

En el mapa de Unidades geológicas (Figura 6, detallado en el anejo 2) se puede apreciar que las parcelas objeto de estudio se encuentran dentro de La unidad geológica identificada con el código 12 en el municipio de Chelva, dentro del dominio de la Cordillera Ibérica. Corresponde a una formación litoestratigráfica compuesta por ritmitas calcáreas, calizas oncolíticas, oolíticas y margas. Incluye las formaciones Loriguilla, Higuieruelas, Bovalar y Sot de Chera. Su rango temporal abarca desde el Oxfordiense (Jurásico Superior) hasta el Valanginiense, con una edad representativa en el Jurásico Superior. ICV (2017).

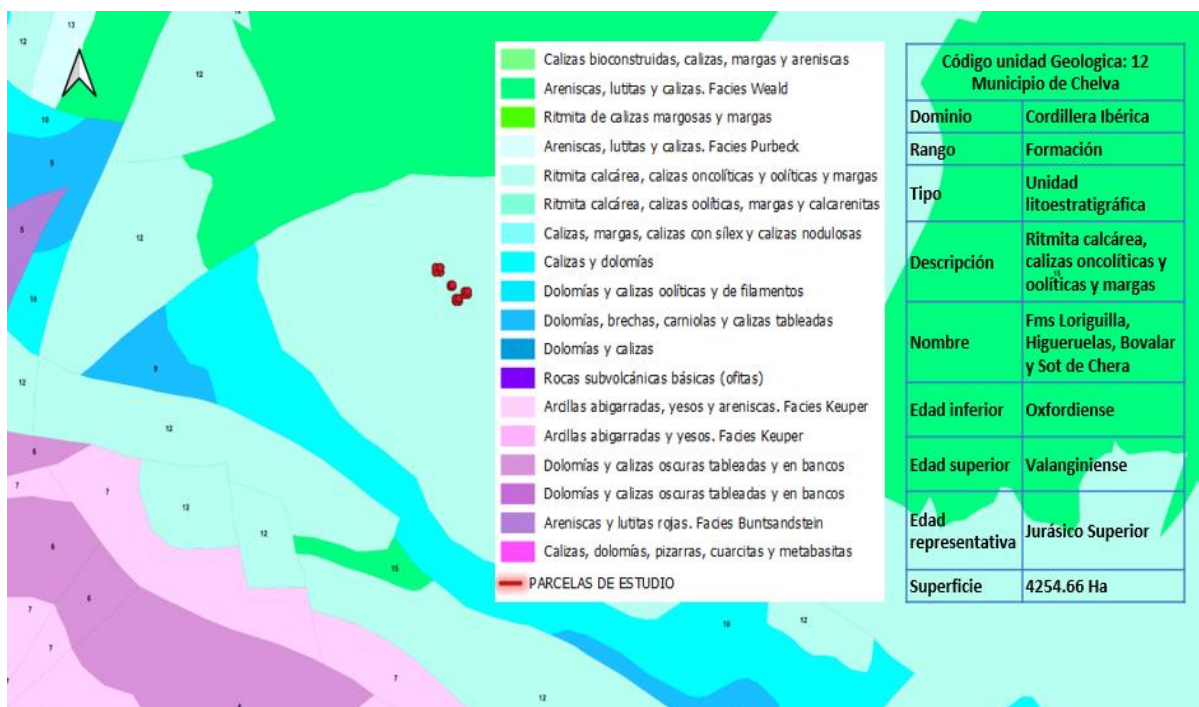


Figura 6. Unidad Geológica dentro del sitio de estudio. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia.

3.1.2.2. Pendientes

En la zona de estudio de Chelva, las pendientes varían dependiendo de la topografía local, aunque en las parcelas analizadas para este estudio son principalmente suaves, con valores inferiores al 5%, facilitando la accesibilidad y el manejo selvícola (Galiana et al., 2005). Estas pendientes suaves contrastan con la diversidad topográfica general de la región, influenciada por formaciones montañosas y valles fluviales. Según el Instituto Cartográfico Valenciano (GVA, 2019), las áreas cercanas a los cursos de agua, como los valles del río Tuéjar y el río Turia, presentan inclinaciones menores, favoreciendo actividades humanas como la agricultura. En contraste, las zonas más elevadas, como los altos de la Montalbana, tienen pendientes más pronunciadas asociadas a procesos geológicos de fracturación y basculamiento de los estratos, que han moldeado el paisaje a lo largo del tiempo.

3.1.2.3. Hidrología

La hidrología de Chelva se caracteriza por la presencia de varios cursos de agua importantes que atraviesan su territorio. En la parte este, el río Tuéjar y el barranco del Prado son los principales cauces. El río Tuéjar, afluente del río Turia, desemboca en el embalse de Loriguilla. En la zona oeste, el río Turia y la rambla de San Marcos recorren el área, confluyendo en el embalse de Benagéber. Estos sistemas fluviales juegan un papel crucial en la configuración del paisaje y en la disponibilidad de recursos hídricos en la región.

3.1.2.4. Clima

El clima de Chelva se enmarca en el tipo mediterráneo, caracterizado por veranos cálidos y secos e inviernos suaves. Según datos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), basados en promedios de 2009 a 2023 (Figura 7), las lluvias son más abundantes en noviembre (58,6 mm), abril (55,0 mm) y marzo (53,4 mm), mientras que los meses de verano, como julio (16,2 mm) y agosto (26,1 mm), presentan mínimos significativos. Este patrón evidencia una concentración de precipitaciones en primavera y otoño, con veranos marcadamente secos.

En cuanto a las temperaturas, los valores más altos se registran en julio y agosto (25,2 °C), y los más bajos en enero y febrero (9,1 °C y 9,7 °C, respectivamente). Este contraste resalta la correlación inversa típica de los climas mediterráneos, donde los meses cálidos coinciden con las menores precipitaciones, mientras que los meses fríos presentan lluvias moderadas, especialmente en otoño. Este patrón climático define el entorno y los ecosistemas forestales de Chelva.

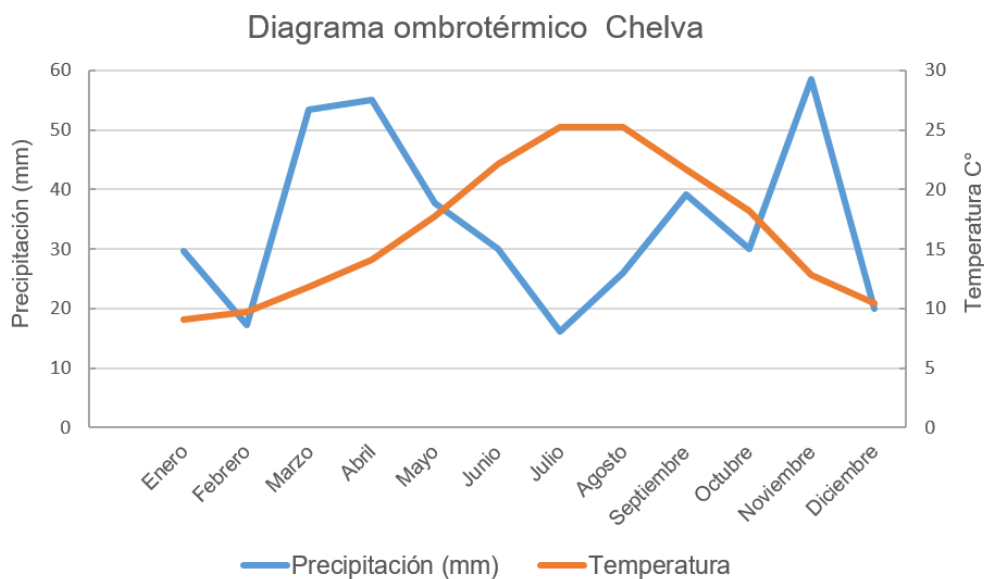


Figura 7. Diagrama ombrotérmico de Gausson para la estación de Chelva más cercana a la zona de estudio.
Fuente: AEMET periodo 2009-2023. Elaboración propia.

3.1.2.5. Vegetación

La vegetación forestal de Chelva, influenciada por su clima mediterráneo con veranos secos y precipitaciones irregulares, se compone principalmente de pinares, encinares y matorrales, los cuales juegan un papel clave en la protección contra la erosión, la conservación de la biodiversidad y la regulación hídrica.

En la región de Chelva, los pinares de carrasco (*Pinus halepensis*) dominan el paisaje y están acompañados por un sotobosque diverso que incluye especies como *Quercus coccifera*, *Juniperus phoenicea*, *Juniperus oxycedrus*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*. Estas comunidades vegetales forman parte de la asociación *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae*, característica del ecosistema mediterráneo (Escrig et al., 2005). Además, en las riberas del río Tuéjar y el río Chelva se desarrollan bosques de ribera compuestos por *Populus alba*, *Salix spp.* y *Fraxinus angustifolia*, que prosperan en suelos húmedos y fértiles. En las zonas más elevadas, donde las condiciones son más extremas, se encuentran arbustos como *Juniperus oxycedrus* y *Juniperus phoenicea*. En estas áreas, el matorral mediterráneo incluye especies como *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*, que forman parte de una compleja red ecológica en el territorio (Escrig et al., 2005; Ayuntamiento de Tuéjar, 2023).

3.1.3. Descripción de las parcelas experimentales

La zona de estudio en Chelva incluye 3 parcelas en las que se llevó a cabo en 1998 el tratamiento silvícola de entresaca por bosquetes cuadrados en el que se varía el tamaño para reproducir diferentes grados de sombra según un gradiente norte-sur: 45 x 45 m (CHB45), 30

x 30 m (CHB30) y 15 x 15 m (CHB15). Así en las parcelas tratadas se eliminaron todos los pinos (Figura 8a). También hay una parcela de 30 x 30 m designada como parcela control (sin tratamiento, CHC30) (Figura 8b). Desde la implementación de los tratamientos silvícolas, las parcelas han experimentado un proceso de regeneración y diversificación de la vegetación, reflejando la respuesta de la comunidad vegetal a la variación de las condiciones ecológicas tras la eliminación de la cobertura arbórea.

Las parcelas de Chelva, de donde se extrajeron las muestras de la capa orgánica, se marcaron con las siguientes denominaciones y dimensiones (Tabla 2):

Tabla 2. Codificación para las parcelas de Chelva con su tratamiento selvícola y superficie.

| Parcela | Tipo de tratamiento | Superficie (m ²) |
|---------------------------------|-------------------------|------------------------------|
| Chelva bosque 15 (CHB15) | Entresaca por bosquetes | 225 |
| Chelva bosque 30 (CHB30) | Entresaca por bosquetes | 900 |
| Chelva bosque 45 (CHB45) | Entresaca por bosquetes | 2025 |
| Chelva control (CHC30) | Control | 900 |

Cada una de las parcelas tienen un código (CHB15-CHB30-CHB45 y CHC30) para poder identificarlas y saber a través de éste la ubicación, tipo de tratamiento y tamaño de la parcela experimental.

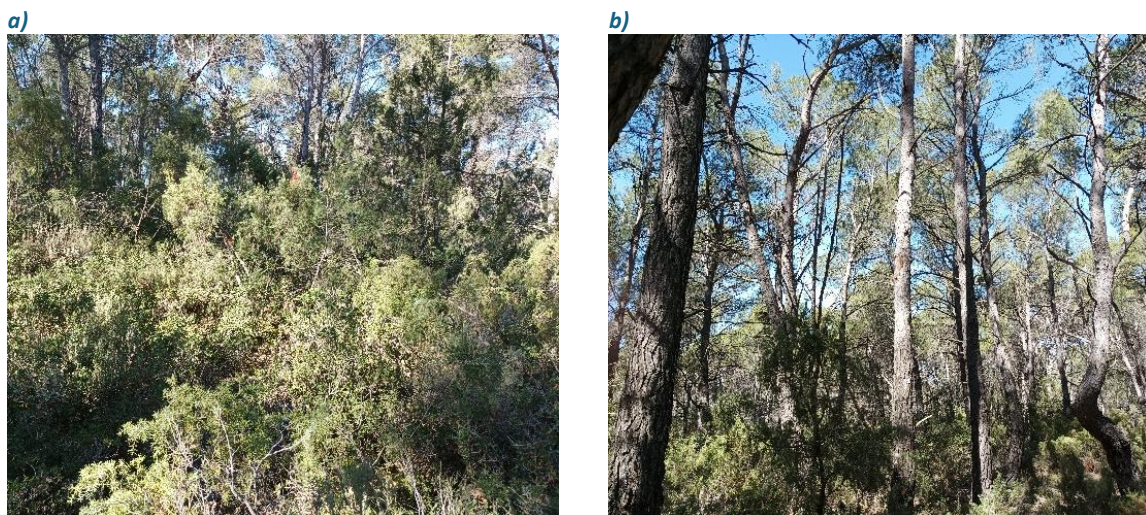


Figura 8. Foto a) parcela bosque y b) parcela control tomadas en 2023.

El mapa de distribución de las parcelas junto con las coordenadas UTM se encuentra en el Anejo 1.

3.2. Diseño del muestreo

Se diseñó un esquema de muestreo en círculos concéntricos desde el centro de cada parcela, con radios de 2,5 m, 7,5 m, 15 m y 22,5 m. Los puntos de muestreo se dispusieron en las

direcciones este, sur, oeste y norte (en ese orden) desde el centro hacia los lados del cuadrado (Figura 9).

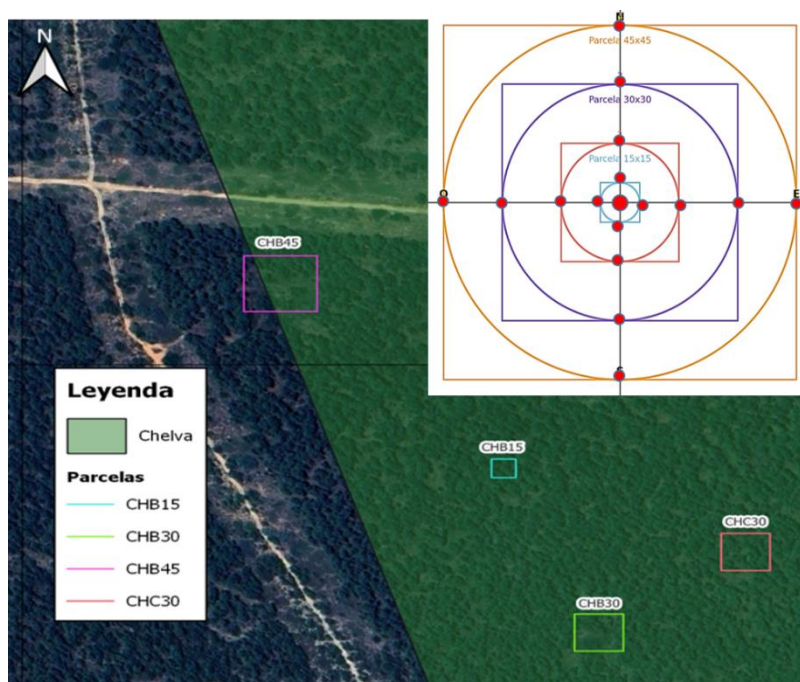


Figura 9. Cantidad de puntos y ubicación de muestreos dentro de las parcelas bosqueque 15, bosqueque 30 - control 30 y bosqueque 45. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia.

La Tabla 3 presenta el número de puntos de muestreo de suelo por parcela.

Tabla 3. Puntos por parcela, en función del tamaño de las parcelas.

| Dimensión de las parcelas | N.º puntos (r = 0 m) | N.º puntos (r = 2,5 m) | N.º puntos (r = 7,5 m) | N.º puntos (r = 15 m) | N.º puntos (r = 22,5 m) | TOTAL Puntos |
|---------------------------|----------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|-------------------------|--------------|
| 15 x 15 m CHB15 | 1 | 4 | 4 | 0 | 0 | 9 |
| 30 x 30 m CHB30 | 1 | 4 | 4 | 4 | 0 | 13 |
| 30 x 30 m CHC30 | 1 | 4 | 4 | 4 | 0 | 13 |
| 45 x 45 m CHB45 | 1 | 4 | 4 | 4 | 4 | 17 |

Al total de las parcelas de Chelva le corresponden 52 puntos de muestreo distribuidos en 9 puntos dentro del Bosquete 15 (CHB15), 13 puntos dentro de Bosquete 30 (CHB30) al igual que en el control 30 (CHC30) y 17 puntos de muestreo para la parcela del Bosquete 45 (CHB45).

3.3. Muestreo del horizonte orgánico

La recogida de muestras del horizonte orgánico se realizó el 14 de julio de 2023. En cada punto de muestreo, se extrajo una muestra del horizonte orgánico utilizando un cuadrante de 25 x 25 cm (Figura 10), registrando la profundidad correspondiente. Posteriormente, el material extraído se depositó en bolsas de plástico y se conservó a una temperatura de 4 °C en refrigeración hasta su análisis en laboratorio. Este procedimiento sigue protocolos establecidos en estudios previos para garantizar la preservación de las propiedades fisicoquímicas, biológicas y bioquímicas del material orgánico.



Figura 10. Toma de muestra del horizonte orgánico.

3.4. Análisis y caracterización del horizonte orgánico

3.4.1. Tratamiento de las muestras

Las muestras se tamizaron por 2 mm en fresco. Al material menor de 2mm se le denomina en este trabajo capa H, este material orgánico se mantuvo refrigerado a 4 °C y en él se analizó la humedad, el carbono orgánico soluble en agua, la respiración a lo largo de 35 días, el contenido en nitrógeno mineral y con él se hicieron incubaciones para el estudio de la mineralización del nitrógeno (Figura 11). Adicionalmente, una pequeña cantidad de la capa H se secó al aire y fue tamizada nuevamente con una malla de <math><500\ \mu\text{m}</math> para la determinación del carbono orgánico total de la capa H, siguiendo protocolos estándar de análisis de suelos.

El material orgánico de tamaño superior a 2 mm se secó al aire y se fraccionó (ver epígrafe 3.4.2).

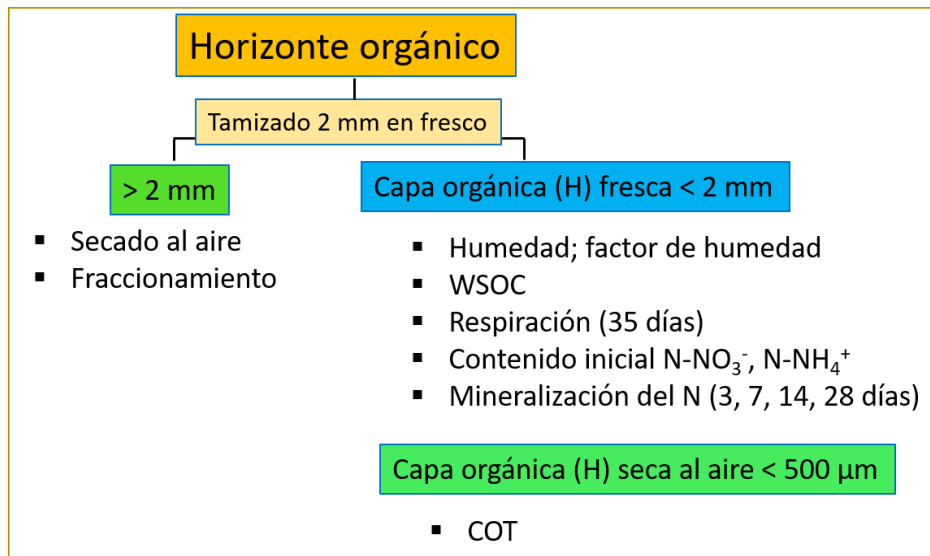


Figura 11. Diagrama de análisis realizados en el horizonte orgánico de las parcelas de estudio.

3.4.2. Fraccionamiento del horizonte orgánico

El fraccionamiento del mantillo conlleva separar todas las fracciones que se encuentran formando la capa orgánica del suelo. Sirve para conocer el aporte de restos vegetales en las diferentes parcelas. En primer lugar, se tamizaron las muestras en fresco por un tamiz de luz de malla de 2 mm. El material orgánico con tamaño superior a 2 mm se secó al aire. A continuación, se procedió a la separación de las distintas fracciones (acículas, ramas de pino, corteza de pino, flores y frutos de pino, hojas de *Quercus*, musgo, y restos $\geq 2\text{mm}$) y a su pesada (Figura 12). El material orgánico de tamaño $< 2\text{ mm}$ (capa H) se pesó en fresco y posteriormente se determinó su factor de humedad que permitió obtener su peso seco.



Figura 12. Fraccionamiento del horizonte orgánico.

3.4.3. Determinación de la humedad y factor de humedad de la capa H

Por una parte, se determinó la humedad de la capa H en fresco, es decir, la humedad de la muestra en el momento del muestreo y, por otra parte, se determinó la humedad de la capa H seca al aire, que se había dejado secar previamente a temperatura ambiente. Para ello, se eliminó la humedad contenida en la muestra mediante secado en estufa, y a partir de la diferencia de peso se calcula el porcentaje de agua presente.

Procedimiento:

Se pesó el material orgánico en cajas metálicas y posteriormente se introdujeron las cajas en la estufa a 65 °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 material orgánico.

Cálculos:

$$fh = \frac{m_s}{m_h}; \%H = \frac{m_h - m_s}{m_s} \times 100$$

Donde:

f_h = factor de humedad

m_s = masa de material orgánico seco a 65 °C (g)

m_h = masa de material orgánico fresco/seco al aire (g)

$\%H$ = humedad gravimétrica (%)

3.4.4. Determinación de la capacidad de retención de agua de la capa H

Para la determinación de la capacidad de retención de agua (CRA) se colocaron muestras de 10 g de material orgánico fresco en embudos provistos de papel de filtro y montados en probetas, y se añadieron 100 mL de agua al material orgánico. El porcentaje de capacidad de retención de agua se calculó con la siguiente fórmula:

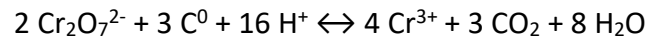
$$\%CRA = \frac{W_r}{m} \times 100$$

donde W_r es el peso del agua retenida en gramos y m es el peso seco del material orgánico en gramos.

3.4.5. Determinación del carbono orgánico de la capa H (COT)

El contenido en C orgánico en el suelo se determinó por oxidación del C, que se encuentra inicialmente en su forma reducida C^0 . Se determinó en muestras de la capa H secas al aire y tamizadas (<500 μm) por el método Walkley-Black (1934), que consiste en añadir una cantidad de dicromato potásico ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en medio ácido que exceda a la necesaria para reaccionar con el carbono orgánico; de esta forma el ion dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) 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. El exceso de oxidante se determina mediante valoración con sulfato ferroso (FeSO₄).



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

Procedimiento

Se pesaron aproximadamente 0,050 g de cada muestra de material orgánico en un matraz de 250 mL. A continuación, se añadieron 10 ml de dicromato potásico 1 N y se agitó para mezclar la muestra con la solución. En la campana de extracción de gases, se añadieron 20 ml de ácido sulfúrico concentrado, se volvió a agitar el matraz y se dejó reposar durante 30 minutos. Pasada media hora, se añadieron 50 ml de agua destilada y se dejó enfriar otros 30 minutos. Seguidamente, se añadieron 5 gotas del complejo ferroso de ortofenantrolina como indicador y se valoró el exceso de dicromato potásico con sulfato ferroso 0,5 N. Se realizaron dos blancos para obtener el factor del sulfato ferroso. Se realizaron dos repeticiones por muestra.

Cálculos:

El COT se calculó con la siguiente fórmula:

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

Donde:

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

Vd: Volumen de dicromato potásico

Nd: normalidad del dicromato potásico

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

Vsm: volumen de sulfato ferroso empleado en la valoración de la muestra

Ns: normalidad teórica del sulfato ferroso

$$Fs: \text{factor del sulfato ferroso } Fs = Vd \cdot Nd \cdot Fd / Vsb \cdot Ns$$

Fd: factor del dicromato potásico (primario)

Vsb: volumen de sulfato ferroso empleado en la valoración del blanco

P_{ssa} = peso (g) de la muestra de mantillo seco al aire <500µm

El factor 0,003 se corresponde con el peso equivalente del carbono (g meq^{-1}).

3.4.6. Determinación del carbono orgánico soluble en agua (WSOC)

El carbono orgánico soluble en agua (WSOC, por sus siglas en inglés) es una de las fracciones del carbono orgánico total del suelo, siendo la más activa desde el punto de vista bioquímico. Esta fracción incluye sustancias lábiles que sirven como fuente de energía para el metabolismo de los microorganismos del suelo. La determinación del WSOC se realizó mediante un procedimiento de extracción seguido de análisis colorimétrico. El método empleado fue el descrito por Yakovchenko y Sikora (1998), diseñado para la cuantificación de concentraciones elevadas de carbono orgánico. Este método utiliza la reacción colorimétrica, que mide el WSOC tras su oxidación con dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en medio ácido.

Procedimiento:

Se realizaron dos repeticiones por muestra. Para cada una, se pesaron aproximadamente 5 g de material orgánico fresco (capa H fresco (<2 mm)) en tubos de centrifuga, a los que se añadieron 40 mL de agua destilada. Después, las muestras se agitaron durante 30 minutos y centrifugaron durante 5 minutos a 2500 rpm. El sobrenadante se vertió cuidadosamente en botellas rotuladas, utilizando un filtro en embudo, y se almacenaron a -18 °C hasta su posterior análisis.

Para la determinación colorimétrica, se prepararon patrones de 0, 10, 25, 50, 100, 200 y 300 ppm de carbono a partir de una disolución madre de C (1000 ppm). Luego, se pipetearon 2 mL del extracto acuoso de cada muestra en tubos de ensayo de 15 mL, a los que se añadieron 3 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0,20 N en H_2SO_4 26,7 N. Las muestras se agitaron en un vórtex durante 15 segundos, se cubrieron con papel de aluminio y se incubaron en estufa a 140 °C durante 20 minutos. Finalmente, se realizó una curva de calibración en el espectrofotómetro a 590 nm utilizando los patrones preparados. Tras el autocero con el patrón 0, se midió la absorbancia de cada muestra, obteniéndose así los valores correspondientes de WSOC.

3.4.7. Respiración microbiana de la capa H

La respiración basal es un proceso en el cual los microorganismos descomponen la materia orgánica presente en el suelo mediante la oxidación de dicho sustrato orgánico. Durante este proceso, se libera dióxido de carbono (CO_2) y agua como subproductos, mientras que los microorganismos obtienen energía para su crecimiento y mantenimiento. Este flujo de CO_2 desde el suelo a la atmósfera es un indicador directo de la actividad microbiana y, por tanto, de la dinámica del carbono en el ecosistema edáfico. Esta medición permite evaluar la capacidad del suelo para mineralizar carbono y su papel en el ciclo global del carbono.

Procedimiento:

Se prepararon dos repeticiones de muestras de material orgánico fresco (aproximadamente 2,5 g) en matraces Erlenmeyer de 25 mL (volumen total del matraz 36 mL), que se etiquetaron y se cerraron con tampón septum (Figura 13). Las muestras se incubaron a 25 °C y en oscuridad en un sistema cerrado para mantener condiciones óptimas de temperatura y humedad. Las muestras se preincubaron 7 días con la humedad de campo. Al séptimo días se airearon las muestras y se ajustó su humedad al 35 % de su capacidad de retención hídrica (Moyano et al., 2013). Se realizaron mediciones de CO₂ y O₂ durante 35 días. Las medidas se realizaron con un analizador de gas Dansensor CheckPoint 3® y se airearon los matraces cuando fue necesario (>6 % de CO₂) mediante una bomba de aire. Se incluyeron controles sin suelo para validar el funcionamiento del equipo y corregir los datos obtenidos.

Cálculos:

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

$$\text{mmol CO}_2 \text{ kg}^{-1} = \frac{(P_{\text{atm}} \cdot \frac{\text{CO}_2}{100} \cdot V_{\text{matraz}} \cdot M \cdot 1000)}{(R \cdot T)} \\ \text{Peso material orgánico (capa H) seco} \cdot 44$$

Donde: P_{atm} = Presión atmosférica (1 atm); CO₂ (%) = porcentaje de CO₂ obtenido con el Dansensor; V_{matraz} = volumen del matraz (36 mL); M = masa molecular del CO₂ (44 g mol⁻¹); R = constante de los gases ideales (0,08206 L atm mol⁻¹ K⁻¹); T = temperatura (298 °K); Peso material orgánico (capa H) seco = Peso fresco (g) · fh (siendo fh el factor de humedad obtenido a 65 °C).



Figura 13. Medición de la respiración microbiana y aireación de muestra.

3.4.8. Nitrógeno mineral y mineralización de la capa H

Se determinó el contenido en nitrógeno inorgánico (nitratos y amonio) en el suelo.

Procedimiento:

Se pesaron 2,5 g de material orgánico fresco en matraces Erlenmeyer de 250 mL, considerando dos repeticiones por muestra. A cada muestra se le añadió agua destilada hasta alcanzar el 35 % de su capacidad de retención hídrica y se incubaron en oscuridad durante 3, 7, 14 y 28 días, a una temperatura constante de 25 °C, bajo condiciones controladas de temperatura. También se determinó la concentración inicial de nitratos y amonio (tiempo cero).

Los matraces se organizaron en grupos de 104 (incluye dos repeticiones), correspondientes a las cuatro parcelas experimentales (18 matraces para CHB15, 26 para CHB30 y CHC30, y 34 matraces para CHB45), para un total de 520 matraces, incluyendo sus repeticiones para cada uno de los tiempos de incubación (0, 3, 7, 14 y 28 días). Una vez finalizados los periodos de incubación, se procedió a la extracción del nitrógeno mineral.

Para la extracción de nitrógeno mineral, se añadieron 25 mL de KCl 2M a cada matraz, agitándolos durante 1 hora a 140 r.p.m. Después de dejar sedimentar unos minutos, el sobrenadante se decantó en botellas de 100 mL y se centrifugó durante 5 minutos a 2500 r.p.m. Posteriormente, el sobrenadante se filtró con un tamiz de malla de 50 micras y se almacenó en refrigeración hasta su análisis para determinar el contenido de nitratos y amonio (Figura 14).

Determinación de N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺:

La determinación de N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺ se llevó a cabo utilizando un FIAStar 5000 Analyzer FOSS TECATOR (Figura 14). Los patrones para la determinación de nitrato se prepararon a partir de una disolución de nitrato potásico y para la determinación de amonio los patrones se prepararon a partir de una disolución de cloruro amónico. Los patrones al igual que las muestras se prepararon en KCl 2 M. Las concentraciones de los patrones fueron 0, 0.4, 0.8, 1.2, 2.4, 6 y 8 mg L⁻¹ de N-NH₄⁺ y 0, 0.5, 1, 2, 4, 6, 8, y 10 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻, ajustándose a los niveles esperados en las muestras analizadas. Estas concentraciones fueron elegidas siguiendo recomendaciones de protocolos estándar para análisis de nitratos en suelos, asegurando una calibración lineal del equipo.

La determinación del contenido de amonio (NH₄⁺) se realizó mediante un método colorimétrico, que se basa en la reacción del amonio liberado con hidróxido sódico. En este proceso, el amoniaco gaseoso generado se difunde a través de una membrana permeable hacia una mezcla de indicadores ácido-base, cuya absorbancia se mide a una longitud de onda de 590 nm (Tecator Application Note 13 AN 5226, 1984). La determinación de nitrato se basa en la reducción de éste a nitrito en una columna de Cd y posterior determinación colorimétrica con N-(1-Naftil)-etilendiaminadiclorhidrato y sulfanilamida, midiendo la absorbancia de la mezcla obtenida a 540 nm (Tecator Application Note AN 5201, 1984).

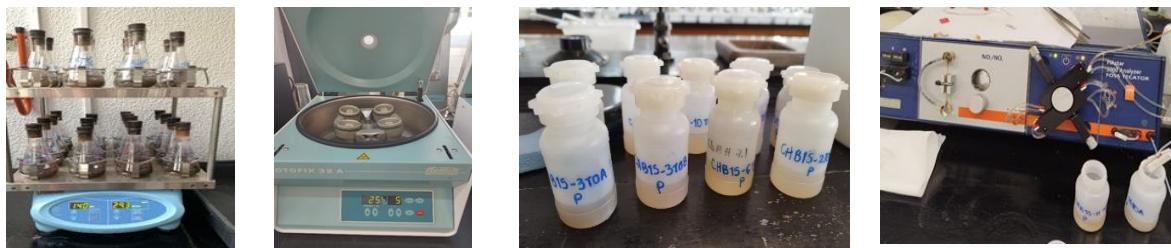


Figura 14. Determinación del nitrógeno mineral.

3.5. Análisis estadístico

El efecto de los tratamientos sobre las propiedades del horizonte orgánico fue evaluado estadísticamente mediante un análisis de varianza unidireccional (ANOVA), utilizando los tratamientos (CHB15, CHB30, CHB45, y CHC30) como el factor principal. Las diferencias significativas entre medias se determinaron mediante la prueba post-hoc de comparación múltiple de Tukey para la diferencia honestamente significativa (HSD). En los casos necesarios, los datos fueron transformados logarítmicamente o mediante la raíz cuadrada para cumplir con los supuestos de normalidad e igualdad de varianzas. La normalidad de los datos fue verificada a través de las pruebas de Shapiro-Wilk o Kolmogorov-Smirnov, dependiendo del tamaño de la muestra, mientras que la homocedasticidad fue comprobada utilizando el test de Levene. En aquellos casos en los que las variables no cumplieron con los supuestos de normalidad o igualdad de varianzas, se recurrió al test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software Statgraphics XIX, con un nivel de significación establecido en $p \leq 0,05$.

4. Resultados y discusión

4.1. Espesor del horizonte orgánico

La diferencia entre la tasa de entrada de los restos orgánicos aportados por los árboles y matorrales (desfronde) y su tasa de descomposición determinan el espesor del horizonte orgánico. Esta capa orgánica regula la mayoría de los procesos funcionales del bosque actuando como una capa protectora frente a los cambios extremos de temperatura y humedad, protegiendo al suelo de la erosión y favoreciendo la infiltración del agua (Roig et al., 2005), cobrando todo ello una gran importancia en los ecosistemas mediterráneos por las restricciones naturales en cuanto a la disponibilidad hídrica.

En la Figura 15 se compara el espesor del horizonte orgánico en los distintos tratamientos (parcelas tratadas con entresaca por bosquetes, CHB15, CHB30, CHB45 y la parcela control sin intervención, CHC30). No se encontraron diferencias significativas en el espesor del horizonte orgánico entre los distintos tratamientos. El espesor medio de las tres parcelas tratadas fue de $2,93 \pm 1,67$ cm y el del control fue $3,65 \pm 1,84$ cm. A pesar de la intervención

que se llevó a cabo hace 25 años, los tres tratamientos de entresaca por bosquetes acumulan sobre la superficie del suelo un espesor de restos vegetales, en diferentes grados de descomposición, similar al de la parcela control.

Este resultado sugiere que el tratamiento de entresaca puede haber incrementado ligeramente la tasa de descomposición de la materia orgánica en la capa superficial, probablemente debido a la mayor exposición a la radiación solar y a la precipitación, condiciones que habrían conducido a una mayor actividad biológica tras la intervención. También puede haber ocurrido que las entradas de restos vegetales hayan sido inferiores en las parcelas tratadas. En las parcelas tratadas el aporte de residuos procede tanto de los ejemplares de pino carrasco regenerados 25 años después de realizarse los tratamientos, como de la gran cantidad de sotobosque que ha ido creciendo a causa de la apertura de la masa arbórea. La parcela control, al no haber sido manejada, ha podido acumular más residuos vegetales en la superficie y se ha podido producir una ralentización de la descomposición, lo que explica una ligera mayor profundidad de su horizonte orgánico. Sin embargo, el impacto en el espesor del horizonte orgánico no fue drástico, lo que indica que el tratamiento ha mantenido de manera efectiva la dinámica del horizonte orgánico, evitando una disminución significativa de dicha capa.

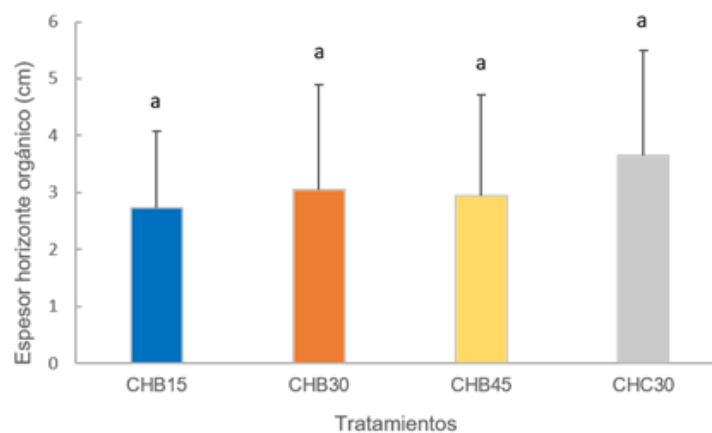


Figura 15. Espesor del horizonte orgánico. Las barras representan media \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). La misma letra minúscula indica que no hay diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

En estas mismas parcelas se determinó la tasa de desfronde 12 años después de realizados los tratamientos, reduciéndose de forma significativa la tasa anual de desfronde en el tratamiento de entresaca de 45 x 45 m ($464 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) respecto del control ($2911 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Lado-Monserrat et al., 2016). Sería adecuado, en futuros estudios, determinar la dinámica de desfronde y de descomposición de material orgánico en las diferentes parcelas experimentales transcurridos más de 25 años de los tratamientos, ya que la cantidad de desfronde producido por la masa forestal y el retorno al suelo de los nutrientes que contiene

a través de la descomposición son elementos determinantes para la fertilidad del suelo. Es fundamental conocer las tasas de desfronde y descomposición de las masas, así como la relación existente entre el desfronde y su descomposición y la densidad de las masas para asegurar el mantenimiento de la sostenibilidad través de la gestión forestal (Bueis et al., 2017).

4.2. Fraccionamiento del horizonte orgánico

El horizonte orgánico es un estrato del suelo dominado por material orgánico que consiste en desechos frescos y parcialmente descompuestos, como hojas, ramas, corteza de pino, acículas, frutos, semillas, musgos, etc., que se han ido acumulando sobre la superficie del suelo mineral.

El tratamiento selvícola de entresaca por bosquetes, evaluado tras 25 años, muestra que el tamaño de las parcelas influye significativamente en la acumulación y distribución de las fracciones del horizonte orgánico en un pinar mediterráneo (Figura 16). Para todas las fracciones estudiadas salvo para las hojas de *Quercus*, el musgo y ramas de pino, se observó que la masa por unidad de superficie era superior en la parcela control. No se encontraron diferencias significativas entre las cuatro parcelas para las ramas de pino ni para el musgo.

La masa de acículas fue significativamente mayor en la parcela CHC30 ($104,50 \pm 54,67 \text{ g m}^{-2}$), siendo 5 veces superior a la encontrada en la parcela CHB15 ($20,39 \pm 16,62 \text{ g m}^{-2}$) (Figura 16).

Para los tres tamaños de bosquetes se observó una disminución de la masa de corteza y de flores y frutos con el aumento del tamaño del bosquete. En el caso de las flores y frutos de pino, se observó una mayor acumulación en la parcela CHC30, en especial de sus restos gruesos ($>2 \text{ mm}$), como ramas y cortezas lo que podría indicar que, en ausencia de manejo, la densidad y madurez de los árboles favorecen una mayor capacidad reproductiva (Carrasco, 2008).

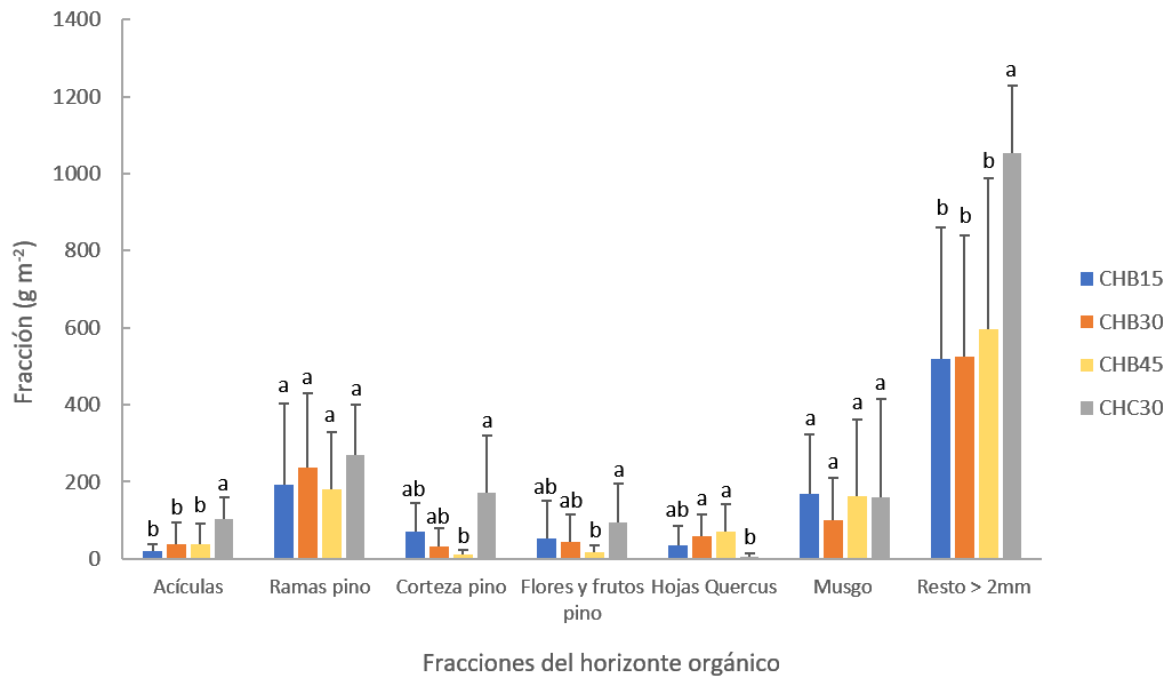


Figura 16. Masa de las fracciones del horizonte orgánico. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos (P < 0,05).

En relación con la capa orgánica obtenida tras el tamizado por 2 mm (denominada para este trabajo como capa H), y que es una capa humificada formada por restos orgánicos totalmente descompuestos sin estructura visible, se observó una mayor masa en la parcela control ($4983 \pm 1677 \text{ g m}^{-2}$), siendo el doble que la obtenida en CHB45 ($2429 \pm 1507 \text{ g m}^{-2}$) (Figura 17).

Las parcelas tratadas muestran un mejor reciclaje de nutrientes, mientras que la parcela control (CHC30) acumula más materiales como acículas, ramas y restos gruesos, reflejando una descomposición más lenta. Según Bravo-Oviedo et al. (2012), *"la falta de manejo puede generar acumulación de materia orgánica recalcitrante, limitando la actividad biológica"*. El musgo se desarrolla mejor en parcelas tratadas con menor apertura (CHB15), gracias a condiciones más húmedas y sombrías. Lidón et al. (2008) señala que *"la sombra moderada favorece especies como los musgos en el sotobosque"*. Por otro lado, la corteza de pino se acumula menos en parcelas abiertas como CHB45, debido a una mayor descomposición por la exposición a la luz solar (Yécora, 2008).

En cuanto a las hojas de *Quercus*, las parcelas tratadas (CHB45) acumulan más debido a una mayor presencia de especies del sotobosque; como destaca Galiana et al. (2017) *"la apertura del dosel fomenta la regeneración de especies heliófilas como Quercus coccifera"*.

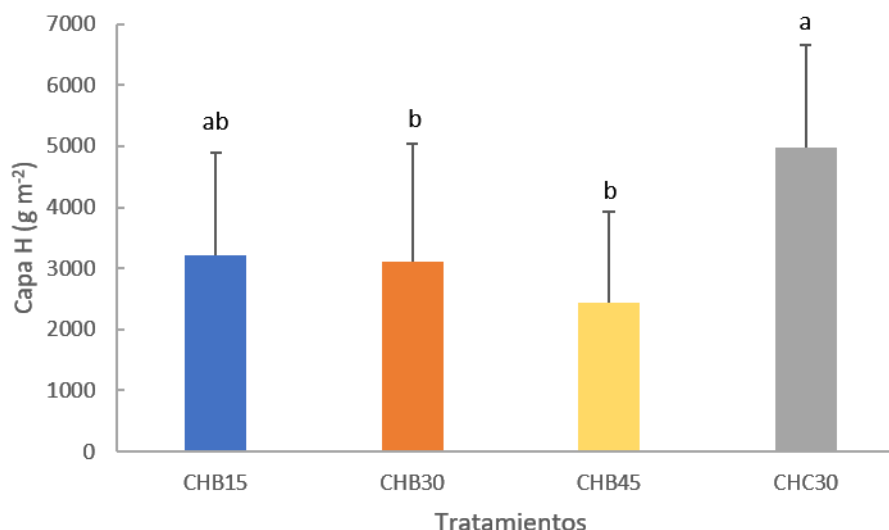


Figura 17. Masa de la capa H del horizonte orgánico. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

Los datos muestran una disminución progresiva de la masa de la fracción fina (<2 mm) al aumentar el tamaño del bosque, mientras que la parcela control, sin intervención, maximiza la acumulación de esta fracción.

El análisis de la masa de la capa H del horizonte orgánico demuestra que los tratamientos selvícolas afectan la acumulación de materia orgánica fina (<2 mm). Las parcelas con tratamiento, especialmente CHB45, muestran la menor acumulación (2429 g m⁻²), lo que sugiere que los bosquetes más grandes favorecen procesos de descomposición más rápidos, posiblemente debido a una mayor exposición a factores climáticos y una menor densidad del dosel (Lidón et al., 2008).

La parcela control (CHC30) presenta una acumulación significativamente mayor (4983 g m⁻²), lo que evidencia que la ausencia de manejo permite la estabilización de la materia orgánica, resultado de la mayor cobertura arbórea y un microclima más estable que reduce la descomposición y la pérdida de carbono (Carrasco, 2008). Este patrón también resalta la importancia de la materia orgánica fina como reservorio de carbono y nutrientes en suelos forestales mediterráneos, donde las dinámicas de acumulación y descomposición están estrechamente ligadas a las condiciones del dosel y al manejo forestal aplicado (Jobbágy & Jackson, 2000; Bravo-Oviedo et al., 2010). Además, los valores intermedios observados en CHB30 y CHB15 sugieren que los bosquetes medianos pueden ofrecer un equilibrio entre la acumulación y la descomposición de materia orgánica, contribuyendo a la sostenibilidad de estos ecosistemas (Galiana et al., 2017).

4.3. Humedad de la capa H

La Figura 18 muestra la humedad de la capa orgánica en los diferentes tratamientos, siendo para CHB15 de $6,25 \pm 4,24$ %, para CHB30 de $11,24 \pm 14,26$ %, para CHB45 de $13,64 \pm 17,42$ % y para CHC30 de $14,53 \pm 7,25$ %. Esta baja humedad se corresponde con el mes de muestreo

(julio). Entre los bosquetes se observó una mayor humedad al aumentar el tamaño del bosquete, aunque no se encontraron diferencias significativas entre las cuatro parcelas. Se obtuvo una gran variabilidad muestral. Los bosquetes más grandes (CHB30 y CHB45) y la parcela control (CHC30) muestran mayores niveles de humedad en la capa orgánica, probablemente debido a una mayor cobertura del dosel en el caso de la parcela control y del matorral en el caso de los bosquetes, que reduce la evaporación. Este resultado coincide con observaciones previas que destacan cómo las condiciones microclimáticas influenciadas por la cobertura vegetal y el manejo forestal determinan la dinámica hídrica en suelos mediterráneos (Bravo-Oviedo et al., 2010; García et al., 2002).

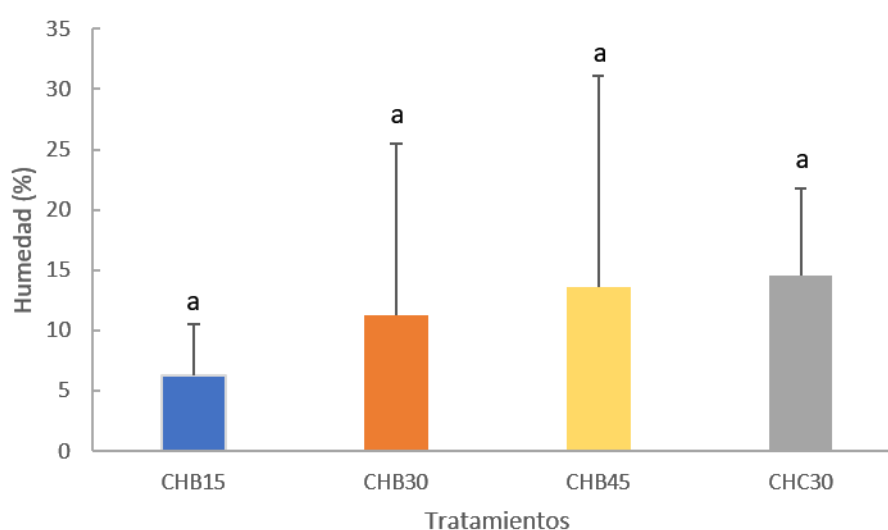


Figura 18. Humedad de la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar ($n=9$ CHB15, $n=13$ CHB30 y CH30, $n=17$ CHB45). La misma letra minúscula indica que no hay diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

4.4. Carbono orgánico de la capa H

El carbono orgánico total (COT) fue significativamente mayor en CHB30 ($22,75 \pm 3,14$ %) que en CHB15 ($16,13 \pm 3,36$ %), y ligeramente superior al contenido en COT de CHB45 ($20,65 \pm 6,09$ %) y de CHC30 ($22,17 \pm 5,97$) (Figura 19), lo que sugiere que un tamaño intermedio de entresaca por bosquetes favorece la acumulación de carbono orgánico. Este resultado podría estar relacionado con un equilibrio entre una mayor entrada de hojarasca y condiciones microclimáticas que limitan la descomposición, optimizando el almacenamiento de carbono en el suelo (Muñoz-Rojas et al., 2016). Sin embargo, al fraccionar el material orgánico recogido en el horizonte orgánico solo se observa, entre las fracciones obtenidas, una ligera mayor acumulación de ramas de pino, cuyas diferencias son significativas en CHB30.

Por otro lado, CHB15 presenta el menor contenido de COT, posiblemente debido a un microclima más expuesto, donde una menor cobertura arbórea genera mayor radiación solar y evaporación, favoreciendo la descomposición de la materia orgánica. Este patrón coincide

con estudios que destacan la influencia de la cobertura vegetal en la acumulación de carbono en suelos forestales mediterráneos (Aponte et al., 2010). En CHC30 la acumulación de carbono parece responder a una lenta estabilización de la hojarasca debido a la ausencia de manejo (González-Pérez et al., 2004).

En términos de manejo forestal, estos resultados sugieren que el tamaño intermedio de los bosquetes (CHB30) es óptimo para maximizar la acumulación de carbono orgánico en la capa H, destacando la importancia de considerar el tamaño de la entresaca por bosquetes en el manejo para mejorar la funcionalidad del contenido de carbono en la capa orgánica de ecosistemas mediterráneos.

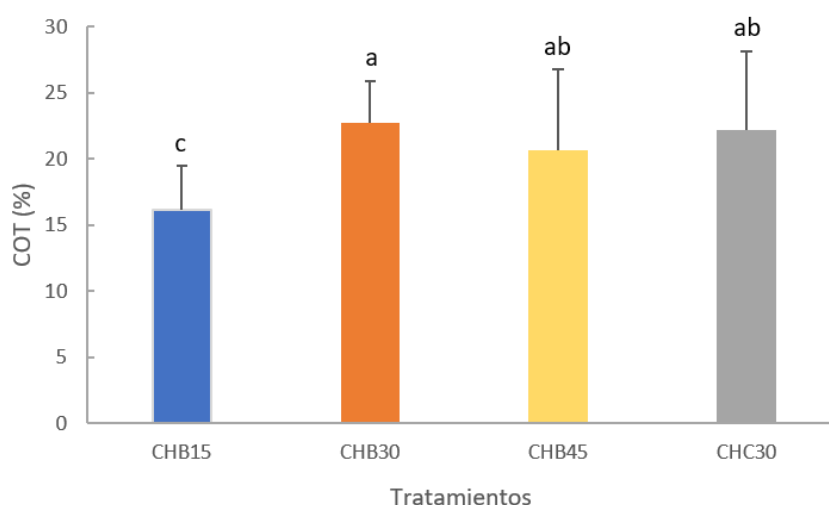


Figura 19. Carbono orgánico total de la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

4.5. Carbono orgánico soluble en agua de la capa H

El carbono orgánico soluble en agua (WSOC) es una fracción lábil y dinámica del carbono orgánico del suelo, crucial para la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes. Su concentración refleja tanto la entrada de materia orgánica como los procesos de descomposición en el suelo (Kalbitz et al., 2000).

El análisis del WSOC en la capa H del horizonte orgánico muestra diferencias significativas entre las parcelas que recibieron el tratamiento selvícola de entresaca por bosquete (CHB30, CHB45) y la parcela sin tratamiento (CHC30). Las parcelas tratadas presentaron mayores concentraciones de WSOC en comparación con la parcela control, lo que sugiere que el manejo selvícola favoreció una mayor disponibilidad de carbono orgánico soluble en agua.

Entre las parcelas tratadas, la parcela CHB45 mostró la mayor concentración de WSOC, alcanzando $1474 \pm 2251 \mu\text{g C g}^{-1}$, seguida por CHB30 ($899 \pm 849 \mu\text{g C g}^{-1}$) y CHB15 (516 ± 146

$\mu\text{g C g}^{-1}$) (Figura 20). Las parcelas CHB45 y CHB30 no difieren significativamente en términos estadísticos. La menor concentración se observó en la parcela CHC30, que registró valores de $343 \pm 183 \mu\text{g C g}^{-1}$. Estos resultados sugieren que el manejo puede acelerar la dinámica de la materia orgánica, favoreciendo la liberación de compuestos solubles y aumentando la disponibilidad de carbono lábil para la biota del suelo (Muñoz-Rojas et al., 2016). Los bosquetes más grandes (CHB45 y CHB30) podrían estar maximizando la actividad microbiana y la liberación de WSOC debido a condiciones más abiertas que promueven la entrada de luz, mayor actividad biológica, y posiblemente una mayor lixiviación de compuestos orgánicos. Estos hallazgos coinciden con estudios previos que vinculan el manejo forestal con la mejora de las propiedades biológicas del suelo (Aponte et al., 2010; Kalbitz et al., 2000).

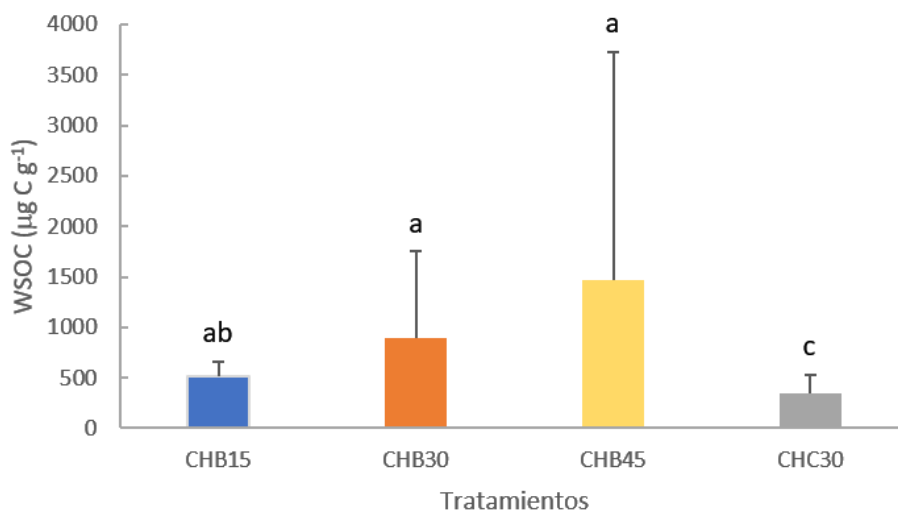


Figura 20. Carbono orgánico soluble en agua de la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

4.6. Respiración de la capa H

La fracción biótica de la materia orgánica, formada por microorganismos vivos, desempeña un papel básico en los suelos, al ser la responsable última del estado de la materia orgánica, y en general, del desarrollo y funcionalidad del ecosistema junto con otros factores bióticos y abióticos (Smith et al., 1993). De todos los parámetros que pueden contribuir a aportar información sobre los distintos aspectos relacionados con la calidad de los suelos, aquellos relativos a los microorganismos y su actividad son los que poseen una mayor sensibilidad frente a los procesos que afectan a los suelos, debido a su respuesta rápida a los cambios (García et al., 2003), de ahí que en este trabajo se haya seleccionado la respiración heterótrofa como un parámetro a estudiar en las parcelas experimentales de este estudio. La microbiota es responsable de entre el 80 y el 90% de procesos que tienen lugar en el suelo (Nannipieri y

Badalucco, 2003). Es ampliamente aceptado que un buen nivel de actividad microbológica es esencial para mantener la calidad de los suelos. Un parámetro ampliamente utilizado para medir la actividad microbológica de un suelo es la respiración microbiana, la cual puede ser determinada tanto por desprendimiento de CO₂ como mediante el consumo de O₂ (García et al., 2003).

La Figura 21 muestra la respiración basal acumulada de la capa orgánica H (mmol CO₂ kg⁻¹) a lo largo de los 35 días de incubación. Los tres bosquetes respiraron más que el control desde el primer día de incubación. La parcela CHB30 destaca con la mayor tasa de respiración, siendo esta de 11,50 mmol CO₂ kg⁻¹ d⁻¹ (valor medio de los 35 días), reflejando una alta actividad microbiana. Por otro lado, las parcelas CHB15 y CHB45 presentan tasas que oscilan entre 7,8 y 8,5 mmol CO₂ kg⁻¹ d⁻¹. Finalmente, la parcela CHC30 registra la menor tasa de respiración (5,9 mmol CO₂ kg⁻¹ d⁻¹), siendo prácticamente dos veces inferior a la de CHB30. Esto indica que los bosquetes manejados presentan una mayor actividad microbiana, reflejando un suelo más dinámico y activo en términos de reciclaje de carbono. La menor respiración en CHC30 podría atribuirse a la estabilización de la materia orgánica bajo condiciones menos perturbadas, mientras que en CHB15, factores como una menor entrada de hojarasca y microclimas más secos parecen limitar la actividad microbiana.

Estudios realizados en bosques mediterráneos de España y el norte de África también han señalado que el manejo forestal intensifica los ciclos biogeoquímicos del suelo, promoviendo la mineralización de carbono y la liberación de nutrientes esenciales (González-Pérez et al., 2004; García et al., 2002).

La relación respiratoria (mmol CO₂ mmol⁻¹ O₂), clave para entender la relación entre respiración microbiana y la disponibilidad de oxígeno, sigue un patrón similar, con CHB30 mostrando valores más altos a lo largo del tiempo (Figura 22), lo que indica un balance más favorable entre la actividad microbiana y la disponibilidad de oxígeno. Este resultado sugiere que los bosquetes intermedios optimizan las condiciones microclimáticas, proporcionando una humedad y temperatura adecuadas para la descomposición de compuestos fácilmente degradables, como azúcares y proteínas. En suelos mediterráneos, estas condiciones han sido asociadas con una mayor respiración microbiana y la liberación de carbono lábil, esenciales para la fertilidad del suelo (Kalbitz et al., 2000; García et al., 2002).

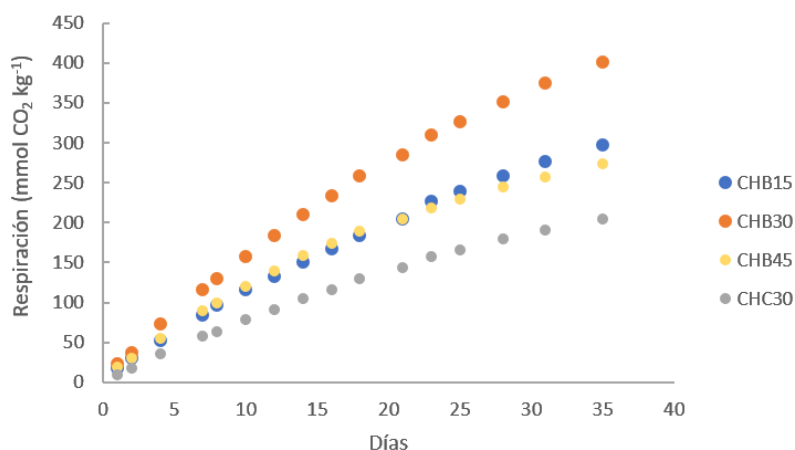


Figura 21. Respiración acumulada de la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

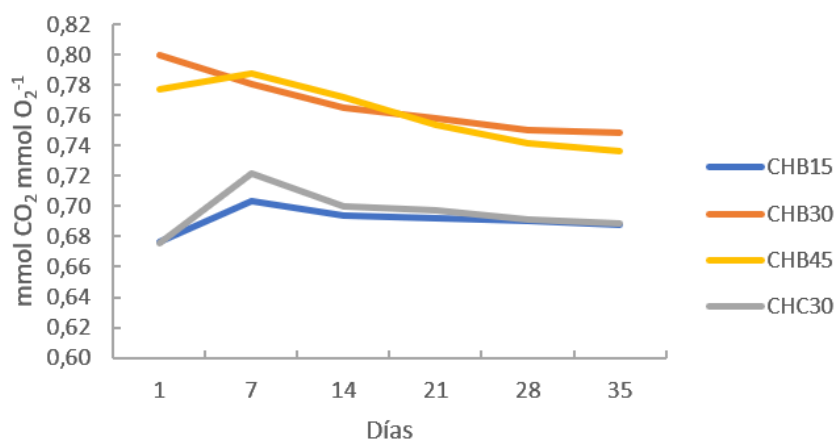


Figura 22. Ratio mmol CO₂ mmol⁻¹ O₂ a lo largo del periodo de estudio. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

Los resultados obtenidos muestran que la actividad biológica en la capa orgánica, medida como respiración acumulada y tasa de producción de CO₂, varía significativamente entre los tratamientos, destacándose los bosquetes de tamaño intermedio (CHB30) como los más dinámicos y eficientes en términos de descomposición y reciclaje de materia orgánica. Este patrón es consistente con estudios realizados en suelos mediterráneos, donde las condiciones microclimáticas influenciadas por la cobertura vegetal y el manejo forestal determinan la calidad y disponibilidad de la materia orgánica para los microorganismos del suelo (Muñoz-Rojas et al., 2016; Aponte et al., 2010).

El manejo selvícola mediante entresaca por bosquete ha demostrado su capacidad para mejorar la actividad biológica y la funcionalidad del suelo en comparación con parcelas no manejadas (CHC30). Sin embargo, los resultados también sugieren que el tamaño de los bosquetes es un factor crítico: mientras que CHB30 maximiza la actividad microbiana, el bosquete más pequeño (CHB15) parece limitado por condiciones más secas y una menor

cantidad de materia orgánica disponible. Estudios previos en Italia y Marruecos han demostrado que un manejo forestal moderado favorece la biodiversidad del suelo y la eficiencia de los ciclos de carbono, mientras que la falta de manejo puede llevar a una acumulación de formas recalcitrantes de carbono, menos disponibles para los microorganismos (Rodríguez-Loínaz et al., 2008; Rey et al., 2002).

Estos hallazgos coinciden con la literatura existente, que destaca cómo el manejo forestal en ecosistemas mediterráneos puede influir significativamente en la dinámica de carbono y la funcionalidad del suelo (Muñoz-Rojas et al., 2016; Aponte et al., 2010; Kalbitz et al., 2000).

4.7. Nitrógeno de la capa orgánica

4.7.1. Contenido de N mineral de la capa orgánica del suelo

En la Figura 23 se muestra el contenido de nitrógeno mineral en forma nítrica en la capa H de cada una de las parcelas tratadas, con un rango que oscila entre 16,2 – 22,5 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹, con desviaciones estándar elevadas y similares a los contenidos medidos. La gran variabilidad de este ion en la capa orgánica del suelo hace que no existan diferencias significativas entre el contenido de nitrato de los tratamientos y el del control. Tampoco se observaron diferencias entre los tratamientos de entresaca de diferente tamaño.

En cuanto al contenido de nitrógeno amónico, el contenido osciló entre 9,3 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ en el tratamiento CHB15 y 82,5 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ en el tratamiento de entresaca de mayor tamaño (CHB45) (Figura 24). Aunque también en este caso la variabilidad es alta, sí que existen diferencias entre tratamientos, con un contenido de nitrógeno amónico que sigue la secuencia CHB45 > CHB30 > CHB15. Respecto al control (CHC30), tanto el tratamiento de entresaca de tamaño medio (CHB30) como el de mayor tamaño (CHB45) tuvieron mayores contenidos de amonio, pero sólo éste último mostró diferencias significativas.

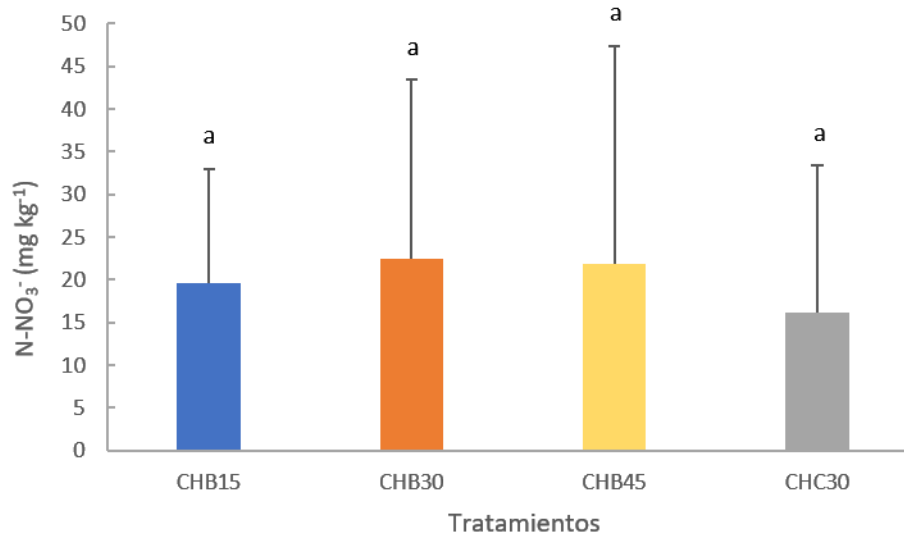


Figura 23. Contenido inicial de nitrato en la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). La misma letra minúscula indica que no hay diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

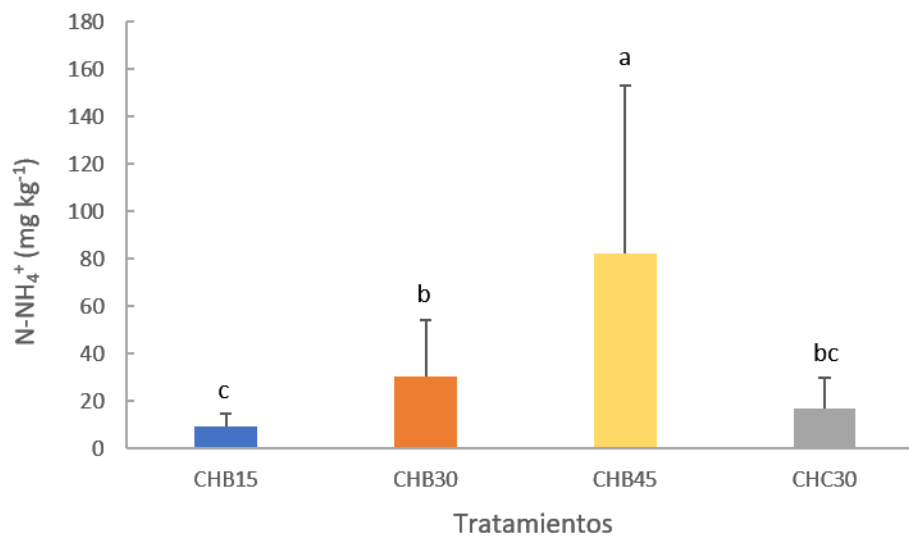


Figura 24. Contenido inicial de amonio en la capa H. Las barras representan medias \pm desviación estándar (n=9 CHB15, n=13 CHB30 y CH30, n=17 CHB45). Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0.05$).

Teniendo en cuenta ambas formas de N (amonio y nitrato), el contenido de N mineral en la capa orgánica H en el momento del muestreo fue de 28,9 mg N kg⁻¹ en el tratamiento CHB15, 33,1 mg N kg⁻¹ en el tratamiento CHC30, 52,6 mg N kg⁻¹ en el tratamiento CHB30 y 104,3 mg N kg⁻¹ en el tratamiento CHB45. Estas diferencias podrían estar indicando una mayor mineralización de esta capa orgánica en los bosquetes de mayor tamaño que podría ser atribuible a unas condiciones de temperatura y humedad más favorables para este proceso, y

también a un aporte de residuos de diferente composición que podrían aportar mayores contenidos de N mineral.

4.7.2. Mineralización de la capa orgánica del suelo

La descomposición del material orgánico es un componente importante de los ciclos biogeoquímicos, siendo en el caso del nitrógeno, el principal aporte de nitrógeno mineral al suelo en sistemas naturales. Por ello, es importante conocer cómo se produce esa descomposición, para estimar los aportes de nitrógeno mineral en cada situación. En este trabajo se ha estudiado esta descomposición, mediante incubación en condiciones controladas de laboratorio, de forma que las diferencias observadas puedan ser achacables a la diferente calidad del material orgánico

En la Figura 25 se muestra la evolución del nitrógeno mineral (suma de amonio y nitrato) resultado de la mineralización por los microorganismos de la materia orgánica en las parcelas experimentales. Se ha obtenido al restar el contenido inicial de nitrato y amonio a cada una de las fechas de la incubación. El nitrógeno procedente de la mineralización de la materia orgánica de la capa H del horizonte orgánico tras 28 días de incubación supone unos $58,1 \pm 20,3$ mg N kg⁻¹ en CHB15, $52,7 \pm 40,8$ mg N kg⁻¹ en CHB30, $40,1 \pm 25,0$ mg N kg⁻¹ en CHC30 y $28,1 \pm 47,8$ mg N kg⁻¹ en CHB45.

La alta variabilidad observada, que dificulta el establecer diferencias entre tratamientos, está en consonancia con la encontrada en las muestras analizadas a tiempo cero y que, como se ha comentado en el apartado anterior, es debida principalmente a que el contenido de amonio en el suelo ha sido muy variable entre los diferentes puntos de muestreo. Solo en el tratamiento de entresaca de mayor tamaño se observa una disminución en el contenido de nitrógeno mineral a los 7 días de incubación, que podría ser debida a una inmovilización de N por la biomasa microbiana del suelo, coincidiendo con una mayor actividad en el material de este tratamiento como se ha observado en la respiración del suelo. En los demás tratamientos no se observa dicha inmovilización.

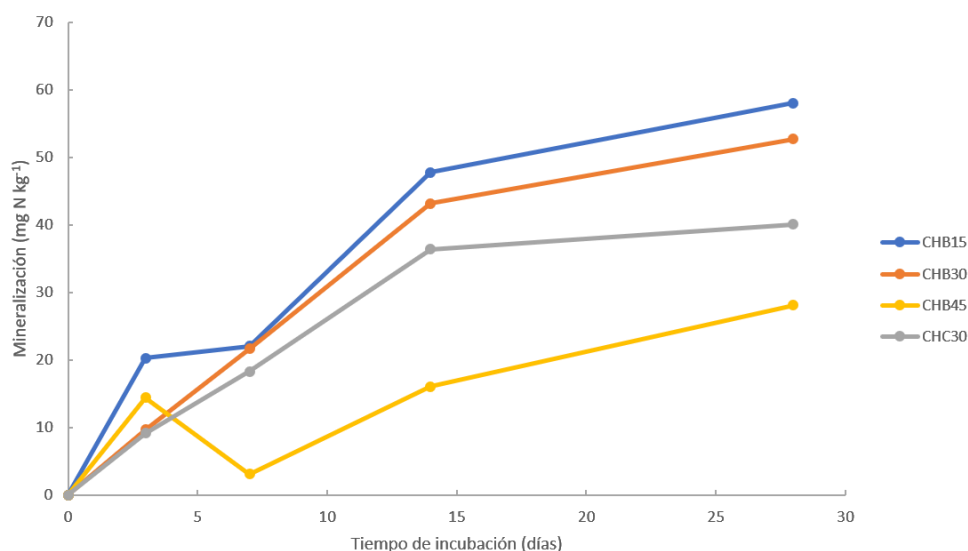


Figura 25. Evolución de la mineralización de N, expresada como mg N kg⁻¹, en las parcelas de estudio.

Estos valores de nitrógeno mineral, alcanzados tras 28 días de incubación del material orgánico, dan como resultado unas tasas medias de mineralización, para las condiciones de temperatura y humedad del ensayo, de 2,075 mg N kg⁻¹ d⁻¹ en el tratamiento CHB15, 1,88 mg N kg⁻¹ d⁻¹ en el tratamiento CHB30, y 1,00 mg N kg⁻¹ d⁻¹ en el tratamiento CHB45, observándose una disminución de dicha tasa con el aumento del tamaño de la entresaca. El tratamiento control CHC30 promedió una tasa de mineralización de 1,43 mg N kg⁻¹ d⁻¹. Estas tasas están en consonancia con las encontradas en otros trabajos. Así, Ste-Marie y Houle (2016) reportan unas tasas de mineralización en condiciones controladas de laboratorio de 5,85 mg N kg⁻¹ d⁻¹ en *Acer saccharum* y 10,15 mg N kg⁻¹ d⁻¹ en *Abies balsamea*, y de 2,35 mg N kg⁻¹ d⁻¹ y 3,40 mg N kg⁻¹ d⁻¹ para estas mismas especies en medidas realizadas in situ.

En la Figura 26 se muestra la dinámica del proceso de nitrificación del material orgánico de la capa H de cada una de las parcelas de estudio. En este caso el nitrato producido procede, tanto del amonio ya presente en el material orgánico en el momento del muestreo, como del amonio procedente de la amonificación (primera etapa de la mineralización del nitrógeno orgánico).

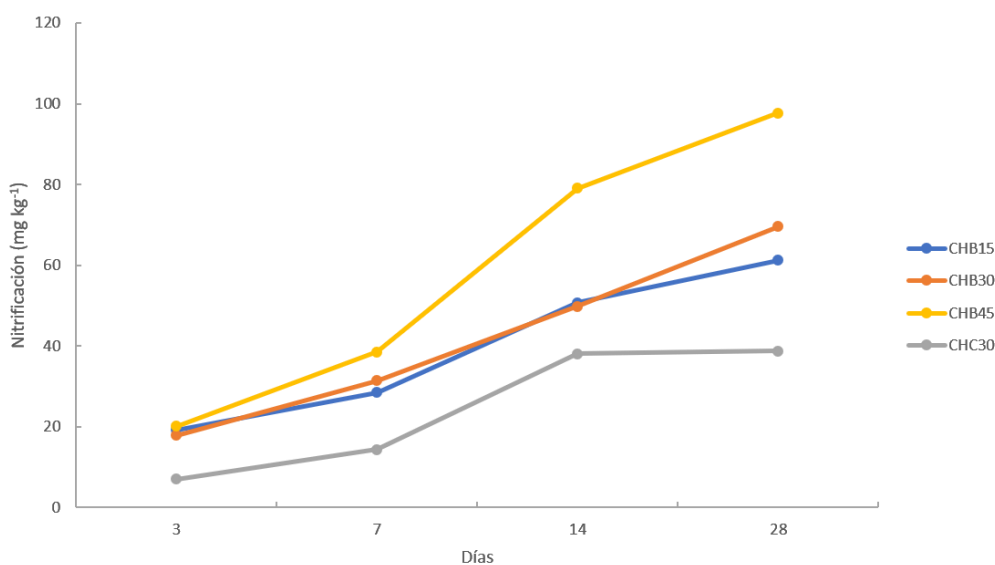


Figura 26. Evolución de la nitrificación, expresada como mg N kg⁻¹, en las parcelas de estudio.

La nitrificación fue mayor en el tratamiento CHB45 (97,64 mg N kg⁻¹) seguido del CHB30 (69,63 mg N kg⁻¹), CHB15 (61,23 mg N kg⁻¹) y CHC30 (38,71 mg N kg⁻¹). Debido al alto contenido inicial en amonio en el tratamiento CHB45, gran parte de la nitrificación en este tratamiento (82.5%) sería debida al amonio ya presente en el material orgánico al inicio de la incubación. La contribución del material orgánico a este proceso de nitrificación aumenta con la reducción del tamaño de la entresaca, llegando casi al 85% en el tratamiento CHB15 y al 57% en el tratamiento CHB30; el porcentaje en el tratamiento control fue del 55%. Este comportamiento indica una relación inversa entre la producción de nitrato procedente de la mineralización del nitrógeno orgánico y el contenido inicial de amonio, sugiriendo que altas concentraciones de amonio podrían estar inhibiendo parcialmente este proceso (Jobbágy & Jackson, 2000; González-Pérez et al., 2004).

Estos valores de nitrógeno nítrico, alcanzados tras 28 días de incubación del material orgánico, dan como resultado unas tasas medias de nitrificación, para las condiciones de temperatura y humedad del ensayo, de 3,49 mg N kg⁻¹ d⁻¹ en el tratamiento CHB45, 2,49 mg N kg⁻¹ d⁻¹ en el tratamiento CHB30, y 2,19 mg N kg⁻¹ d⁻¹ en el tratamiento CHB15, observándose una disminución de dicha tasa con la disminución del tamaño de la entresaca. El tratamiento control CHC30 promedió una tasa de nitrificación de 1,38 mg N kg⁻¹ d⁻¹. Estas tasas vienen en parte determinadas por el contenido inicial de amonio en el material orgánico, ya que, sin considerar dicho amonio, las tasas de nitrificación se reducirían considerablemente, invirtiéndose el orden observado anteriormente.

5. Conclusiones

Los tratamientos selvícolas aplicados hace 25 años en las parcelas de un pinar de carrasco situado en Chelva, mediante la entresaca por bosquetes, causaron un impacto significativo

tanto en la cantidad como en el tipo de material predominante en el horizonte orgánico. Ello afectó a la dinámica del carbono y del nitrógeno del horizonte orgánico del área de estudio, destacando diferencias notables entre las parcelas tratadas y las parcelas control. La intervención en las parcelas generó cambios en la actividad microbiana, en la proporción de carbono lábil y la materia orgánica del suelo y en la disponibilidad de nitrógeno mineral. En concreto se concluye que:

- El **carbono orgánico soluble en agua (WSOC)** en las parcelas tratadas aumentó con el tamaño del bosque, pudiendo estar asociado dicho comportamiento a una mayor actividad biológica y descomposición de la materia orgánica, unido a una mayor acumulación de materia orgánica en las parcelas de mayor tamaño. El tratamiento de entresaca por bosque parece incrementar la disponibilidad de WSOC en comparación con la parcela control, que presenta niveles significativamente más bajos. Esto podría indicar un proceso de estabilización de la materia orgánica en ausencia de manejo.
- Los valores del **carbono orgánico total (COT)** más bajos correspondieron a la parcela CHB15 indicando una menor acumulación de carbono en el suelo. El tratamiento CHB30 mostró los valores más altos y la menor variabilidad, lo que refleja un mayor equilibrio entre los procesos de producción y descomposición de carbono orgánico. Por su parte, CHB45 alcanzó niveles intermedios de COT, pero con la mayor variabilidad, lo que sugiere una distribución más heterogénea del carbono en esta parcela. Finalmente, la parcela control (CHC30) registró un alto contenido de COT junto con una variabilidad moderada, lo que evidencia un almacenamiento significativo de carbono en ausencia de manejo. Los resultados reflejan una tendencia hacia una mayor acumulación de COT en parcelas con mayor tamaño de bosque y en la parcela no intervenida CHC30. Este mayor contenido de carbono en la parcela control, más estable y resistente a la descomposición, podría indicar un almacenamiento prolongado de carbono en ecosistemas mediterráneos. No obstante, la menor actividad biológica en esta parcela refleja una limitada disponibilidad de nutrientes para las plantas, lo que pudo haber influido en su productividad.
- **La respiración basal acumulada de la capa orgánica** H varió significativamente entre las parcelas tratadas y la parcela control a lo largo de los 35 días de incubación. La mayor tasa de respiración de los bosques refleja la influencia del tratamiento selvícola sobre la actividad biológica de la capa orgánica, la cual es más pronunciada en el tratamiento de tamaño intermedio. La parcela control registró la menor tasa de respiración, evidenciando una menor actividad biológica, probablemente debido a un estado más estabilizado de la materia orgánica.

- El indicador de **la relación respiratoria del material orgánico**, expresada como ratio entre carbono respirado y oxígeno consumido, mostró diferencias entre las parcelas tratadas y la parcela control a lo largo del periodo de estudio. Los bosquetes de mayor tamaño presentaron los valores más altos y sostenidos en el tiempo, lo que indica una mayor relación respiratoria en los bosquetes medianos y grandes, probablemente favorecida por condiciones que promueven una mayor actividad biológica. El bosquete de menor tamaño mostró una ratio más baja, mientras que la parcela control presentó un comportamiento intermedio, con una tendencia más estable, pero con valores inferiores a los de los bosquetes tratados más grandes.
- La **composición de la capa orgánica** se vio influenciada por el tratamiento y el tamaño del bosquete. A medida que aumenta el tamaño del bosquete, disminuye la masa corteza y flores/frutos de pino. En la parcela control, sin intervención, se registraron las mayores acumulaciones de corteza y restos gruesos. Respecto a la fracción fina (< 2 mm), se produce una disminución progresiva de esta fracción al aumentar el tamaño del bosquete, mientras que la parcela control mantiene la mayor cantidad de este material. Los valores intermedios observados en el bosquete mediano sugieren que este tratamiento puede ofrecer un equilibrio entre la acumulación y la descomposición de materia orgánica, favoreciendo la sostenibilidad del ecosistema mediante el adecuado reciclado de nutrientes y aporte al suelo.
- Las diferencias en el contenido de **nitrógeno mineral** del material orgánico se debieron al diferente contenido de amonio, ya que no hubo diferencias en el contenido de nitrato. Este contenido de amonio disminuyó con la reducción del tamaño de la entresaca, situándose el control al mismo nivel que el tratamiento de entresaca más pequeño. La incubación a corto plazo (28 días) ha permitido obtener las tasas de **mineralización** de nitrógeno y **nitrificación**, procesos clave en la disponibilidad de nitrógeno mineral en el suelo. Los resultados obtenidos muestran cierto efecto del tamaño de la parcela tratada en dichos procesos. A igualdad de tratamiento, la tasa de mineralización disminuyó con el aumento de tamaño de la parcela tratada, mientras que la tasa de nitrificación se comportó de forma contraria. Respecto del control, la tasa de nitrificación fue en todos los casos más alta que en las parcelas tratadas.
- Los resultados de este estudio demuestran que las prácticas de gestión forestal, como la entresaca por bosquetes, tienen un impacto significativo en las propiedades químicas y biológicas del suelo, contribuyendo positivamente a la dinámica y sostenibilidad del ecosistema en repoblaciones de *Pinus halepensis*. Se evidenció la resiliencia del ecosistema mediterráneo posterior al tratamiento selvícola, destacando la importancia de seguir evaluando y adaptando estrategias de manejo forestal sostenible.

6. Bibliografía

Adhikari, K., & Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services—A global review. *Geoderma*, 262, 101-111. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>

Álvarez, G., Álvarez, M., & Álvarez, F. (2012). El papel de los suelos forestales en la mitigación del cambio climático y la dinámica de nutrientes. *Revista de Ecología y Medio Ambiente*, 45(2), 123-135. Disponible en: <https://gregoriomontero.wordpress.com/wp-content/uploads/2016/09/2007-el-papel-de-los-bosques-espac3b1oles-en-la-mitigac3b3n-del-cambio-climc3a1tico.pdf>

Aponte, C., García, L. V., Marañón, T., & Gardes, M. (2010). Indirect host effect on ectomycorrhizal fungi: Leaf fall and litter quality explain changes in fungal communities on a Mediterranean *Quercus* species. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(5), 788–796. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.12.002>

Ayuntamiento de Tuéjar. (2023). Paraje Natural Municipal "Nacimiento del Río Tuéjar". Disponible en: <https://www.tuejar.es/es/pagina/paraje-natural-municipal-nacimiento-del-rio-tuejar>.

Bakšić, N., & Bakšić, D. (2020). Estimation of fuel loads and carbon stocks of forest floor in endemic Dalmatian black pine forests. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 13(5), 382. Disponible en: <https://doi.org/10.3832/ifor3184-013>

Bagarello, V., Ferro, V., Iovino, M., & Sgroi, A. (2017). Impacts of Thinning of a Mediterranean Oak Forest on Soil Properties Influencing Water Infiltration. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 65(3), 227–236. Disponible en: <https://doi.org/10.1515/johh-2017-0016>

Barth, R. S., & Silverton, I. D. (1991). The group selection method. In *Genetics/Silviculture Workshop Proceedings* (p. 94). Disponible en: https://www.fs.usda.gov/rm/pubs_journals/1990/rmrs_1990_miller_r001.pdf

Bremner, J. M., & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-total. En A. L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties* (pp. 595–624). American Society of Agronomy. Disponible en: <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c31>

Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R., & del Río, M. (2010). Carbon sequestration in Spanish forest ecosystems under different management scenarios. *Forest Systems*, 19(3), 329–340. Disponible en: <https://doi.org/10.5424/fs/2010193-8764>

Bravo-Oviedo, A., Sterba, H., del Río, M., & Ruíz-Peinado, R. (2012). Do Thinnings Influence Biomass and Soil Carbon Stocks in Mediterranean Maritime Pinewoods? *European Journal*

of Forest Research, 131(5), 1461–1477. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0672-z>.

Bueis, T., Bravo, F., Pando, V., & Turrión, M. (2017). Influencia de la densidad del arbolado sobre el desfronde y su reciclado en pinares de repoblación del norte de España. *Bosque (valdivia)*, 38(2), 401-407. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000200017>

Burns, R. M. (1989). *Silvicultural Systems and Practices*. USDA Forest Service Publications. Disponible en: [https://books.google.fr/bookshl=es&lr=&id=ZZqmXDRjVPMC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Burns,+R.+M.\(1989\).+Silvicultural+Systems+and+Practices.+USDA+Forest+Service+Publications.&ots=T7FoydRHdw&sig=sJMNti6iWloFcZjZQF-eOL3bWV8#v=onepage&q&f=false](https://books.google.fr/bookshl=es&lr=&id=ZZqmXDRjVPMC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Burns,+R.+M.(1989).+Silvicultural+Systems+and+Practices.+USDA+Forest+Service+Publications.&ots=T7FoydRHdw&sig=sJMNti6iWloFcZjZQF-eOL3bWV8#v=onepage&q&f=false)

Carrasco, B. (2008). Efecto del tratamiento silvícola sobre la dinámica de la materia orgánica edáfica. Implicaciones en el cambio global (Doctoral dissertation, Dissertation Degree, University of Santiago de Compostela). Disponible en: https://digital.csic.es/bitstream/10261/198078/1/EFFECTO%20DEL%20TRATAMIENTO%20SELV%3%8DCOLA_Carrasco.pdf?utm_source=chatgpt.com

Catalán, A. (2024). Evaluación de la variación espacial en la estructura y el crecimiento de la vegetación en una repoblación de pino carrasco inducida por la gestión forestal para diferentes tamaños de bosque 25 años después de la intervención. Trabajo Final de Máster. Universitat Politècnica de València. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10251/209813>

Chumbimune, S.Y. (2023). Uso de la dendrocronología para evaluar el efecto en el largo plazo de cortas a hecho de diferente tamaño sobre la regeneración natural de *Pinus halepensis*, los árboles "borde" y las especies arbóreas acompañantes. Trabajo Final de Máster. Universitat Politècnica de València. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10251/201158>

Comunidad Europea. (1993). Segunda Conferencia Ministerial sobre la Protección de Bosques de Europa. Helsinki, 16-17 de junio de 1993. [Consulta: 11 - 08 - 24]. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/forest-europe/fe_conferencias_ministeriales.html](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/planificacion-forestal/forest-europe/fe_conferencias_ministeriales.html)

Comunidad Europea. (1993). Definición de la gestión forestal sostenible durante la Conferencia Ministerial sobre la Protección de los Bosques en Europa, Helsinki 1993. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/directricesbasicascomunesdegestionforestalsostenible_tcm30-549824.pdf

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Currie, W. S., Yanai, R. D., Piatek, K. B., Prescott, C. E., & Goodale, C. L. (2002). Processes affecting carbon storage in the forest floor and in downed woody debris. En The potential of US forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect (pp. 135-157). CRC Press. Disponible en: <https://doi.org/10.1201/9781420032277>

del Campo, A. D., Navarro-Cerrillo, R. M., Ceacero, C. J., Marcos, E., & González-Sanchis, M. (2021). Thinning Decreased Soil Respiration Differently in Two Dryland Forest Types with a Mediterranean Climate in East Spain. European Journal of Forest Research. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01413-9>

De Groen, M. M., & Savenije, H. H. (2006). A monthly interception equation based on the statistical characteristics of daily rainfall. Water Resources Research, 42(12). Disponible en: <https://doi.org/10.1029/2006WR005013>

de Frutos López, S., Ramírez, S. F., Barrero, D., Martínez, G., Plasencia, S. G., Castilla, M. Á., ... & Fernández, J. A. B. (2019). Buscando la diversificación estructural y específica en repoblaciones de *Pinus pinaster* Ait.: entresaca por bosquetes pequeños y corta a hecho en dos tiempos. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, (45), 59-76. Disponible en: https://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos_secf/article/view/19879/19696

De Vos, B., Cools, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., & Carnicelli, S. (2015). Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. Geoderma, 251, 33-46. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.008>

Doelman, J. C., Stehfest, E., van Vuuren, D. P., Tabeau, A., Hof, A. F., Braakhekke, M. C., ... & Lucas, P. L. (2020). Afforestation for climate change mitigation: Potentials, risks and trade-offs. Global Change Biology, 26(3), 1576-1591. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/gcb.14887>

Escrig, A., Pérez, R., Estruch, V., & Galiana, F. (2005). Evolución de la estructura y diversidad de la vegetación en un tratamiento selvícola experimental sobre pinar de carrasco en Tuéjar y Chelva (Valencia). En Proceedings del IV Congreso Forestal Español, Zaragoza, España, 26-30 septiembre 2005. Disponible en: https://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/16272

Fisher, R. F., & Binkley, D. (2000). Ecology and Management of Forest Soils (3ª ed.). John Wiley & Sons.

Forster JC. Soil physical analysis. En: Alef K, Nannipieri P, editors. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press Inc.; San Diego, CA: 1995. pp. 106–111.

García, C., Roldán, A., & Hernández, T. (2002). Changes in microbial activity after abandonment of cultivation in a semiarid Mediterranean environment. Journal of

Environmental Quality, 31(3), 720–730. Disponible en: <https://doi.org/10.2134/jeq2002.7200>

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. Disponible en: https://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/15916

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 Tuéjar (Valencia). En 7º Congreso Forestal Español: 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

García, C., Gil, F., Hernández, T., & Trasar-Cepeda, C. (Eds). 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. 371 pp.

Generalitat Valenciana (GVA). (2023). Listado de montes gestionados por la Generalitat (diciembre 2023). Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Infraestructura y Territorio. Disponible en: <https://mediambient.gva.es/documents/20551003/167083561/Listado+montes+gestionados+Generalitat+%28diciembre+2023%29.pdf/cd103e8b-bab4-43f5-b17d-8fc4f2f6ce8bt=1709554730740>

González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International*, 30(6), 855–870. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>

Godbold, D. L., Vesterdal, L., Ilvesniemi, H., et al. (2017). Linking tree and belowground biodiversity to forest ecosystem function. Final Report - LINKTOFUN Project. Disponible en: <https://cordis.europa.eu/project/id/333996/reporting/es>.

Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., & Papritz, A. (2017). Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land use policy*, 69, 224-237. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>

Hamilton, R. C., Region, I., & Ogden, U. T. (1991). Single-Tree Selection Method an Uneven-aged Silviculture System. En *Genetics/Silviculture Workshop Proceedings* (p. 46).

Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological applications*, 10(2), 423-436. Disponible en: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)

Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J. H., Michalzik, B., & Matzner, E. (2000). Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 165(4), 277-304. Disponible en: <https://doi.org/10.1097/00010694-200004000-00001>

Keeney, D. R., & Nelson, D. W. (1982). Nitrogen-inorganic forms. In A. L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties* (pp. 643-698). American Society of Agronomy.

Kandeler, E. (1993). Bestimmung der Mineralisation organischer Substanzen. En F. Schinner et al. (Eds.), *Bodenbiologische Arbeitsmethoden* (pp. 162-166). Springer-Verlag.

Lado-Monserrat, L., Lidón, A., & Bautista, I. (2016). 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/s10342-015-0923-x>

Lidón, A., Lado, M., & Galiana, F. (2008). Efecto de los tratamientos selvícolas en la temperatura y humedad del suelo en un pinar de carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) en los montes de Tuéjar y Chelva (Valencia). V Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales. https://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos_secf/article/view/9691/9609

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., del Campo, A. D., González-Sanchis, M., & del Cerro-Barja, A. (2023). The Short-Term Effects of Heavy Thinning on Selected Soil Carbon Pools and Microbial Activity in a Young Aleppo Pine Forest. *Forests*, 14(4), 658. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/f14040658>

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), 1674. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/f14081674>

Martínez Gallego, J. (1987). Geomorfología de los depósitos cuaternarios de Chelva (Valencia). *Mediterránea: Serie de Estudios Geológicos*, 6, 131-138.

Matthews, E. (1997). Global litter production, pools, and turnover times: Estimates from measurement data and regression models. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102(D15), 18771-18800. Disponible en: <https://doi.org/10.1029/97JD02956>

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC: World Resources Institute. Disponible en: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). (2021). Directrices básicas comunes de gestión forestal sostenible. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/DBC-Web.pdf>

MITECO. (2022a). Estrategia Forestal Española Horizonte 2050. [Consulta: 19 - 11 - 24]. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/estrategiaforestalespanolahorizonte2050_tcm30-549806.pdf

MITECO. (2022b). Avance Anuario de Estadística Forestal 2022. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/estadisticas/avance-estadistica-forestal-2022-v2.pdf>

Montero, G., López-Leiva, C., Ruiz-Peinado, R., López-Senespleda, E., Onrubia, R., & Pasalodos, M. (2020). Producción de biomasa y fijación de carbono por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica Gobierno de España. 225 p. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/publicaciones/publicaciones-de-desarrollo-rural/librobiomasadigital_tcm30-538563.pdf

Morgera, E. (2011). Los bosques y su importancia en el desarrollo sostenible. En Sostenibilidad en España 2011. Universidad Complutense de Madrid. Disponible en: <https://docta.ucm.es>

Moyano, F. E., Manzoni, S., & Chenu, C. (2013). Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models. *Soil Biology and Biochemistry*, 59, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.002>

Muñoz-Rojas, M., Jordán, A., Zavala, L. M., De la Rosa, D., Abd-Elmabod, S. K., & Anaya-Romero, M. (2015). Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956–2007). *Land Degradation & Development*, 26(2), 168-179. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/ldr.2194>

Miguel, S. (2024). 25 años después de un tratamiento selvícola en una repoblación de pino carrasco: efecto sobre propiedades químicas y biológicas del suelo en los montes de Tuéjar y Chelva (Valencia). Trabajo Final de Máster. Universitat Politècnica de Valencia. Disponible en: <https://dspace.cc.upv.es/handle/10251/207123>

Nannipieri, P., & Badalucco, L. 2003. Biological processes. En: Bembí, D.K., Nieder, R. Eds. Processes in the soil-plant system: modelling concepts and applications. The Haworth Press, Binghampton, NY, in press. 2003.

Observatorio de la Sostenibilidad de España (OSE). (2011). Biodiversidad en España. Base de la sostenibilidad ante el cambio global. [Consulta: 11 - 08 – 24]. Disponible en: <https://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0637187.pdf>

Observatorio de la Sostenibilidad en España. (2011). Sostenibilidad en España 2011. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Disponible en: <https://docta.ucm.es/bitstreams/11eccf45-a1e9-46e2-9389-d51273b1386d/download>

Rey, A., Pegoraro, E., & Tedeschi, V. (2002). Carbon mineralization rates at different soil depths across a Mediterranean ecosystem. *Biogeochemistry*, 59(3), 237–251. Disponible en: <https://doi.org/10.1023/A:1015517019423>

Rodríguez-Loinaz, G., Onaindia, M., & Amezaga, I. (2008). Relationship between vegetation diversity and soil functional diversity in native mixed-oak forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(1), 49–60. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.024>

Roig, S., del Río, M., Cañellas, I., & Montero, G. (2005). Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *Forest Ecology and Management*, 206(1-3), 179-190. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.068>

Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., López-Senespleda, E., Montero, G., & Río, M. (2013). Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? *European Journal of Forest Research*, 132(2), 253–262. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10342-012-0672-z>

Scarascia-Mugnozza, G., Bauer, J., Persson, R., Piussi, P., & Krecek, J. (2000). Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132(1), 97-109. Disponible en: [doi:10.1016/S0378-1127\(00\)00383-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00383-2)

Schmidt, W. C. (1990). Forest management principles and practices. USDA Forest Service Publications. Disponible en: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.435>

Smith, J. L., Halvorson, J. J., & Papendick, R. I. (1993). Using multiple-variable indicator kriging for evaluating soil quality. *Soil Science Society of America Journal*, 57(3), 743-749. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700030020x>

Smith, D. M., Larson, B. C., Kelty, M. J., & Ashton, P. M. S. (1997). The practice of silviculture: Applied forest ecology (9th ed.). John Wiley & Sons.

Solsona, F. (2018). Métodos de análisis de nitrógeno mineral en suelos forestales. *Revista Forestal*.

Ste-Marie, C., & Houle, D. (2006). Forest floor gross and net nitrogen mineralization in three forest types in Quebec, Canada. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2135-2143. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.01.017>

Tapias Moreno, R. (2021). Bosques proyectados: la Silvicultura como herramienta integral de diseño. Disponible en: https://oa.upm.es/66614/1/TFG_Ene21_Tapias_Moreno_Ricardo.pdf

Tecator. (1984). Application Note 13 AN 5226: Determination of Ammonium Nitrogen by Colorimetry. Tecator AB.

United Nations Environment Programme (UNEP). (2011). UNEP Annual Report 2011. United Nations Environment Programme. Disponible en: <https://www.unep.org/resources/annual-report/unesp-2011-annual-report>

Vallejo, V. R., & Alloza, J. A. (2004). I+D aplicado a la gestión forestal y la lucha contra la desertificación: la experiencia del CEAM en la Comunidad Valenciana. *Revista Ecosistemas*, 13(1), 46-54. Recuperado de <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=161>

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.

Yécora, A. 2008. Caracterización edáfica en parcelas sometidas a tratamientos selvícolas en la zona de Tuéjar. Escuela Politécnica Superior de Gandía. Universidad Politécnica de Valencia. Proyecto Final de Carrera. Gandía.

ANEJOS

7. Anejos

ANEJO 1. Mapa de Localización de las parcelas.

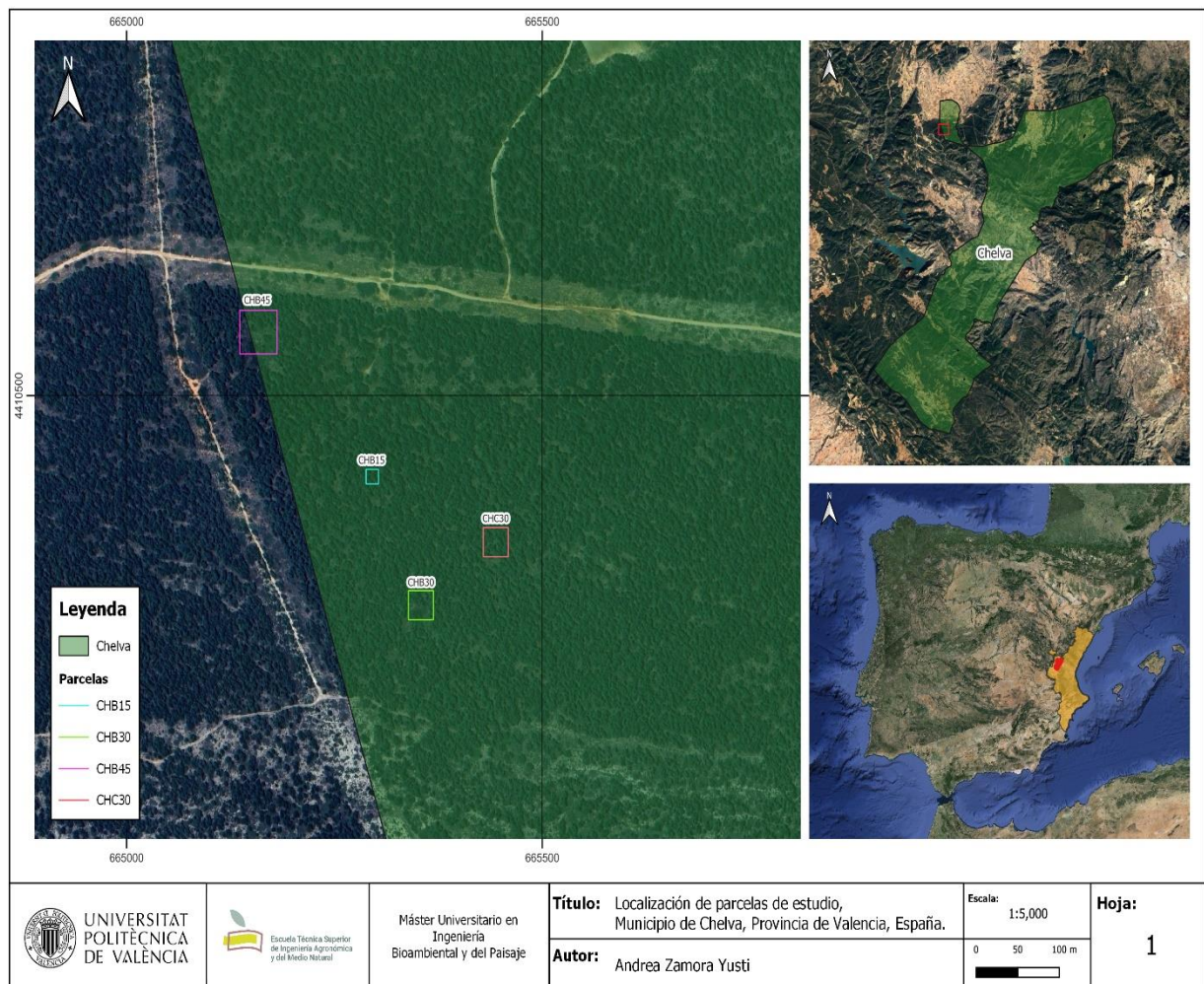


Figura 27 Anejo 1. Ubicación de las parcelas de estudio, Municipio de Chelva, Comunidad Valenciana. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia.

1.a Coordenadas UTM de las parcelas objeto de estudio en Chelva.

Tabla 4 Anejo 1ª Coordenadas UTM de las parcelas objeto de estudio en Chelva.

| Parcelas | X | Y |
|----------|--------|---------|
| CHB15 | 665303 | 4410409 |
| CHB15 | 665288 | 4410409 |
| CHB15 | 665288 | 4410424 |
| CHB15 | 665303 | 4410424 |
| CHB30 | 665369 | 4410269 |
| CHB30 | 665339 | 4410269 |
| CHB30 | 665339 | 4410299 |

| | | |
|-------|--------|---------|
| CHB30 | 665369 | 4410299 |
| CHB45 | 665181 | 4410543 |
| CHB45 | 665136 | 4410543 |
| CHB45 | 665136 | 4410588 |
| CHB45 | 665181 | 4410588 |
| CHC30 | 665459 | 4410334 |
| CHC30 | 665429 | 4410334 |
| CHC30 | 665429 | 4410364 |
| CHC30 | 665459 | 4410364 |

ANEJO 2. Mapa Unidad Geológica dentro del sitio de estudio.

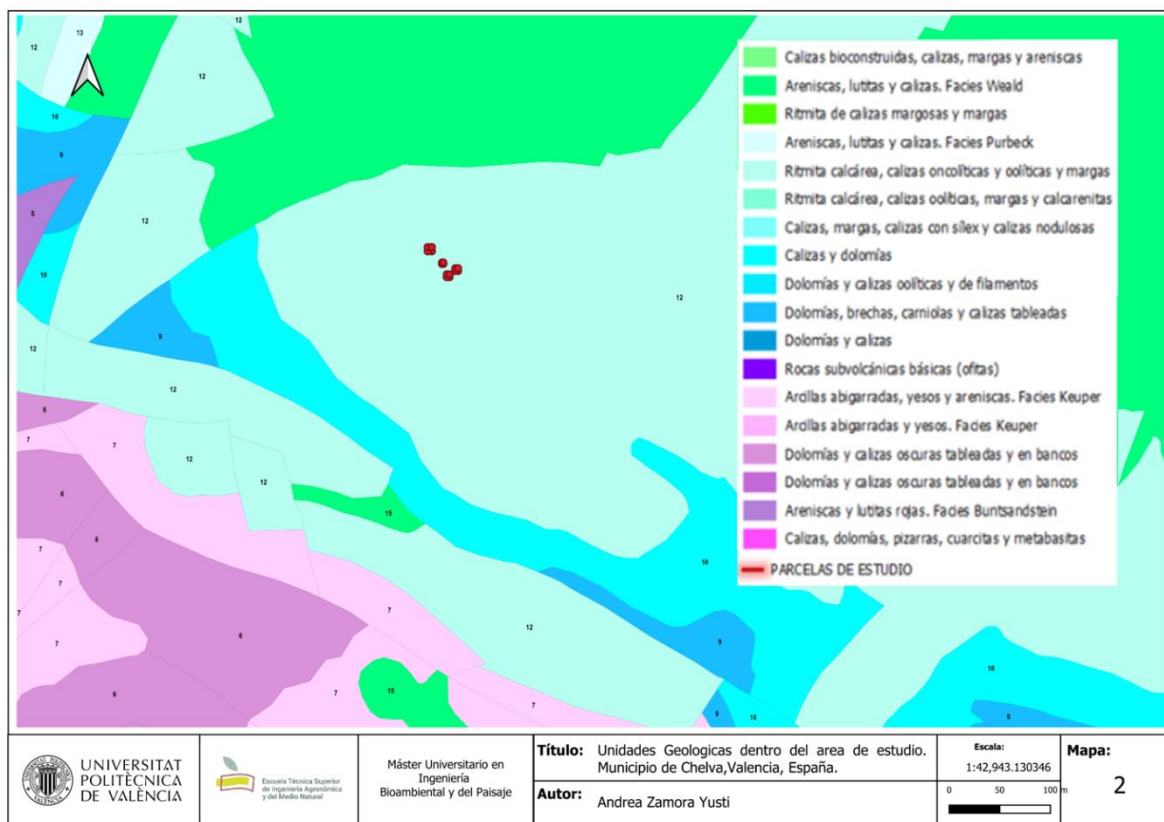


Figura 28 Anejo 2. Unidad Geológica dentro del sitio de estudio. Fuente: Instituto Cartográfico Valenciano. (2022). Elaboración propia

ANEJO 3 Registro fotográfico de análisis realizados en el departamento de edafología.



a. Muestras tamizadas



b. Secado al aire para posteriores análisis



c. Pesado de muestras e hidratación para iniciar incubación



d. Adición de KCl para extracción de nitrógeno mineral



e. Muestras para refrigeración y posterior análisis de nitratos y amonio.



f. Fraccionamiento de muestras del horizonte orgánico (musgo, Quercus, acículas)