

Trabajo Fin de Grado

Grado en Ciencias Ambientales

Evaluación de los servicios ecosistémicos de
provisión de agua y almacenamiento de carbono tras
actuaciones de desbroce en pastos del Pirineo

Assessment of the ecosystem services of water supply and
carbon storage after clearing brushwood from pastures in the
Pyrenees

Autor

Irene Castañeda Labordé

Directores

José Manuel Nicolau Ibarra

Ramón J. Reiné Viñales

Agradecimientos

Agradezco la ayuda para hacer este trabajo a mis directores José Manuel Nicolau y Ramón Reiné, a Joaquín Ascaso, a mi tía Carmen Castañeda y a mi amigo Íñigo Subirá. Quiero agradecer en concreto a José Manuel Nicolau por tener confianza en mí.

Resumen

Desde mediados del siglo XX se está dando en muchas zonas del Pirineo un proceso de matorralización y forestación debido al abandono de usos agrícolas y el descenso de la presión ganadera. Ante esta situación el proyecto RESPAMOSERBOV del Plan de Desarrollo Rural de Aragón plantea la realización de desbroces en dos zonas de pastos de la Reserva de la Biosfera Ordesa-Viñamala con el objetivo de recuperar un paisaje en mosaico y aumentar la disponibilidad de recursos pastorales al mismo tiempo que se optimizan los servicios ecosistémicos proporcionados.

El propósito de este trabajo es evaluar el cambio que se produce en los servicios ecosistémicos esenciales de provisión de agua y de captura de carbono debido a los cambios en los usos del suelo por el proceso de matorralización y por el efecto de los desbroces. A su vez se propone un método para estimar el carbono almacenado en los ecosistemas de pastos matorralizados del Pirineo.

Los resultados obtenidos indican que el proceso de matorralización ha causado un descenso del 5,5% del agua azul producida en el área de Yésero y un descenso del 2,1% en el área de Bujaruelo, mientras que los desbroces darían lugar a un incremento del agua azul del 6,1% en Yésero y del 1,3% en Bujaruelo. El almacenamiento de carbono en el ecosistema se ha visto aumentado alrededor de un 22% en ambas zonas a consecuencia del proceso de matorralización, mientras que la reducción del servicio a causa de los desbroces sería del 7,9% en Yésero y del 4,2% en Bujaruelo.

Por último se discuten las causas y las diferencias de dichos cambios en estas zonas y se comentan los efectos sobre otros servicios ecosistémicos.

Palabras clave

Servicios ecosistémicos, pastos, matorralización, recursos hídricos, captura de carbono, cambio de usos del suelo

Abstract

Since the mid-20th century, many areas of the Pyrenees have undergone a process of woody encroachment due to the abandonment of agricultural lands and the decrease in livestock pressure. Given this situation, the RESPAMOSERBOV project by the Aragon Rural Development Plan has proposed carrying out shrub clearing in two pasture areas of the Ordesa-Viñamala Biosphere Reserve with the purpose of restoring a mosaic landscape, leading to an increased availability of pastoral resources and optimization of the ecosystem services provided.

This paper aims to assess the effects of land-use changes on the basic ecosystem services of water provision and carbon fixation due to woody encroachment and clearing processes. Furthermore, a methodology for estimating carbon storage in Pyrenean shrubby pasture ecosystems is proposed.

The results obtained indicate a 5,5% decrease in water production in the Yésero study area and a 2,1% decrease in the Bujaruelo study area due to shrub and forest encroachment, while clearing would lead to an increase in water production by 6,1% in Yésero and 1,3% in Bujaruelo. Ecosystem carbon storage has been enhanced by around 22% in both areas as a result of the woody encroachment process, while the decrease in service due to clearing would be of 7,9% in Yésero and 4,2% in Bujaruelo. Lastly, causes and differences of said changes in these areas are discussed and effects on other ecosystem services are commented.

Key words

Ecosystem services, pastures, woody encroachment, water resources, carbon fixation, land-use changes

Índice

1. INTRODUCCIÓN	4
1.1. DESPOBLAMIENTO RURAL, CAMBIO DE USOS DEL SUELO Y MATORRALIZACIÓN	4
1.2. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	6
1.3. ANTECEDENTES	6
1.4. EL SERVICIO DE PROVISIÓN DE AGUA	7
1.5. EL SERVICIO DE CAPTURA DE CARBONO	7
1.6. OBJETIVOS	8
2. MATERIAL Y MÉTODOS	8
2.1. ÁREA DE ESTUDIO	8
2.1.1. <i>Yésero</i>	9
2.1.2. <i>Bujaruelo</i>	11
2.2. METODOLOGÍA	13
2.2.1 <i>Cambios en los usos del suelo</i>	13
2.2.2 <i>Estimación del servicio de provisión de agua</i>	14
2.2.3 <i>Estimación del servicio de almacenamiento de carbono</i>	15
3. RESULTADOS	16
3.1. CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO	16
3.2. SERVICIO DE PROVISIÓN DE AGUA	24
3.3. REVISIÓN DE METODOLOGÍAS DE ESTIMACIÓN DEL CARBONO ECOSISTÉMICO	27
3.3.1. <i>El ciclo de carbono en los ecosistemas terrestres</i>	27
3.3.2. <i>Revisión de metodologías</i>	27
3.3.3. <i>Selección de metodología</i>	38
3.4. SERVICIO DE ALMACENAMIENTO DE CARBONO	41
4. DISCUSIÓN	46
4.1. CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO	46
4.2. SERVICIO DE PROVISIÓN DE AGUA	53
4.3. SERVICIO DE ALMACENAMIENTO DE CARBONO	55
4.4. PAISAJE EN MOSAICO Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	57
5. CONCLUSIONES	59
6. BIBLIOGRAFÍA	60
7. ANEXOS	65

1. Introducción

1.1 Despoblamiento rural, cambio de usos del suelo y matorralización

En la cuenca mediterránea, el abandono de tierras agrícolas en áreas de montaña ha sido el cambio de uso del suelo más importante desde la segunda mitad del siglo XX. Se ha estimado que, entre 1950 y 2010, alrededor del 8% de la superficie del sur de Europa se ha transformado de pastos o cultivos a bosque o matorral. Las cifras son más altas si se consideran solo las montañas mediterráneas, afectando a más del 80% de la tierra cultivada en los Pirineos españoles y alrededor del 70% en los Alpes orientales (Nadal-Romero *et al*, 2021; García-Ruiz y Lasanta, 1990; Khorchani *et al*, 2021). En España la superficie forestal ha incrementado en 130.000 km² en los últimos 45 años debido a la combinación de la revegetación natural y la forestación activa (Khorchani *et al*, 2021).

En el Pirineo español, el proceso de revegetación o matorralización es la característica más importante de la dinámica actual de los paisajes (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007). Debe recordarse que tanto el número de habitantes como la estructura demográfica de la mayoría de pueblos en el Pirineo han sufrido grandes cambios, habiendo perdido muchos de ellos más de la mitad de su población a lo largo del siglo pasado (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Bovio, 2017). Al mismo tiempo, se han dado ajustes en las condiciones económicas y en los sistemas de transporte, que han afectado a la relación entre la montaña y las zonas vecinas. El resultado ha sido grandes cambios en la organización espacial y en los usos del suelo (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Bruno *et al*, 2021; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007).

La bibliografía distingue claramente entre dos sistemas de gestión del suelo en las zonas de montaña: el sistema tradicional y el sistema reciente (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta *et al*, 2005).

El sistema tradicional se caracterizaba por una compleja organización espacial basada en una compleja organización social, todo en el contexto de una economía de autosuficiencia y en un sistema en el que las relaciones con el exterior eran muy escasas (trashumancia del ovino y unos pocos importes agrícolas) (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Lasanta *et al*, 2005; Lasanta *et al*, 2006). Debido a la necesidad de alcanzar la autosuficiencia, en el sistema tradicional se aprovechaban todos los recursos del territorio.

El sistema de utilización del territorio daba gran importancia al uso ganadero, que consistía en el aprovechamiento extensivo de los pastos de altitud, con ganado ovino mayoritariamente, y el descenso durante el invierno a la depresión del Ebro, pastando las laderas medias en primavera y otoño (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta *et al*, 2005; Reiné, 2017). En los valles y laderas fue importante el cultivo de cereales, incluso en condiciones topográficas muy desfavorables (García-Ruiz y Lasanta, 1990; García-Ruiz *et al*, 1995). El territorio soportaba una gran población humana y una alta carga de ganado. El aprovechamiento del suelo en el sistema tradicional incluyó la deforestación y la eliminación de matorral para expandir las áreas de cultivo y de pasto (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007). Esto dio lugar a un paisaje en mosaico, heterogéneo, con muchas características de un espacio humanizado, el cual solo se mantenía con una inversión constante de trabajo (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007).

El sistema reciente se caracteriza por la marginación o abandono de la mayor parte de las laderas y el uso intensivo de las áreas más fértiles y con mejor accesibilidad (García-Ruiz y Lasanta, 1990;

Ascaso *et al*, 2020; Lasanta *et al*, 2005; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007). Los prados han reemplazado a los cultivos de cereal (Ascaso *et al*, 2020; García-Ruiz *et al*, 1995) y muchas laderas han sido reforestadas con coníferas (García-Ruiz *et al*, 1995).

La presión humana y ganadera sobre los ecosistemas han disminuido. La agricultura se limita a las zonas aptas para la irrigación y la mecanización, en las que es posible conseguir una alta productividad; se puede encontrar en las proximidades de los pueblos, abanicos aluviales o terrazas fluviales bajas (García-Ruiz y Lasanta, 1990). Las zonas menos productivas han pasado a aprovecharse de forma muy extensiva o han sido abandonadas totalmente (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta *et al*, 2005; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; García-Ruiz *et al*, 1995). Los prados de fondo de valle se siegan para proporcionar forraje en invierno al ganado vacuno, que no trashuma, y se aprovechan también a diente en otoño y primavera (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Reiné, 2017; Ascaso *et al*, 2020). El ganado bovino pasta en los puertos de montaña y en los prados, mientras que el ganado ovino se concentra en los puertos de montaña y en las laderas intermedias, aunque con una carga ganadera muy baja (Lasanta *et al*, 2005).

En el sistema reciente las interacciones con el exterior son muy dinámicas, pero las relaciones dentro de las áreas del propio territorio se han simplificado enormemente. Estas zonas, que tradicionalmente eran gestionadas mediante un sistema de autosuficiencia, se han ido integrando durante el último siglo en unos sistemas territoriales, políticos y económicos más amplios y dinámicos (Lasanta *et al*, 2005; García-Ruiz y Lasanta, 1990).

Recientemente (siglo XXI) se está produciendo otro cambio o tendencia en la gestión de los prados en muchos lugares del Pirineo (Ascaso *et al*, 2020). Los prados de siega tienden a desaparecer y son aprovechados solo a diente, quedando la siega restringida a las parcelas más favorables y cercanas a los pueblos. Esto es debido a que el clima es cada vez más benigno y los inviernos son más suaves, por lo que el ganado pasa menos tiempo estabulado, y también se hace por simplificación.

La sustitución del sistema tradicional por el reciente ha cambiado la función socioeconómica realizada por cada unidad del suelo, y por lo tanto también los usos del suelo, dando lugar a cambios muy importantes en la cubierta vegetal y en el paisaje de las montañas (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Gallart y Llorens, 2004; Lasanta *et al*, 2005; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Lasanta *et al*, 2020). Ha habido tres cambios fundamentales en el uso del suelo como consecuencia del cambio de sistema (García-Ruiz y Lasanta, 1990): 1) el descenso del área cultivada, 2) la sustitución de la producción de cereal por el cultivo de prados, y 3) la disminución de la presión ganadera y sustitución del ganado ovino por vacuno.

El abandono de la agricultura en las laderas, el uso limitado de las zonas forestales y el descenso de la presión ganadera han favorecido los procesos de sucesión vegetal. Estos se caracterizan por la invasión inicial de especies herbáceas y más tarde de arbustos y árboles, siguiendo los principios de la teoría del ensamblaje de las comunidades, o 3+2, según la cual la comunidad de especies que se establece en un sitio viene determinada por la combinación de tres factores: el factor de dispersión, el factor abiótico (o factores ambientales) y el factor biótico (o dinámica interna), junto con otros dos factores que son las perturbaciones y el factor humano (Belyea y Lancaster, 1999).

Muchos autores han señalado un aumento de la vegetación natural en las últimas décadas, tanto bosque como matorral (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta *et al*, 2005; Lasanta *et al*, 2006; Gallart y Llorens, 2004; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Bruno *et al*, 2021; Errea *et al*, 2023). Numerosos trabajos que tienen como fuente de información fotografías aéreas de al menos dos

fechas coinciden en que desde mediados del siglo XX se asiste a un proceso generalizado de incremento de la cubierta vegetal, con el avance de matorrales y bosques (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007).

En el paisaje se ha contemplado el paso de un paisaje en mosaico con elevada presencia de campos de cultivo y pastizales al dominio generalizado de bosques y matorrales de sucesión. La evolución de la vegetación ha causado la simplificación y homogeneización del paisaje, que se puede ver en una disminución de la fragmentación, con un menor número de parches o manchas y un aumento de su tamaño medio (Lasanta *et al*, 2006; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Nadal-Romero *et al*, 2021). Dominan los procesos de transformación de pastizal a matorral y de este a bosque, principalmente bosque mixto, y también se observa tendencia de las masas de coníferas y frondosas a convertirse en bosque mixto (Lasanta *et al*, 2005; Bovio, 2017).

1.2 Servicios ecosistémicos

Los usos del suelo y el paisaje de la montaña han cambiado, y por lo tanto también ha habido cambios importantes en los servicios ecosistémicos proporcionados (Bruno *et al*, 2021). Por una parte, el asilvestramiento tiene ciertos efectos ecológicos positivos, como la conservación de los suelos, la mejora de la regulación y de la calidad del agua, el aumento del secuestro de carbono atmosférico y la recuperación de los ecosistemas forestales (Lasanta *et al*, 2020; García-Ruiz *et al*, 1995; Nadal-Romero *et al*, 2018; Khorchani *et al*, 2021; Lasanta *et al*, 2005; Nadal-Romero *et al*, 2021; Cervera *et al*, 2022). Por otra parte, da lugar a algunos efectos negativos como la disminución de los recursos pastorales, la pérdida de ecosistemas y de la biodiversidad ligada a ellos, la pérdida de paisajes culturales, el aumento del riesgo de incendios, la reducción del caudal de los ríos y el decaimiento y vulnerabilidad de la vegetación (Lasanta *et al*, 2020; García-Ruiz *et al*, 1995; Nadal-Romero *et al*, 2018; Bruno *et al*, 2021; Khorchani *et al*, 2021; Lasanta *et al*, 2005; Lasanta *et al*, 2006; Cervera *et al*, 2022). En general, con el despoblamiento rural y el asilvestramiento de los montes se produce un aumento de los servicios de regulación y una disminución de los servicios de provisión en la montaña (Bruno *et al*, 2021).

1.3 Antecedentes

Para evitar estos efectos negativos de la matorralización, en algunos lugares se han desarrollado proyectos de restauración de pastos con el objetivo de recuperar los servicios ecosistémicos perdidos. Un ejemplo son los programas de desbroces implementados por el gobierno de La Rioja entre 1986 y 2011, con los que se consiguió recuperar una gran superficie de pasto y fomentar el desarrollo de la ganadería extensiva (Lasanta *et al*, 2009; Lasanta *et al*, 2016). En la Cordillera Cantábrica se realizaron unos ensayos que mostraron que la combinación de desbroces y pastoreo tiene efectos positivos en la alimentación del ganado y en la restauración de un paisaje más diverso y con mayor valor ecológico (Álvarez-Martínez *et al*, 2015). En áreas cercanas como el Prepirineo, la práctica de eliminación de la vegetación se lleva aplicando varias décadas, con resultados positivos debido al incremento de los recursos pastorales y el descenso del riesgo de incendio (Lasanta *et al*, 2006). La transformación de zonas de matorral a pastos mediante la eliminación de la vegetación por desbroce también ha mostrado buenos resultados en otras áreas mediterráneas (Lasanta *et al*, 2006).

El proyecto “Restauración de paisajes ganaderos en mosaico para optimizar Servicios Ecosistémicos en la Reserva de la Biosfera Ordesa Viñamala” es un proyecto de cooperación del Plan de Desarrollo Rural de Aragón que tiene como objetivo recuperar un paisaje en mosaico

agrosilvopastoral en las zonas elegidas, con el fin de aumentar la productividad ganadera de estos territorios y optimizar los servicios ecosistémicos aportados a la sociedad. Está liderado por el Consorcio de la Reserva de la Biosfera de Ordesa Viñamala y participan en él la Universidad de Zaragoza, la Asociación Aragonesa de Criadores Hispano-Bretón y la Asociación de Ganaderos del Valle de Broto. El proyecto consiste en la elaboración de un plan de desbroces y un plan de pastoreo posterior para que los pastos recuperados sean gestionados mediante la ganadería extensiva. Adicionalmente se quieren analizar los efectos que tiene este paisaje en mosaico y la actividad ganadera extensiva sobre algunos servicios ecosistémicos, principalmente la producción de agua y la captura de carbono. El propósito de este TFG entra dentro del segundo objetivo del proyecto: evaluación de los cambios en los servicios ecosistémicos de producción de agua y secuestro de carbono.

1.4 El servicio de provisión de agua

Desde el punto de vista hidrológico, la consecuencia principal de todos estos recientes cambios en los usos del suelo ha sido la reducción del flujo superficial en las laderas (Nadal-Romero *et al*, 2013; Gallart y Llorens, 2004). Muchos estudios relacionan la disminución progresiva que se detecta en los caudales de los ríos, particularmente en zonas de montaña, con el aumento de la vegetación y su correspondiente impacto en la intercepción, infiltración, evapotranspiración, escorrentía y procesos de conectividad río-ladera, en combinación con los efectos del cambio climático (Khorchani *et al*, 2021; Cervera *et al*, 2022; Gallart y Llorens, 2004). En concreto, la expansión espontánea de los bosques en antiguos pastos y tierras agrícolas es una causa importante de esta reducción de los caudales (Cervera *et al*, 2022).

La provisión y la regulación del agua son especialmente importantes en un contexto de cambio climático y escasez de agua como sucede en el sur de Europa (Bruno *et al*, 2021). La cuantificación de estos cambios es algo fundamental al elaborar planes de gestión, especialmente en ambientes con agua limitada como la región mediterránea, donde además los recursos hídricos dependen mayormente del aporte superficial y subsuperficial desde las zonas de montaña (Khorchani *et al*, 2021).

1.5 El servicio de captura de carbono

En los acuerdos internacionales para la lucha contra el cambio climático se propone, junto a la disminución de emisiones, la fijación de carbono atmosférico mediante procesos naturales como una de las vías para reducir la concentración de CO₂ en la atmósfera a corto y medio plazo. Tanto en la Convención de Cambio Climático como en el Protocolo de Kioto se pone atención a los ecosistemas terrestres por su papel fundamental como sumideros de carbono.

La biosfera terrestre absorbe alrededor de un tercio del CO₂ que entra anualmente a la atmósfera, una parte significativa del mismo en los ecosistemas forestales de latitudes medias del hemisferio norte, siendo la vegetación, y mayoritariamente las reservas de materia orgánica del suelo, los mayores sumideros de carbono, si bien se convierten en fuentes cuando sufren alteraciones (Pardos, 2010). La invasión natural de los árboles en zonas anteriormente ocupadas por pastizales o campos de cultivo y el aumento de la fracción de cubierta a lo largo del tiempo es un aspecto que hay que tener en cuenta por sus efectos en la absorción de carbono de estos ecosistemas. Además de las diferencias en la capacidad de fijación de carbono de los distintos tipos de vegetación, se ha demostrado que los cambios en las coberturas o usos del suelo tienen efectos sobre las reservas de carbono orgánico del suelo (Nadal-Romero *et al*, 2021;

Pardos, 2010). Esto es de gran importancia en las montañas mediterráneas debido a la gran superficie que ha pasado por cambios de usos en las últimas décadas (Nadal-Romero *et al*, 2021). Conocer y cuantificar el servicio de almacenamiento de carbono que prestan los ecosistemas terrestres y su evolución ante el cambio global se considera vital para predecir respuestas al cambio climático.

Las metodologías para estimar el contenido en carbono en la biomasa vegetal y en el suelo son numerosas, aunque de precisión y aplicabilidad muy variadas (VVAA, 2019). Existe abundante información sobre el crecimiento de algunas especies forestales españolas, mientras que para otras la información es muy escasa. También son diversas las fuentes de información, variando en cuanto a nivel de detalle o datos de partida (VVAA, 2019). Por otro lado, los métodos de estimación de biomasa están más desarrollados y estandarizados que los del carbono en suelo (Durante, 2021). Por ello se requiere una revisión profunda de las metodologías disponibles a fin de elegir las más adecuadas para el escenario de este trabajo, los pastos pirenaicos en proceso de matorralización.

1.6 Objetivos

El objetivo general de este trabajo es evaluar los efectos de los desbroces y de la recuperación de los pastos sobre los servicios ecosistémicos prestados en dos zonas de la Reserva de la Biosfera Ordesa-Viñamala. Los objetivos específicos son:

- Analizar los cambios en la cobertura vegetal o usos del suelo entre los tres escenarios considerados: la situación actual (antes de los desbroces), la futura (después de los desbroces) y la tradicional (situación en 1957).
- Estimar el servicio de provisión de agua en cada uno de los escenarios.
- Estimar el servicio de almacenamiento de carbono en cada uno de los escenarios.
- Proponer una metodología para estimar el almacenamiento de carbono en ecosistemas de pastos del Pirineo.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

El trabajo se realiza en dos áreas de estudio ubicadas en el Pirineo central aragonés, en el entorno de la Reserva de la Biosfera Ordesa-Viñamala (RBOV) (Figura 1). La primera es una zona de prados en el municipio de Yésero, en la comarca del Alto Gállego, y tiene una superficie de 4,2973 hectáreas. La segunda es una zona de pastos de puerto en el valle de Bujaruelo, perteneciente al municipio de Torla-Ordesa, en la comarca del Sobrarbe, con una superficie de 52,1597 hectáreas.

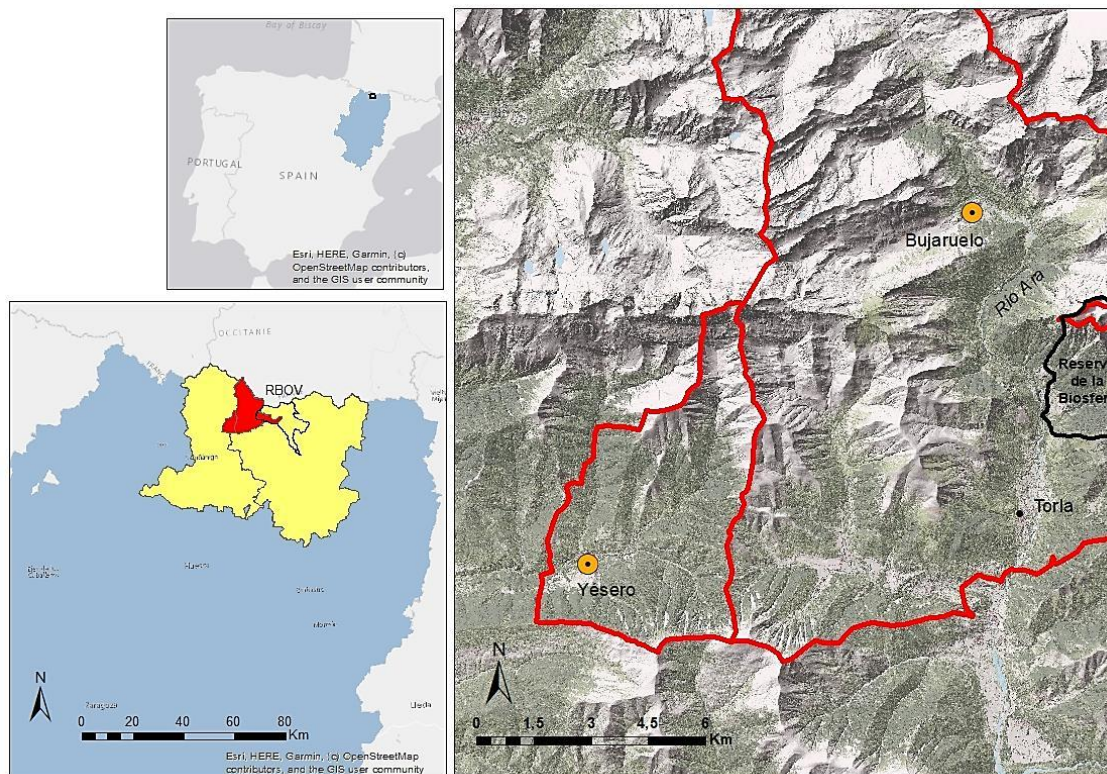


Figura 1. Mapa de situación de las áreas de estudio.

2.1.1. Yésero

Las actuaciones en Yésero las realiza la Asociación Aragonesa de Raza Hispano Bretón (ARAHISBRE) y se van a desarrollar en unas parcelas situadas en el entorno del núcleo urbano de Yésero. Se trata de 13 parcelas de gestión privada con una superficie total de 4,2972 ha, situadas en una ladera abancalada con una pendiente media de 20º y orientación norte, a una altitud entre 1.050 y 1.120 m (Figura 2).

La localidad de Yésero se sitúa en la parte baja del valle de Tena y está dentro de la zona de transición de la RBOV. En cuanto a la geomorfología, pertenece al Pirineo Axial. El sustrato litológico está constituido por alternancias de margas y areniscas (flysch) del Eoceno. Yésero es uno de los muchos pueblos que se encuentran colgados a media ladera en la cubeta de Biescas, a varios centenares de metros sobre el valle principal, formada por el glaciario del Cuaternario. Está asentado sobre los depósitos laterales de limo glaciar, los cuales proporcionan suelos muy favorables para la agricultura y la ganadería (Montserrat y Martí, 1969). Hidrológicamente Yésero se encuentra en la cuenca del Sía, afluente del Gállego, en el que desemboca entre Biescas y Orós Alto.

La densidad de población en la zona es muy baja. El Valle de Tena ha experimentado un importante aumento de turistas en los últimos tiempos debido a las estaciones de esquí de Formigal y Panticosa, gracias a lo cual varios municipios del valle han sido capaces de comenzar a recuperar población tras la crisis del mundo rural; sin embargo el municipio de Yésero, a pesar de su cercanía a áreas muy beneficiadas, no se ha visto afectado positivamente por el turismo de nieve y su tendencia demográfica continúa siendo de descenso (Figura 14 Anexos) (Bovio, 2017). En 2022 había perdido el 71,1% de la población que se censaba en el municipio en 1950, y la edad media para ese año era de 61,1 años. La tasa de dependencia (porcentaje de población

inactiva respecto a la población activa) también es un indicador del envejecimiento, y en el municipio de Yésero es superior al 100% (Padrón Municipal de Habitantes, IAEST).

El sector económico con más peso es el terciario, pero el sector primario sigue siendo una actividad económica con cierta importancia en el municipio (Bovio, 2017). Entre 1972 y 2009, el número de explotaciones ganaderas ha disminuido un 70% en el valle de Tena. Las UGM de ovino han pasado de doblar a las de bovino en 1960 a reducirse a una sexta parte en 2016. Al igual que el ovino, el ganado porcino y caprino también han disminuido en este periodo. Solo el ganado bovino ha aumentado (un 76% entre 1960 y 2016, siendo más notable a partir de 1989). Sin embargo la carga ganadera es similar ahora y en 1960 (alrededor de 0,2 UGM por hectárea) debido a la disminución de las zonas aptas para la ganadería (Bovio, 2017).

El uso de los terrenos del área de estudio tras la deforestación inicial ha sido de campos de cultivo, abandonados hace 50 años y reconvertidos a prados de siega, y posteriormente aprovechados a diente. Debido a la baja carga ganadera y a la falta de desbroces selectivos, se ha producido un incremento de la cobertura de especies arbóreas y arbustivas. La cubierta vegetal actual es el resultado del proceso de sucesión natural y se compone principalmente de *Corylus avellana*, *Populus tremula*, *Betula pendula*, *Prunus avium*, *Sorbus aria* y *Fraxinus excelsior* como especies arbóreas, y *Buxus sempervirens*, *Rosa spp.* y *Crataegus monojyna* como especies arbustivas. El prado ocupa solo un 14% de la superficie. En la actualidad es pastado por ganado vacuno y equino en primavera y otoño.

Esta zona se caracteriza por un clima mediterráneo de montaña con cierta influencia continental (García-Ruiz *et al*, 1985) debido a su lejanía del mar y unido a la presencia de grandes relieves que dificultan la penetración de los frentes.

En el municipio de Yésero la temperatura media anual es de 7,5°C, siendo el mes más cálido julio, con una media de 16,9°C, y el mes más frío enero, con 0,8°C de media (Figura 15 Anexos). Tiene una precipitación anual de 1.293 mm, siendo el mes más lluvioso mayo y el mes más seco marzo (AEMET).

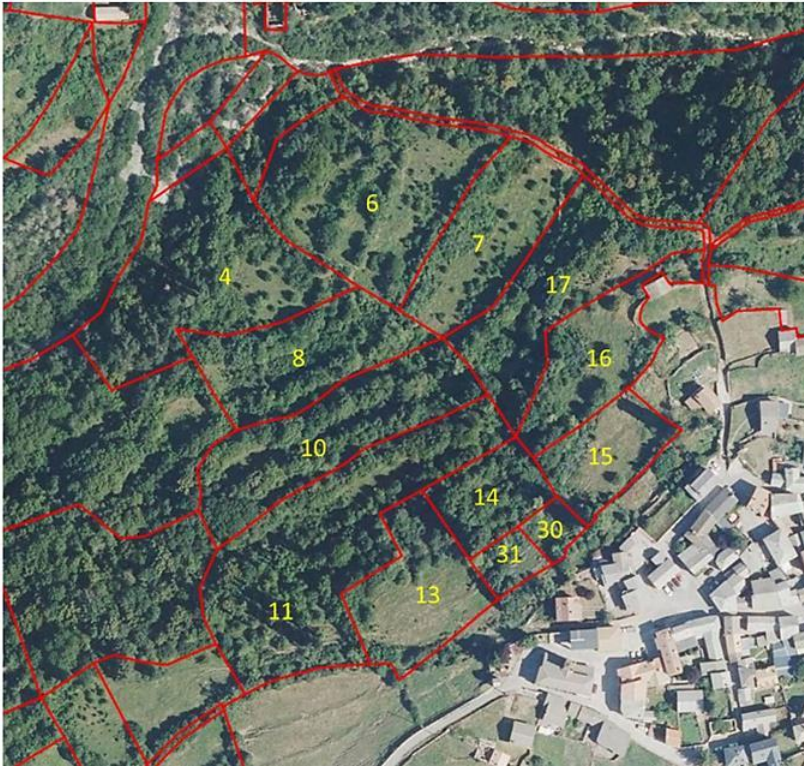


Figura 2. Área de estudio y parcelas de la zona de Yésero.

2.1.2. Bujaruelo

Las actuaciones de la Asociación de ganaderos del Valle de Broto se van a llevar a cabo en 3 parcelas en la zona del puerto de La Femalla, en el valle de Bujaruelo, con una superficie total de 52,1597 ha. La zona de Bujaruelo son Montes de Utilidad Pública, gestionados por la mancomunidad forestal de Bujaruelo. Esta es zona tampón de la RBOV y se encuentra dentro de la Zona Periférica de Protección del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, y además forma parte de la Red Natura 2000, concretamente del LIC Bujaruelo-Garganta Los Navarros y de la ZEPA de Viñamala. Administrativamente pertenece al municipio de Torla-Ordesa.

Las parcelas se sitúan entre 1.350 y 1.650 m de altitud, en una ladera con pendiente media de 18º y orientación este, que está atravesada por una pista de uso ganadero (Figura 3).

Esta zona se encuentra a caballo entre el Pirineo Axial y las Sierras Interiores. En el valle predominan las calizas del Devónico (era primaria), de color gris, y las formaciones de Areniscas de Marboré. Alrededor del área de estudio se encuentran calizas del Cretácico (era secundaria) y algunas afloraciones de areniscas y esquistos, también de la era secundaria, que proporcionan acidez al suelo y por ello pueden encontrarse especies de suelo ácido como el arándano (*Vaccinium myrtillus*), el frambueso (*Rubus idaeus*) o el líquen amarillo (*Rhizocarpon geographicum*). Desde el punto de vista hidrológico se sitúa en la cuenca del río Ara, que recorre el valle de norte a sur y es afluente del Cinca. El área de estudio también limita por el norte con el río Otal, que entra por el oeste y desemboca en el Ara por el este.

Las tendencias demográficas en toda la zona periférica del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) son negativas. En el municipio de Torla-Ordesa ha habido un descenso de población del 62,3% entre 1950 y 2022 (Figura 14 Anexos). También se ha dado un

envejecimiento moderado de la población: la edad media en 2022 era de 53,5 años y la tasa de dependencia superior al 50% (Padrón Municipal de Habitantes, IAEST).

Esta zona se ha visto afectada por el turismo “de naturaleza” que atrae el PNOMP. Aunque este tipo de turismo se encuentra en aumento, genera beneficios menos notables que el turismo de nieve (Bovio, 2017), por lo que hoy en día el sector primario sigue siendo un importante foco de empleo en la zona.

La Mancomunidad del Valle de Broto rige la explotación pastoral del valle, cuyos estatutos se remontan a la Edad Media. La Mancomunidad se divide en cuatro vicos o grupos de pueblos, salvo Torla que forma vico propio, de manera que cada año van rotando en la explotación de los puertos (Benito Alonso, 2006). El municipio de Torla-Ordesa, que en el pasado contaba con una carga ganadera alta, ha sufrido una pérdida general de UGM de ovino, caprino y bovino. Por el contrario el municipio de Broto, a pesar de la pérdida de ganado ovino, ha visto aumentadas sus UGM debido al aumento de vacuno en un 171% desde 1960 (Bovio, 2017). La Asociación de Ganaderos Valle de Broto cuenta con más de 40 socios principalmente de los municipios de Broto y Torla-Ordesa, y cuenta en total con algo más de 2.500 cabezas de ganado vacuno que pastan en verano en la zona de Bujaruelo. La zona de La Femalla no se somete a rotación y es aprovechada todos los años con unas 400 vacas que lo pastan durante el periodo de junio a octubre en ida y vuelta a los Montes del Cerbillonar.

En los últimos 50 años, debido a la menor carga ganadera y a la falta de desbroces selectivos, se ha producido un incremento de la vegetación secundaria arbustiva y arbórea en los terrenos del área de estudio. Entre las especies arbóreas las que más abundan son *Pinus sylvestris*, *Betula pendula*, *Sorbus aucuparia*, *Fraxinus excelsior*, *Pinus uncinata* y *Sorbus aria*. Entre las especies arbustivas las más abundantes son *Juniperus communis*, *Buxus sempervirens*, *Rosa* spp., *Sambucus nigra*, *Ilex aquifolium* y *Taxus baccata*. El pasto (pastos de Mesobromion) ocupa el 31% de la superficie.

En cuanto al clima, en esta zona se da la transición de un régimen de influencia oceánica, con máximos pluviométricos en invierno, a un régimen de tipo mediterráneo caracterizado por precipitaciones equinociales (Benito Alonso, 2006). La temperatura media anual para el municipio de Torla-Ordesa es de 5,9°C, siendo el mes más cálido julio, con 14,8 °C, y el más frío enero, con una temperatura media de -0,5°C (Figura 16 Anexos). El clima es lluvioso, con una precipitación anual de 1.420 mm, siendo el mes más lluvioso diciembre y el más seco julio (AEMET). La isoterma de 0°C durante los meses fríos (noviembre-abril) se situaría a 1670 m de altitud (Benito Alonso, 2006).

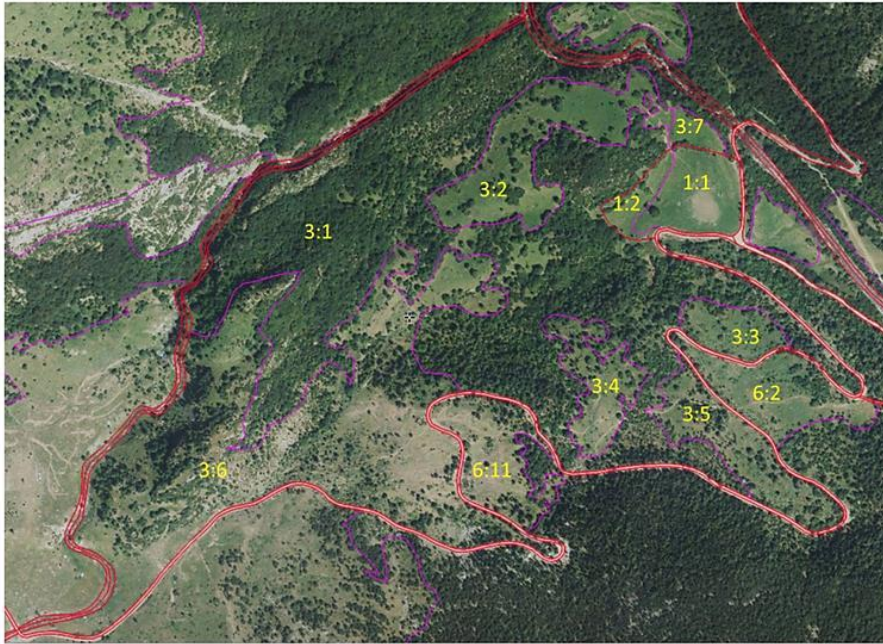


Figura 3. Área de estudio y parcelas de la zona de Bujaruelo.

2.2. Metodología

2.2.1. Cambios en los usos del suelo

Se han analizado los cambios en las coberturas y usos del suelo en las áreas de estudio mediante la interpretación de fotografías aéreas de los años 1957 y 2018 a una escala de 1:1.500 en el área de Yésero y 1:5.000 en el área de Bujaruelo, obtenidas del Instituto Geográfico Nacional (IGN). En el año 1957 aún se apreciaban algunos rasgos del paisaje tradicional, y corresponde con el inicio del periodo más intenso de despoblación, abandono agrícola y descenso de la presión ganadera (Lasanta *et al*, 2005 y 2016). Las ortofotos de 2018 representan el estado actual de las zonas tras varias décadas de proceso de matorralización, en las que se puede ver el avance de la vegetación leñosa sobre los pastos y prados.

Se ha elaborado una cartografía de los usos del suelo identificados para el escenario tradicional y el escenario actual en cada caso, con una resolución mínima de 2x2 m para Bujaruelo y 0,7x0,7 m para Yésero. La digitalización se ha hecho con el programa ArcGIS 10.5 (Esri) empleando, además de las ortofotos de 1957 y 2018, información parcelaria obtenida del Sistema de Información Geográfica de la Política Agraria Común (SIGPAC) e información topográfica obtenida del IGN. Para el caso del escenario actual, se ha contrastado y completado la fotointerpretación con información obtenida *in situ* en dos salidas de campo. La cartografía que representa la previsión de futuro tras los desbroces (escenario post-desbroces) ha sido elaborada por I. Subirá como parte de su TFG (Subirá, 2022).

Las categorías de usos o coberturas del suelo que se han establecido son las siguientes:

Forestal: setos o bosque mixto en el área de Yésero, y bosque de *Pinus sylvestris* en el área de Bujaruelo.

Matorral: matorrales o arbustos.

Cultivo: cultivo herbáceo de patata o trigo.

Pasto: pastos de puerto en Bujaruelo, y pastos para ovino intercalados entre los cultivos en el caso del escenario tradicional de Yésero.

Prado: prados de siega y diente en Yésero.

Improductivo: caminos, muros o ribera del río en Yésero, y roca desnuda, detritos o zona deforestada en Bujaruelo.

Debido a la baja calidad de la ortofoto de 1957, la diferenciación de las zonas de cultivo de las de pasto se ha hecho mediante criterio de experto y adicionalmente, en el caso de Yésero, mediante discriminación por pendiente, habiendo asignado uso “pasto” a las zonas con pendiente igual o superior al 30%.

Además se ha hecho una observación cualitativa con mayor detalle temporal para obtener más información de la evolución de las áreas de estudio. Se han analizado las ortofotos de cuatro momentos intermedios entre 1957 y 2018, en los años 1997-98, 1997-2002, 2006 y 2012, con una escala aproximada de 1:2.000 para Yésero y 1:6.000 para Bujaruelo, obtenidas del IGN.

2.2.2. Estimación del servicio de provisión de agua

Una vez analizados los cambios en los usos del suelo, a partir de la información generada con el SIG, se ha aplicado el modelo de Zhang para estimar la producción de agua azul y agua verde en cada uno de los escenarios.

Agua azul y agua verde

El agua exportada (o agua azul) corresponde a la diferencia entre el volumen de agua de la precipitación y el volumen que la vegetación evapotranspira o intercepta en sus copas. En el total del agua que precipita se pueden diferenciar cuatro grandes componentes:

1. La parte interceptada por las copas y los troncos.
2. La parte incorporada y evapotranspirada por la vegetación.
3. El agua que circula pendiente abajo en forma de escorrentía directa.
4. Una última parte de infiltración y escorrentía subterránea.

Los dos primeros componentes son usados por la vegetación (agua verde) y los dos segundos son lo que llamamos agua azul (Cervera *et al*, 2022).

Selección del modelo ecohidrológico

Existen distintas metodologías para estimar el agua producida en un ecosistema. Hay modelos de base física, como el modelo SHAW (Fu *et al*, 2012), el modelo MEDFATE o el GOTILWA+ (Cervera *et al*, 2022). Estos modelos son más precisos y exactos, pero requieren un gran número de parámetros. Por otra parte están los modelos de caja negra o empíricos, que no tienen en cuenta cada proceso físico sino que se basan en observaciones empíricas y son más simples. El más utilizado es el modelo de Zhang (Zhang *et al*, 2001). Otro modelo de este tipo específico para bosques es el propuesto por Cervera *et al* (2022), que consiste en regresiones logarítmicas para estimar el agua exportada en m³/ha según el valor del índice de humedad y el área basal (m²/ha), basado en el trabajo llevado a cabo en el informe FOREstime. En este caso se ha escogido el modelo de Zhang por su sencillez y fácil aplicación.

Aplicación del modelo de Zhang

El modelo de Zhang es un método simple que se basa en la precipitación anual, la evapotranspiración potencial y el tipo de vegetación, que parecen ser los factores más importantes en el control de la evapotranspiración media anual (Zhang *et al*, 2001). Es una herramienta práctica para predecir las consecuencias a largo plazo de las reforestaciones en el agua, y también es aplicable en estudios sobre cambios de uso del suelo a escala de cuenca (Zhang *et al*, 2001).

En el modelo de Zhang se considera que P (precipitación total) = ET (evapotranspiración) + escorrentía (Q) + drenaje profundo (D).

El agua azul corresponde con la escorrentía más el drenaje profundo (se simplifica en escorrentía). La evapotranspiración (ET) corresponde con el agua verde.

Por lo tanto:

$$\text{Agua azul} = P - ET$$

donde

P : se obtiene de datos climatológicos.

ET : se obtiene a partir de la ecuación del modelo de Zhang *et al* (2001) revisada por Komatsu *et al* (2012) (Enguita, 2016):

$$ET = \frac{P(1 + \frac{wE_0}{P})}{1 + \frac{wE_0}{P} + \frac{P}{E_0}}$$

$$E_0 = 0,488T^2 + 27,5T + 412 \quad (R^2 > 0,99)$$

donde w es el coeficiente que representa la disponibilidad de agua para las plantas, y T (temperatura media) se obtiene de datos climatológicos.

El modelo distingue entre cuatro clases genéricas de cubiertas vegetales, partiendo de la base de que no toda la vegetación es igual de eficiente en el consumo de agua (Enguita, 2016). Estas clases son: suelo desnudo, vegetación herbácea (se ha incluido en esta los usos pasto, prado y cultivo), vegetación mixta (se ha incluido en esta el matorral) y bosque.

El coeficiente de disponibilidad de agua varía con la cubierta y toma los siguientes valores: 0,1 para suelo desnudo, 0,5 para herbáceo, 1 para matorral y 2 para bosque (Zhang *et al*, 2001).

Para Yésero se ha considerado una precipitación total anual de 1.298 mm y una temperatura media anual de 7,5°C. Para Bujaruelo se ha considerado una precipitación total anual de 1.428 mm y una temperatura media anual de 5,9°C. Se han tomado los datos climáticos de las estaciones meteorológicas de Yésero y Torla, respectivamente, obtenidos del atlas climático ibérico (AEMET) y correspondientes al periodo 1971-2000.

2.2.3. Estimación del servicio de almacenamiento de carbono

Para estimar el secuestro de carbono en el ecosistema primero se ha hecho una revisión bibliográfica de las metodologías que existen y se han explicado las más relevantes para este trabajo teniendo en cuenta el objetivo, el área de estudio y los recursos de los que se disponían.

Después de evaluar las distintas opciones se ha seleccionado la que se ha considerado más adecuada para este trabajo y se ha aplicado para estimar el servicio de almacenamiento de carbono en cada uno de los escenarios. La revisión de metodologías se expone en el apartado 3.3 en Resultados, donde se explica el método empleado finalmente para estimar el carbono en el ecosistema. A su vez se propone esta metodología para estimaciones del carbono almacenado en ecosistemas de pastos del Pirineo para trabajos similares.

3. Resultados

Los resultados se exponen por apartados en el siguiente orden: primero los cambios en los usos del suelo, después el servicio de provisión de agua y por último el servicio de almacenamiento de carbono. En cada apartado se muestran por separado los resultados para Yésero y para Bujaruelo.

3.1. Cambios en los usos del suelo

Los resultados de los cambios en los usos del suelo se presentan en cuatro formatos distintos. Los datos cuantitativos se muestran en dos tablas: en la primera aparecen las superficies ocupadas por los usos en cada escenario medidas en hectáreas y porcentaje (Tablas 1 y 3); en la segunda aparecen los porcentajes de variación de los usos entre escenarios (Tablas 2 y 4). Se ha incluido un gráfico para presentar estos datos de manera más visual (Figuras 4 y 6). Finalmente se muestran los resultados de la distribución espacial de las coberturas en mapas (Figuras 5 y 7).

Yésero

La Tabla 1 y la Figura 4 muestran los cambios en la superficie ocupada por los distintos tipos de usos del suelo entre los tres escenarios.

Tabla 1. Superficie ocupada por cada uso del suelo o cobertura, en hectáreas y en porcentaje, en cada escenario (tradicional, pre-desbroces y post-desbroces) en Yésero.

USO DEL SUELO	TRADICIONAL		PRE-DESBROCES		POST-DESBROCES	
	ha	%	ha	%	ha	%
Forestal	1,4155	32,94	3,3913	78,92	1,2464	29,00
Matorral	0,2017	4,69	0,2729	6,35	0,0014	0,03
Pasto/prado	0,4232	9,85	0,6259	14,56	3,0426	70,80
Cultivo	2,1444	49,90	0,0000	0,00	0,0000	0,00
Improductivo	0,1125	2,62	0,0071	0,17	0,0069	0,16

Total	4,2973	100	4,2973	100	4,2973	100
--------------	--------	-----	--------	-----	--------	-----

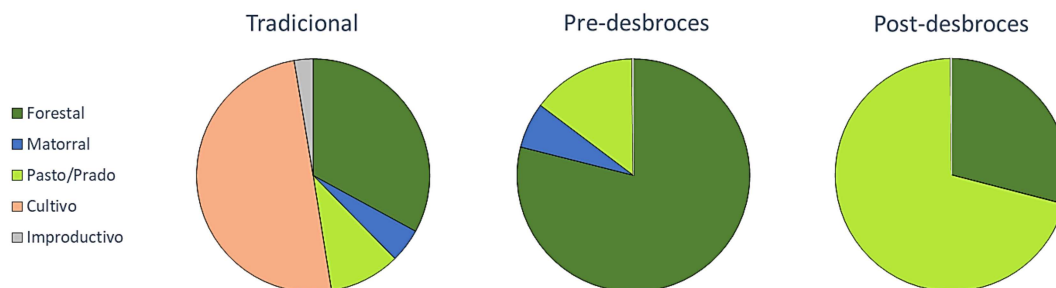


Figura 4. Distribución, en porcentaje de superficie ocupada, de los usos del suelo en cada escenario (tradicional, pre-desbroces y post-desbroces) en Yésero.

El principal cambio que se observa al comparar los tres escenarios en Yésero es que se simplifican mucho los usos del suelo. Como se puede ver en la variedad de colores de los gráficos, la diversidad de usos va disminuyendo del escenario tradicional al pre-desbroces y de este al post-desbroces, en el que prácticamente la totalidad de la superficie se reparte entre dos usos.

Escenario tradicional

La distribución espacial de los usos o coberturas en el escenario tradicional se puede ver en la Figura 5.1 en Anexos. La superficie ocupada por cada cobertura, en hectáreas y porcentaje sobre el total, se puede ver en la Tabla 1.

En el escenario tradicional se han identificado cinco tipos de usos: forestal, matorral, pasto, cultivo e improductivo. La mitad de la superficie está ocupada por cultivo de herbáceas. El segundo uso con mayor extensión es el forestal, con un 32,9% de la superficie. En menor proporción está el uso pasto, seguido del matorral y del improductivo. Este es el único escenario en el que encontramos uso cultivo.

Escenario pre-desbroces

La distribución espacial de los usos o coberturas en el escenario pre-desbroces se puede ver en la Figura 5.2 en Anexos. La superficie ocupada por cada cobertura, en hectáreas y porcentaje sobre el total, se puede ver en la Tabla 1.

En el escenario pre-desbroces se identifican cuatro tipos de usos: forestal, matorral, prado e improductivo. Se observa la desaparición de la superficie cultivada y de pasto y su sustitución por el uso prado. El más abundante es el uso forestal, que ocupa un 79% de la superficie. En mucha menor proporción está el uso prado, el matorral y por último el improductivo.

Escenario post-desbroces

La distribución espacial de los usos o coberturas en el escenario post-desbroces se puede ver en la Figura 5.3 en Anexos. La superficie ocupada por cada uso, en hectáreas y porcentaje sobre el total, se puede ver en la Tabla 1.

En el escenario post-desbroces se identifican los mismos cuatro usos que en el pre-desbroces. La mayor extensión corresponde al uso prado (70,8% de la superficie), que junto con el uso forestal (29,0%) cubren el 99,8% del área total. En proporción muy baja aparecen el uso improductivo y el matorral.

En la Tabla 2 aparece expresado en porcentaje cuánto ha variado en superficie (aumentado o disminuido) cada una de las coberturas entre un escenario y otro (positivo para los aumentos y negativo para las reducciones).

Tabla 2. Cambios en la superficie ocupada por cada tipo de cobertura (%) entre escenarios en Yésero.

	Tradicional – Pre-desbroces	Pre-desbroces – Post-desbroces
	% variación	% variación
Forestal	139,58	-63,25
Matorral	35,30	-99,49
Pasto/prado	47,90	386,12
Cultivo	-100	
Pasto+cultivo	-75,62	

De 1957 (escenario tradicional) a 2018 (escenario pre-desbroces) el uso forestal aumenta un 139,6% y el matorral un 35,3%. La superficie total ocupada por pasto, prado o cultivo en 2018 es un 75,6% menor que en 1957, habiéndose reducido la superficie de cultivo totalmente y el prado habiendo aumentado un 47,9%, a pesar de la menor superficie total, debido a la transformación de parte del cultivo en prado.

De la situación pre-desbroces a la situación post-desbroces la superficie de prado aumenta en un 386,1%, es decir, casi se quintuplica, pasando de 0,63 ha a 3,04 ha, una superficie total algo mayor que en la situación tradicional. A cambio se reduce la superficie de uso forestal en un 63,3% y la de matorral en un 99,5%, casi por completo.

Adicionalmente se ha incluido un mapa de la distribución espacial de los usos en los tres escenarios (Figura 5).

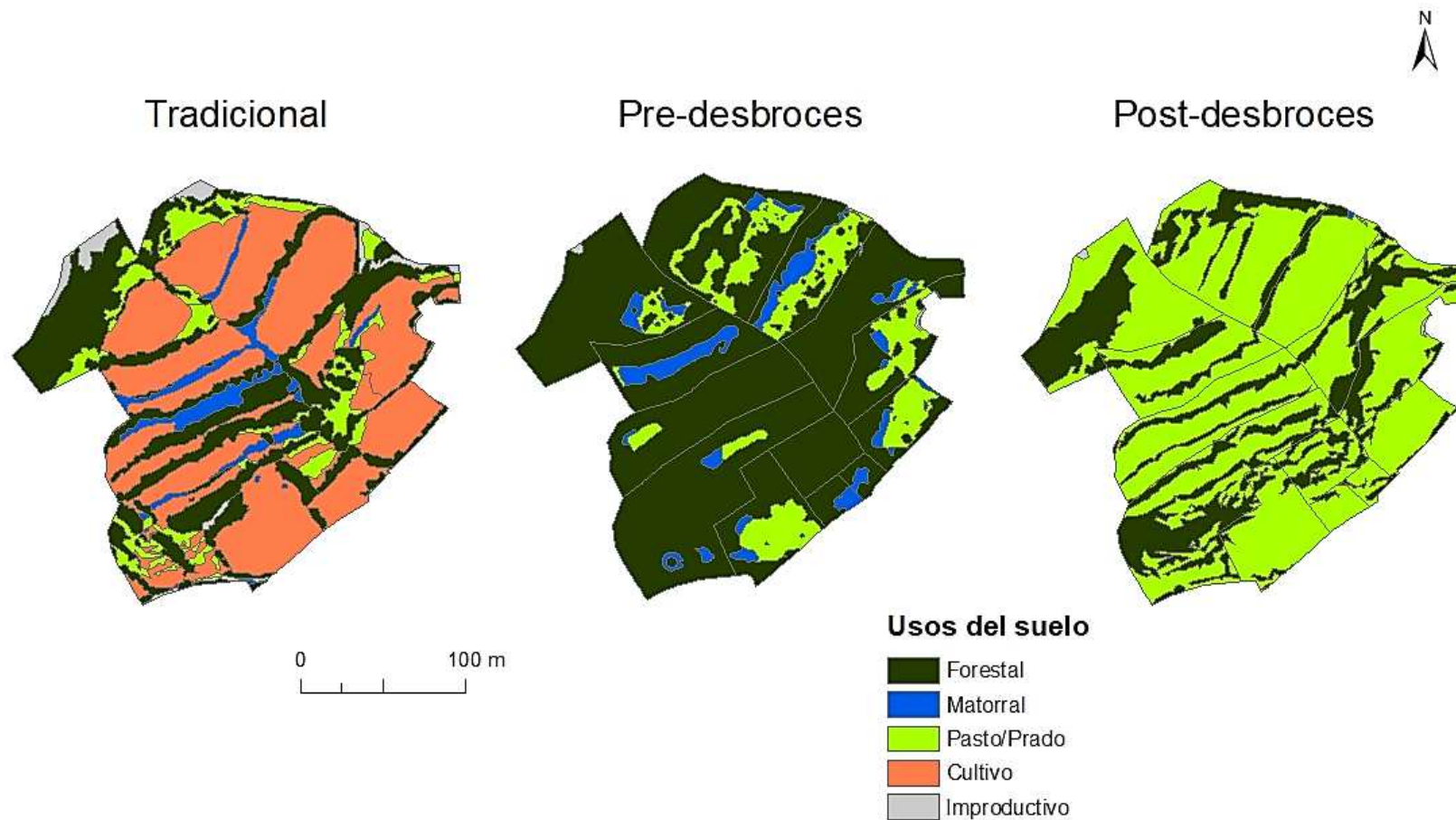


Figura 5. Distribución espacial de los usos del suelo en los tres escenarios en Yésero.

El primer escenario muestra el paisaje reticulado tradicional conformado por campos de cultivo y algunos pastos, separados por setos forestales y manchas de matorral y bosque. En el escenario pre-desbroces se aprecia una homogeneización espacial y simplificación de los usos y la conversión de algunos cultivos en prados. Finalmente, el escenario post-desbroces prevé un patrón espacial del paisaje en bandas forestales entre la matriz de prados.

Bujaruelo

En la Tabla 3 y la Figura 6 se muestran los cambios en la superficie ocupada por los distintos tipos de usos del suelo entre los tres escenarios.

Tabla 3. Superficie ocupada por cada uso del suelo o cobertura, en hectáreas y en porcentaje, en cada escenario (tradicional, pre-desbroces y post-desbroces) en Bujaruelo.

USO DEL SUELO	TRADICIONAL		PRE-DESBROCES		POST-DESBROCES	
	ha	%	ha	%	ha	%
Forestal	19,5051	37,39	28,2905	54,24	22,8770	43,86
Matorral	1,1654	2,23	5,5270	10,60	2,5702	4,93
Pasto	27,6777	53,06	17,7758	34,08	26,1462	50,13
Cultivo	1,6418	3,15	0,0000	0,00	0,0000	0,00
Improductivo	2,1697	4,16	0,5664	1,09	0,5664	1,09
Total	52,1597	100	52,1597	100	52,1597	100

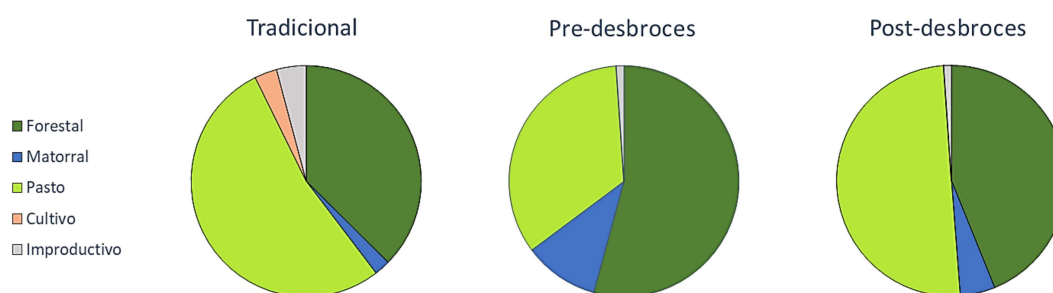


Figura 6. Distribución, en porcentaje de superficie ocupada, de los usos del suelo en cada escenario (tradicional, pre-desbroces y post-desbroces) en Bujaruelo.

En el caso de Bujaruelo también se observa una tendencia a la simplificación de los usos, aunque menos marcada que en Yésero.

Escenario tradicional

La distribución espacial de los usos o coberturas en el escenario tradicional se puede ver en la Figura 7.1 en Anexos. La superficie ocupada por cada uso, en hectáreas y porcentaje sobre el total, aparece en la Tabla 3.

En el escenario tradicional se han identificado cinco clases de usos del suelo: forestal, matorral, pasto, cultivo e improductivo. Domina el uso pasto, que ocupa el 53% de la superficie. La segunda mayor extensión es de uso forestal, con el 37,4% de la superficie. Después hay un 4,2% de superficie de uso improductivo, y en menor extensión están el cultivo y el matorral. Este es el único escenario en el que se encuentra uso cultivo.

Escenario pre-desbroces

La distribución espacial de los usos o coberturas en el escenario pre-desbroces se puede ver en la Figura 7.2 en Anexos. La superficie ocupada por cada cobertura, en hectáreas y porcentaje sobre el total, aparece en la Tabla 3.

En el escenario previo a los desbroces se han identificado cuatro clases de usos: forestal, matorral, pasto e improductivo. El uso dominante es el forestal, ocupando el 54,2% de la superficie. Le sigue el uso pasto con el 34,1%, a continuación el matorral, que ha aumentado su extensión al 10,6%, y por último el uso improductivo en proporción muy baja. La superficie que correspondía al uso cultivo en el escenario tradicional pasa a ser de pasto en el escenario pre-desbroces.

Escenario post-desbroces

La distribución de los usos o coberturas en el escenario post-desbroces se puede ver en la Figura 7.3 en Anexos. La superficie ocupada por cada cobertura, en hectáreas y porcentaje sobre el total, se puede ver en la Tabla 3.

En el escenario posterior a los desbroces se han identificado cuatro clases de usos, las mismas que en el escenario anterior. El uso dominante vuelve a ser el pasto (50,1% de la superficie), después, también con una alta proporción, está el uso forestal (43,9%), seguido del uso matorral y por último el improductivo, ambos en pequeñas proporciones.

En la Tabla 4 se expresa en porcentaje la variación en superficie (aumento o disminución) de cada una cobertura entre escenarios.

Tabla 4. Cambios en la superficie ocupada por cada tipo de cobertura (%) entre escenarios en Bujaruelo.

	Tradicional – Pre-desbroces	Pre-desbroces – Post-desbroces
	% variación	% variación
Forestal	45,04	-19,14
Matorral	374,26	-53,50
Pasto	-35,78	47,09
Cultivo	-100	
Pasto+cultivo	-39,37	

En Bujaruelo, entre los escenarios tradicional y pre-desbroces se da un aumento del matorral del 374,3%, llegando a ocupar 5,5 ha en el escenario pre-desbroces. La superficie forestal aumenta un 45% y el pasto se reduce en un 35,8%. El cultivo, al igual que en Yésero, se reduce al 100%, y la superficie total de pasto más cultivo es un 39,3% menor en 2018 de lo que era en 1957.

En la situación post-desbroces, la superficie forestal ha disminuido un 19,1% y el matorral un 53,5% respecto a la situación pre-desbroces, y se ha ganado en superficie de pasto, que ha

aumentado un 47,1%, ocupando ahora 26,14 ha, ligeramente menos que las 27,7 ha de pasto de la situación tradicional.

En la Figura 7 se muestra la distribución espacial de los usos del suelo en los tres escenarios.

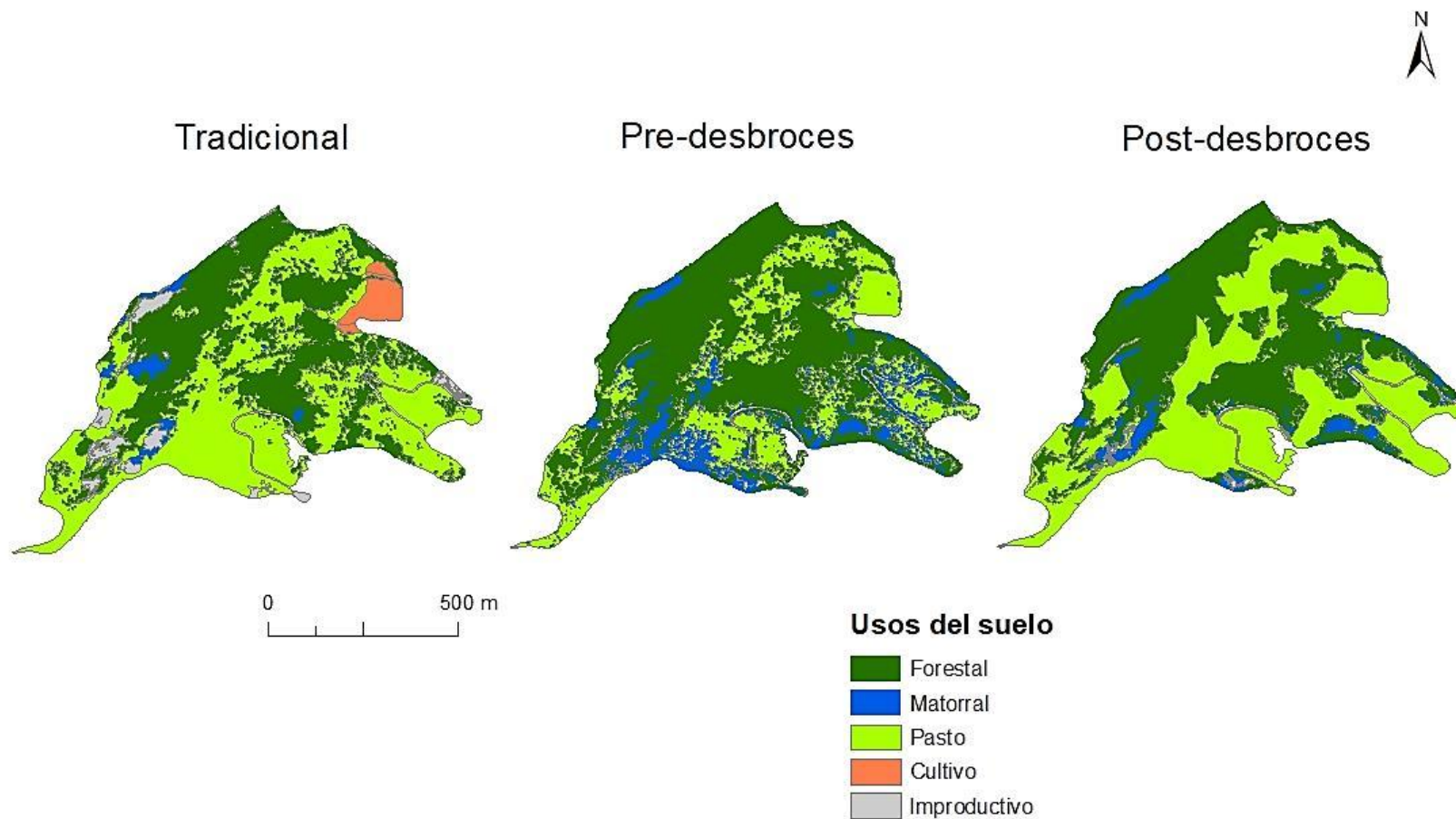


Figura 7. Distribución espacial de los usos del suelo en los tres escenarios en Bujaruelo.

A la izquierda se muestra el paisaje que se encontraba tradicionalmente, un paisaje más abierto, con gran extensión de pastos y unas áreas forestales con mayor o menor densidad en las que se pueden ver zonas de aprovechamiento, y también una zona de cultivo. En la situación pre-desbroces, parte de la superficie de pasto ha sido sustituida por matorral y bosque y este ha aumentado su densidad, por lo que se ve un paisaje mucho más cerrado. El escenario post-desbroces muestra una situación en la que el pasto ha ganado espacio al matorral y ocupa una superficie similar al bosque, el cual aparece en forma de parches manteniendo la alta densidad.

3.2. Servicio de provisión de agua

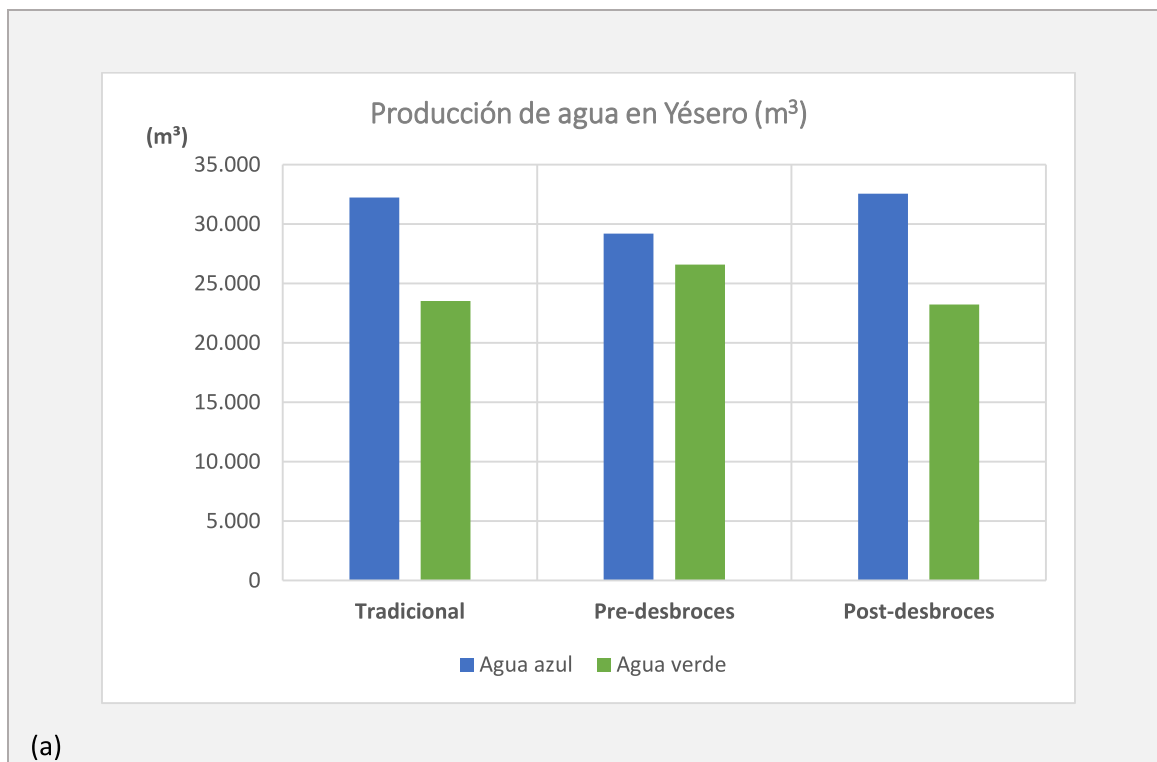
A continuación se muestran los resultados obtenidos para el servicio de provisión de agua. Se presentan en tabla y en gráfico. La cantidad de agua se han expresado tanto en volumen (m³) como en porcentaje.

Yésero

En la Tabla 5 y la Figura 8 se indica la cantidad de agua de cada tipo producida en el ecosistema de Yésero en cada escenario.

Tabla 5. Producción de agua azul y agua verde, en metros cúbicos y en porcentaje, estimada para cada escenario en Yésero.

	Agua azul (m ³)	Agua verde (m ³)	Agua azul (%)	Agua verde (%)
TRADICIONAL	32.238,8	23.540,2	57,8	42,2
PRE-DESBROCES	29.195,5	26.582,2	52,3	47,7
POST-DESBROCES	32.549,8	23.229,2	58,4	41,6



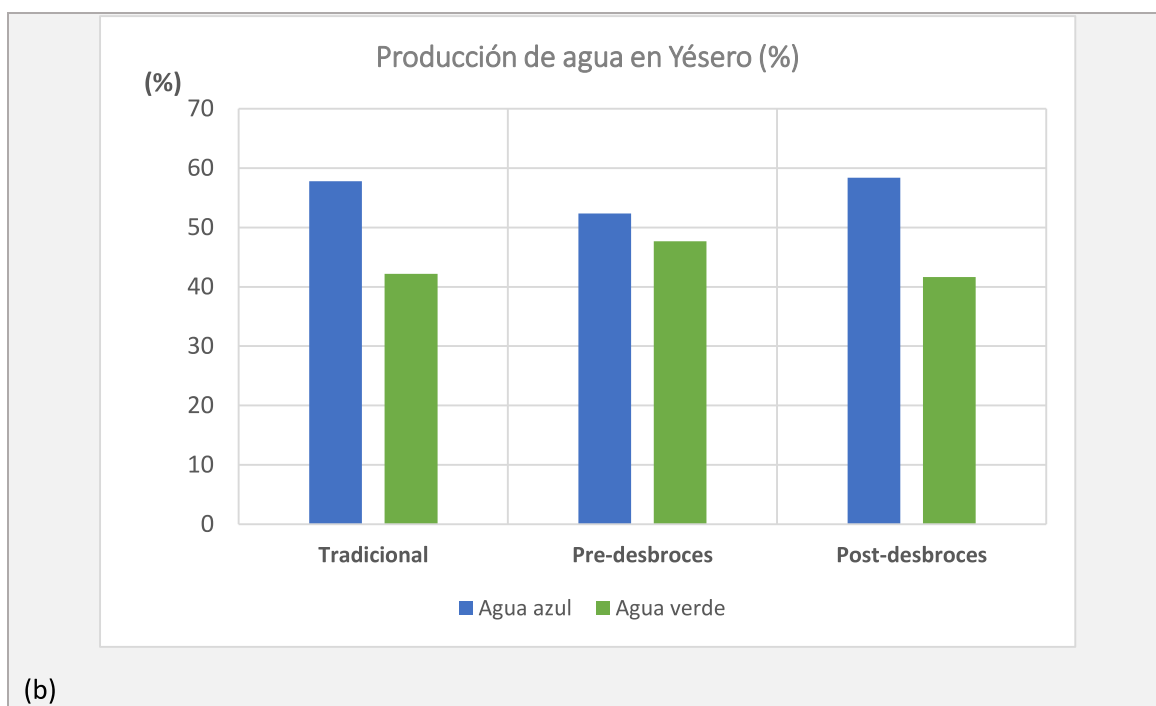


Figura 8. Producción de agua verde y agua azul por escenario en Yésero, en metros cúbicos (a) y en porcentaje (b).

En todos los escenarios el ecosistema produce más agua azul que agua verde. En el escenario tradicional se ha estimado que el 57,8% corresponde a agua azul y el 42,2% a agua verde. En el escenario pre-desbroces el agua azul se reduce en favor del agua verde, quedando un 52,3% de agua azul y un 47,7% de agua verde. En volumen, esto equivale a un descenso del agua azul de 708,2 m³/ha entre el escenario tradicional y el escenario pre-desbroces, lo que significa una pérdida total de 3.043,3 m³ de agua de provisión.

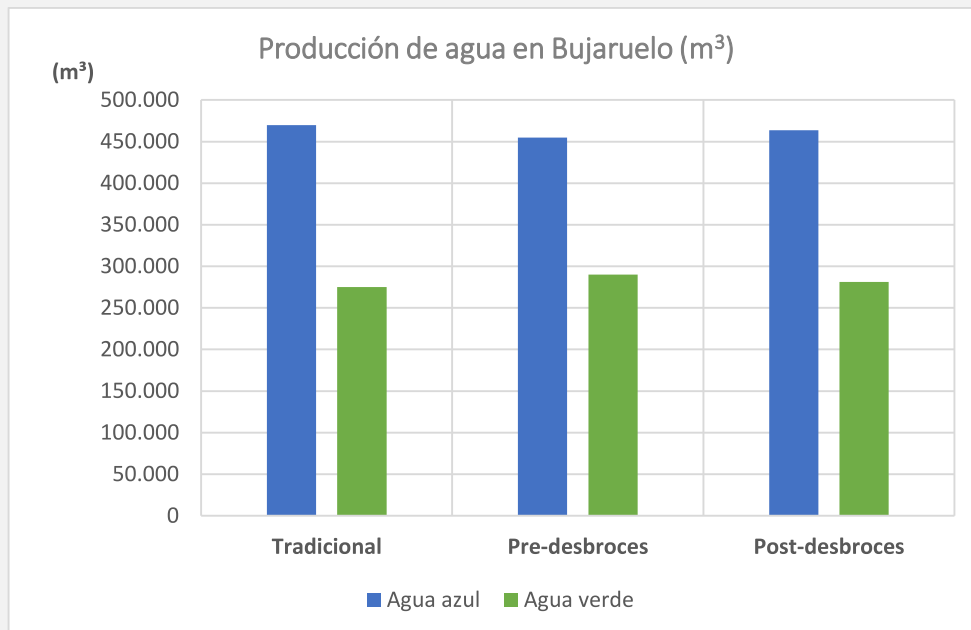
En el escenario post-desbroces el agua azul aumenta de nuevo hasta el 58,4%, y el agua verde desciende al 41,6%. Esto corresponde a un aumento de 780,6 m³/ha de agua azul en el escenario post-desbroces, que supone una ganancia de 3.354,3 m³ de agua total provista por el ecosistema respecto al escenario pre-desbroces.

Bujaruelo

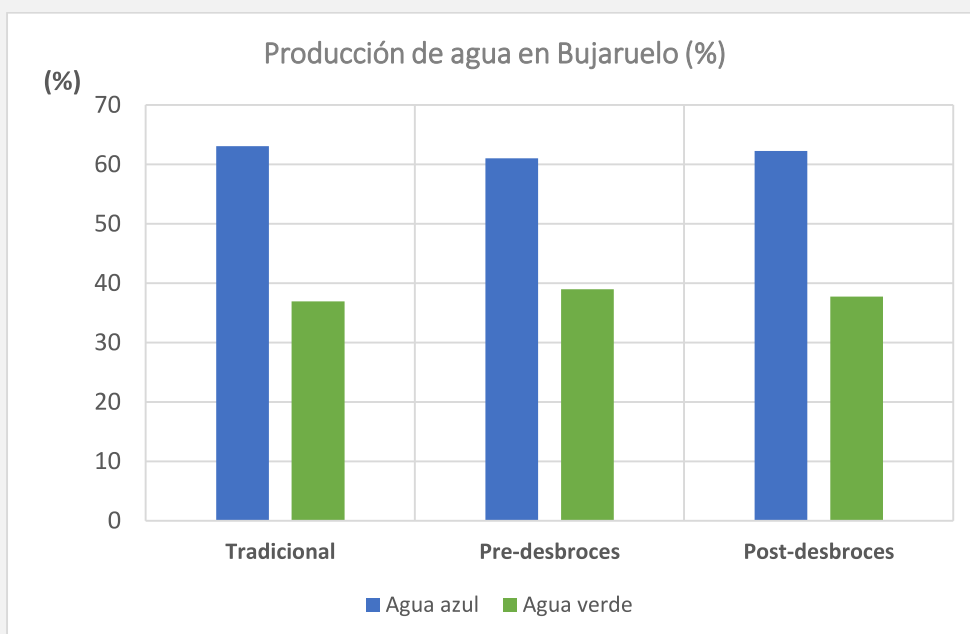
En la Tabla 6 y la Figura 9 se muestra la cantidad de agua de cada tipo producida en el ecosistema de Bujaruelo en cada escenario.

Tabla 6. Producción de agua azul y verde, en metros cúbicos y en porcentaje, estimada para cada escenario en Bujaruelo.

	Agua azul (m ³)	Agua verde (m ³)	Agua azul (%)	Agua verde (%)
TRADICIONAL	469.853,7	274.986,8	63,1	36,9
PRE-DESBROCES	454.634,1	290.206,4	61,0	39,0
POST-DESBROCES	463.701,1	281.140,8	62,3	37,7



(a)



(b)

Figura 9. Producción de agua azul y agua verde por escenario en Bujaruelo, en metros cúbicos (a) y en porcentaje (b).

En Bujaruelo el ecosistema también produce más agua azul que agua verde en todos los escenarios. Para el escenario tradicional se ha obtenido un 63,1% de agua azul y un 36,9% de agua verde. En el escenario pre-desbroces el agua azul desciende ligeramente a un 61% y el agua verde aumenta al 39%. En volumen esto es una pérdida de 291,8 m³/ha de agua azul en el

escenario pre-desbroces, es decir, una pérdida total de 15.219,6 m³ producida a cambio del aumento del agua verde.

Tras los desbroces el agua azul vuelve a aumentar, sin llegar a alcanzar el porcentaje inicial de la situación tradicional, quedando en un 62,3% frente a un 37,7% de agua verde. Esto es un aumento de 173,8 m³/ha y una ganancia total de 9.067,0 m³ de agua de provisión que se da en el escenario post-desbroces.

3.3. Revisión de metodologías de estimación del carbono ecosistémico

3.3.1. El ciclo de carbono en los ecosistemas terrestres

En los ecosistemas terrestres se dan los siguientes procesos con el carbono (VVAA, 2019):

1. Absorción por fotosíntesis.
2. Carbono incorporado al suelo desde la vegetación (COS).
3. Pérdida de carbono del suelo (por mineralización, respiración heterotrófica, etc.).
4. Emisiones por respiración autotrófica y emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COVs).
5. Emisión de carbono por eliminación de la vegetación (cosecha, explotación forestal, incendio, etc.).

El balance de carbono de un ecosistema consiste en la diferencia entre las ganancias y las pérdidas de carbono, determinando si el ecosistema está actuando como una fuente (emisión de C a la atmósfera) o como un sumidero (absorción de C de la atmósfera) (VVAA, 2019; Durante, 2021). La cuantificación de este balance resulta compleja debido a la falta de información espacial a escalas adecuadas y la limitación de conocimiento sobre los procesos de intercambio de carbono con la atmósfera, en particular en los suelos (Durante, 2021). Existe una gran cantidad de métodos que se han desarrollado para cuantificar, modelizar y mapear el secuestro de carbono en los ecosistemas (Durante, 2021).

3.3.2. Revisión de metodologías

Las diferentes metodologías que se exponen permiten estimar con distintos grados de aproximación, en función de la información de la que se disponga, cuánto carbono es absorbido en los ecosistemas. Algunos métodos estiman solamente el stock de carbono del ecosistema, es decir el carbono almacenado. Otros estiman tanto el carbono almacenado como la capacidad anual de secuestro del ecosistema (el potencial de secuestro). Por otra parte, algunos hacen las estimaciones considerando solo la biomasa, otros incluyen también el suelo, algunos consideran el carbono del horizonte orgánico del suelo y otros exclusivamente el carbono integrado al suelo. En la biomasa también varía entre los que incluyen la biomasa radical o solo la aérea, y en algunos casos la necromasa.

Consideraciones iniciales

En la cuantificación del carbono absorbido por el ecosistema hay que diferenciar el stock actual de carbono en el ecosistema y su secuestro potencial. Aquí se ha estimado el carbono almacenado actualmente en el ecosistema en cada escenario.

En primer lugar hay que determinar cuáles son los compartimentos en los que se almacena el carbono en el ecosistema y cuáles de ellos se van a considerar para la estimación. Montero *et al* (2005) propone una clasificación del carbono almacenado en cuatro grupos generales: biomasa aérea, biomasa radical, materia orgánica en descomposición y productos forestales almacenados fuera. Otra clasificación propuesta por ellos distingue los siguientes grupos:

- Carbono fijado en la vegetación (carbono contenido en la biomasa viva aérea y radical).
- Carbono en descomposición (el C contenido en la materia orgánica que se encuentra en proceso de descomposición, producido por fracciones de biomasa muerta y depositada sobre el suelo, pero no incorporada al suelo mineral).
- Carbono en el suelo (el carbono contenido en los horizontes que forman el perfil del suelo).
- Carbono en productos (el carbono contenido en productos forestales durante el tiempo que el producto está en uso).
- Carbono ahorrado por sustitución de combustibles fósiles (carbono que se ahorraría si la biomasa o parte de la biomasa del ecosistema fuese utilizada como biocombustible en sustitución de otros combustibles fósiles).

Estos grupos están pensados para ecosistemas forestales gestionados. Para los ecosistemas de pastos de este trabajo se han diferenciado dos compartimentos: la biomasa y el suelo.

- Carbono almacenado en la biomasa:

La biomasa forestal se define como el peso de materia orgánica que existe en un determinado ecosistema forestal por encima y por debajo de la superficie del suelo (Montero *et al*, 2005). El balance entre el carbono acumulado en un árbol, como resultado de su crecimiento, y el liberado por el desprendimiento y descomposición de hojas, ramas, frutos, corteza, etc., determina la fijación neta de carbono por el árbol. El mismo razonamiento puede hacerse cambiando el concepto de árbol por el de masa forestal, incluyendo aquí el balance neto de todas las especies vegetales que lo componen: árboles, arbustos, matorrales y herbáceas (Montero *et al*, 2005).

En este caso, la biomasa incluye árboles, arbustos y matorrales. La acumulación de carbono en la biomasa de las herbáceas (pasto, prado y cultivo) se ha considerado igual a 0, ya que la producción de biomasa de este tipo de vegetación es un simple flujo de C en el sistema. Es decir, se considera que el carbono fijado por el proceso fotosintético con una finalidad de ser utilizado dentro de un ciclo anual no se debe tener en cuenta porque dicho carbono es liberado de nuevo a la atmósfera dentro de ese periodo de tiempo por respiración celular de cualquier organismo, lo que incluye no solo la alimentación humana o animal sino también la oxidación o digestión aeróbica por cualquier tipo de microorganismos (CITA, 2008).

- Carbono almacenado en el suelo:

La expresión “carbono en el suelo” se refiere, en sentido estricto, al contenido en su materia orgánica (carbono orgánico) y no comprende el carbono contenido en la hojarasca y mantillo (Pardos, 2010). Por lo tanto, para este trabajo se considera solamente el carbono orgánico almacenado en los horizontes inorgánicos del suelo.

El carbono fijado en el suelo es el resultante del balance entre los aportes de los restos vegetales que se incorporan anualmente y las emisiones hacia la atmósfera, originadas por la descomposición y mineralización de la materia orgánica del suelo. (Pardos, 2010; Lasanta *et al*,

2020). La profundidad considerada ha sido la que se utiliza más comúnmente en la mayoría de estudios, que es de 0 a 30 cm de profundidad.

Metodologías para estimar el carbono en la biomasa:

Los métodos para la estimación del carbono en la vegetación se pueden dividir básicamente en tres tipos: estimación basada en inventarios, basada en información satelital o basada en procesos (Durante, 2021).

- La estimación basada en inventarios es un método clásico que se emplea normalmente para muestreos de superficies limitadas, como escalas regionales. Estos métodos se basan en la estimación de la biomasa a partir de determinadas variables de la masa vegetal (densidad, volumen, tipo de vegetación, altura, etc.) utilizando ecuaciones alométricas o factores de expansión de biomasa y la posterior conversión a peso de carbono. Un inconveniente de estos métodos es que tienen tendencia a sobreestimar la cantidad de carbono en la vegetación al aplicar los resultados de su muestreo a superficies mayores.
- La estimación del carbono en la biomasa aérea mediante técnicas de teledetección es una alternativa bastante utilizada. Se basan en la construcción de relaciones empíricas entre la información obtenida por los sensores y determinados atributos de la masa vegetal, integrando mediciones alométricas y datos de campo. La información obtenida puede ser de mayor o menor precisión en función de la escala espacial y temporal del sensor, que puede ser óptico, radar o lidar (Durante, 2021). Para la escala local, esta autora (Durante, 2021) recomienda utilizar técnicas de teledetección siempre que haya disponibilidad de datos lidar y de información de puntos de muestreo del IFN, como es el caso de España.
- La estimación basada en procesos consiste en la elaboración de modelos estadísticos en base a las principales variables ecosistémicas que influyen en el almacenamiento de carbono en la biomasa, que son capaces de estimar la distribución espacial de la vegetación. Estos modelos son principalmente métodos geoestadísticos, de aprendizaje automático o basados en mecanismos, los cuales describen cuantitativamente el proceso del ciclo del carbono. Para este tipo de métodos es necesario disponer de datos de vegetación de alta calidad (Durante, 2021).

Estimación de la biomasa

Todas las metodologías revisadas a continuación son estimaciones basadas en inventarios.

Para estimar la biomasa a partir de inventarios se utilizan principalmente dos formas: factores de expansión de biomasa y ecuaciones de estimación de biomasa (CITA, 2008).

Los factores de expansión de biomasa son simplemente coeficientes que permiten convertir el volumen de madera de un árbol o de una masa en su peso de materia seca de árbol o masa.

El método de ecuaciones de biomasa es el más generalizado y consiste en el muestreo y pesado de las fracciones del árbol para después ajustar una ecuación matemática que relacione los pesos de biomasa seca con una o más variables representativas de estos árboles (Montero *et al*, 2005). La ecuación más comúnmente utilizada es la alométrica (potencial), relacionando el peso de la biomasa, por ejemplo, con el diámetro normal.

El método de ecuaciones de biomasa frente al de factores de expansión presenta la doble ventaja de, por un lado, ofrecer información de las diferentes fracciones del árbol (con especial importancia en la cuantificación del sistema radical por separado) y, por otro, realizar la estimación en un solo proceso de ajuste con un único error, a diferencia del método de factores de expansión de biomasa que requiere dos estimaciones y por tanto dos errores acumulativos (estimación del volumen y posteriormente estimación de la biomasa a partir del volumen) (CITA, 2008).

En el libro publicado por el INIA “Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles” (Montero *et al*, 2005) se calculan las ecuaciones específicas de estimación de biomasa para las 32 especies forestales principales de España y las ecuaciones generales de “otras frondosas” y “otras coníferas” para el resto de especies con menor representación.

Paso de biomasa a C y a CO₂ equivalente

Después de estimar la cantidad de biomasa se debe estimar la cantidad de carbono que hay en esa biomasa. Para ello todas las metodologías revisadas se basan en la siguiente relación:

La composición de la madera es similar en las distintas especies leñosas, así como también dentro de un mismo árbol en sus diversas partes. Todas las maderas contienen aproximadamente un 50% de carbono (Montero *et al*, 2005). Esta fracción puede variar ligeramente entre especies, por ejemplo, en *Pinus sylvestris* la proporción de carbono es 0,509 y en *Quercus ilex* es 0,475 (Montero *et al*, 2005). El IPCC recomienda, en el caso de no existir datos específicos, considerar el porcentaje de 50%.

La conversión de la cantidad de carbono presente en la biomasa a toneladas de CO₂ equivalente se hace a través de la relación del peso molecular del CO₂ y el peso del átomo de C que la compone: peso CO₂ = peso C x 44/12.

Guía para la estimación de absorciones de CO₂ del Ministerio de Transición Ecológica (VVAA, 2019)

Esta metodología permite obtener las absorciones de carbono que se espera que alcance un ejemplar de una especie arbórea concreta para un periodo determinado. Está pensada para ser usada para calcular el CO₂ que secuestran los proyectos de absorción consistentes en repoblaciones forestales.

En esta guía se proponen dos metodologías para hacer el cálculo, según el momento en el que se realice: cálculo ex ante y cálculo ex post.

El cálculo se basa en determinar las absorciones de dióxido de carbono por ejemplar plantado, para posteriormente aplicar este dato a todo el proyecto, en función del número de ejemplares que se espera que haya al final del periodo de permanencia.

Para los cálculos se considera únicamente la variación de las reservas de carbono en la biomasa viva, incluyendo biomasa aérea y subterránea.

Cálculo EX POST:

Esta estimación se hace en el momento en que las absorciones están teniendo lugar. Los cálculos se realizan en base a modelos que estiman el peso de la biomasa seca de los árboles según

especie a partir de datos reales de la repoblación en un momento concreto (en este caso especies, diámetro y altura), utilizando la ecuación del modelo de estimación de biomasa que existe para cada especie de las disponibles, obtenidos de distintas bibliografías (por ejemplo Montero *et al*, 2005). Después se hace la conversión de peso de biomasa seca a peso de carbono contenido utilizando el valor que se toma por defecto en el IPCC (0,5 kgC/kg m.s.) y la relación peso CO₂-peso C.

Cálculo EX ANTE: Calculadora de absorciones del Ministerio de Transición Ecológica

Proponen un método para estimar la acumulación de carbono en la biomasa sin necesidad de tener datos de medidas físicas de los árboles, que se utiliza para estimar la absorción de carbono de las repoblaciones forestales a priori. Se trata de una hoja de cálculo de acceso abierto y de fácil manejo publicada por el Ministerio en 2018. En ella se calculan las absorciones en base a estimaciones del crecimiento de las especies para el periodo establecido.

Para aplicar esta metodología es necesario conocer las especies, la edad o tiempo transcurrido, el número de pies por especie y la región biogeográfica en algunos casos, y el tipo de gestión en caso de que sea una masa aprovechada.

Para obtener las absorciones totales, la calculadora multiplica las absorciones unitarias estimadas por especie (tCO₂/pie) para un periodo determinado, por el número de pies que se prevea que existan al final de dicho periodo. Para ello la calculadora estima primero la cantidad de biomasa que habrán producido los pies de cada especie y después estima el aumento de las reservas de carbono haciendo la conversión con el valor de la fracción de carbono en la materia seca (0,5) igual que en el caso anterior.

Esta metodología estima el incremento de biomasa en volumen producido, utilizando factores de expansión. Los valores de los parámetros que utiliza para el cálculo son distintos para cada especie y se obtienen de distintas fuentes como el CREAM (Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales), el Instituto de Ciencias Forestales del INIA (ICIFOR) y el IFN (Inventario Forestal Nacional), que han realizado los cálculos a partir de muestras a nivel nacional.

La calculadora proporciona una tabla con los datos de absorción estimada de CO₂ para cada especie y según edad entre 20 y 40 años, de un total de 84 especies forestales.

Estudio sobre la funcionalidad de la vegetación leñosa de Aragón como sumidero de CO₂ (CITA, 2008)

En este estudio estiman la cantidad de carbono que se encuentra almacenado en la biomasa de las distintas especies leñosas que componen los ecosistemas terrestres de Aragón. Solamente consideran las emisiones y absorciones debidas a la biomasa viva.

Proponen una metodología distinta para cada una de las cuatro fracciones en las que han dividido la vegetación leñosa: agrícola, forestal mayor (árboles con diámetro normal superior a 7,5 cm), forestal menor y matorral.

Vegetación forestal mayor:

La estimación del CO₂ fijado por las especies se ha hecho por el método de ecuaciones de estimación de biomasa, a partir del peso de materia seca, del contenido de carbono almacenado en dicha biomasa (aproximadamente el 50%) y a partir de este aplicando la relación existente

entre los pesos del C y el CO₂. Para este trabajo han utilizado las ecuaciones obtenidas para las 32 especies principales de España calculadas en Montero *et al* (2005), que emplean la medida del diámetro normal.

La información necesaria sobre la vegetación la han obtenido de la base de datos del IFN y del Mapa Forestal de España (MFE) del Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente. A partir de la información obtenida del IFN3, clasifican las masas forestales de Aragón en 67 tipos o estratos en función de la especie dominante, su ocupación porcentual, el estado de la masa (edad) y la fracción de cabida cubierta, distinguiendo también entre provincias por las diferencias ecológicas.

Tras la cuantificación del carbono fijado por árbol y por especie de acuerdo a las ecuaciones mencionadas, han totalizado el carbono por parcela y especie para todas las parcelas del inventario. Después se ha determinado el tipo de estrato forestal al que pertenece la parcela y se ha obtenido el valor medio por estrato (referido por unidad de superficie, en tCO₂eq/ha).

Vegetación forestal menor:

La estimación de la biomasa por árbol y por especie se ha hecho de la misma manera que para la vegetación forestal mayor, pero asignando al diámetro un valor de 5 cm en todos los casos. La conversión entre biomasa, carbono y peso equivalente de CO₂ es igual que en el caso anterior. Posteriormente se ha totalizado por parcela y se ha calculado el valor medio por estrato (por unidad de superficie) de forma similar a la anterior.

Dado que la fuente empleada para clasificar la vegetación no tiene en cuenta la representación de los pies menores, han determinado el peso de los pies menores por estrato forestal incluyendo en la información de la especie un coeficiente de corrección basado en la relación existente entre pies mayores y pies menores.

En la tabla 16 del estudio aparecen los ratios de acumulación de carbono en toneladas de CO₂ equivalente por hectárea para cada tipo de estrato forestal definido, que han obtenido para el conjunto de Aragón.

Matorral:

Primero, a partir de la información del IFN3 clasifican el conjunto de los matorrales de Aragón en 11 grupos principales según su similitud en tamaño y porte.

Proponen dos métodos para estimar la biomasa del matorral: métodos directos (destructivos) o métodos indirectos (mediante modelos matemáticos a partir de medidas morfológicas).

Decidieron utilizar ecuaciones que relacionan la biomasa seca con algunas variables morfológicas, conseguidas por métodos directos a través de muestreos de especies con características estructurales similares entre taxones. Los parámetros morfológicos utilizados son el volumen aparente, obtenido a partir de las medidas de superficie y altura, y la fracción de cabida cubierta. Obtienen una ecuación para cada uno de los 11 grupos de especies de matorrales de Aragón y para el conjunto en global. Después el procedimiento es el mismo que en el resto de fracciones: utilizando la relación de 0,5 se obtiene el carbono total en la biomasa, que después se pasa a peso de CO₂ equivalente.

Para cada parcela del inventario, consideran hasta tres especies (o grupos de especies) como máximo, y aplicando a cada especie su ecuación definida con los datos de porcentaje de

ocupación y altura media se calcula el CO₂ equivalente por especie. Luego totalizan la información por parcela y calculan los valores medios por estrato de vegetación.

En este caso son estratos arbustivos asociados a formaciones forestales. No se mira el tipo de matorral, sino en qué estrato arbóreo se encuentra dicho matorral, al no disponer de la distribución espacial total por tipo de matorral para Aragón y sí por tipo de estrato.

En la tabla 13 del estudio se dan los valores de los ratios de tCO₂eq/ha para cada estrato arbustivo asociado a una formación forestal de Aragón.

También proponen otra metodología para estimar el carbono en la biomasa de matorrales, con la que han obtenido resultados muy similares a los obtenidos con la otra metodología explicada. En esta se aplica la ecuación de ajuste media de todos los matorrales analizados (muestra combinada de todas las especies sin distinguir en grupos) y se establecen unos valores medios de altura y ocupación.

Metodología de cálculo del impacto de la gestión forestal en los servicios ecosistémicos: carbono, agua y biodiversidad (Cervera *et al*, 2022)

En este documento del proyecto Life Climark se desarrolla una metodología para cuantificar los efectos de la gestión forestal en el balance de carbono de los bosques en Cataluña.

Estos autores calculan el impacto que se produciría sobre el balance de carbono del bosque en tres situaciones posibles: 1) el cambio de un modelo de gestión forestal a otro, 2) el cambio de bosque no gestionado a bosque con gestión, y 3) el cambio de un escenario de no plantación (uso del suelo cultivo, erial, matorral o pasto) a bosque mediante una plantación.

Para el cálculo del balance de CO₂ tienen en cuenta el carbono secuestrado por los árboles vivos, las emisiones de carbono generadas en la gestión y las emisiones de carbono evitadas (debido a la prevención de incendios forestales o la sustitución de materiales no renovables por madera o biomasa).

A continuación se explica la metodología seguida para estimar el carbono secuestrado en plantaciones:

Para calcular la biomasa utilizan las ecuaciones alométricas desarrolladas por el CREAM a partir de datos del inventario forestal de Cataluña, que permiten estimar la biomasa aérea total (BAT) a partir de datos de especie, diámetro normal y altura. Para calcular la biomasa de las raíces emplean el factor de raíces (ratio de biomasa de raíces respecto a la biomasa aérea) obtenidos de distintas bibliografías para las especies disponibles.

Mediante las relaciones edad-diámetro establecidas en el IFN1 calculan para cada especie el diámetro medio esperado a distintas edades, de 10 en 10 hasta los 80 años. Para calcular la altura correspondiente a cada diámetro, utilizan las relaciones altura-diámetro obtenidas a partir de los datos del IFN3 en Cataluña. Después aplican los valores obtenidos a las ecuaciones alométricas del CREAM para obtener la BAT, y aplicando el factor de raíces obtienen la biomasa total.

Para obtener el contenido de carbono en la biomasa emplean los factores de carbono específicos de cada especie que aparecen en Montero *et al* (2005), y posteriormente lo convierten a CO₂.

En la *Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono* publicada por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico se recomiendan las metodologías de estimación del carbono basadas en el cálculo de existencias totales en volumen según los datos del Inventario Forestal Nacional, en las que se calcula indirectamente la biomasa a partir del volumen y mediante unos factores de conversión. Los autores de este libro encuentran que esta metodología no es la más adecuada, ya que se ha comprobado que estos factores de conversión pueden variar en función de la especie y de la clase diamétrica del árbol e incluso de la ecuación de volumen utilizada. La metodología que proponen en este documento permite obtener una tabla en la que se determina directamente el CO₂ fijado en cada árbol plantado de las principales especies por rango de edades. También indican la importancia de la ecuación alométrica elegida en las estimaciones de biomasa en los bosques, siendo siempre preferible utilizar ecuaciones desarrolladas a partir de muestras locales o cercanas geográficamente en el área de estudio (Cervera *et al*, 2022).

Metodologías para estimar el carbono en el suelo:

Los métodos utilizados para cuantificar la distribución espacial del carbono en el suelo pueden agruparse en cuatro: estimación basada en tipos de suelo, en unidades de mapeo, en modelización empírica y en modelización basada en procesos (Durante, 2021).

- El primer método consiste en estimar el carbono almacenado en el suelo a partir de los datos de contenido de carbono orgánico que corresponden a cada suelo según su clasificación taxonómica, que se han obtenido mediante muestreo. Se hace en base al mapa de tipos de suelo (Durante, 2021).
- El segundo método es similar pero se basa en unidades de mapeo, conjuntos de áreas homogéneas en densidad de carbono orgánico del suelo, que se han determinado de acuerdo a la distribución geográfica de muestreos de perfiles edáficos y factores ambientales como la vegetación y el clima. El producto de la densidad de carbono por el área de la unidad daría el carbono almacenado en esa unidad (Durante, 2021).
- Los modelos empíricos se basan en la relación entre el carbono orgánico del suelo y los numerosos factores ambientales o de gestión que afectan a su almacenamiento, tales como factores climáticos, topográficos, vegetación, uso y propiedades de suelo. Para establecer estas relaciones estadísticas se realizan mediciones repetidas en campo y distribuidas espacialmente tanto del contenido del carbono orgánico como de los factores ambientales a relacionar (Durante, 2021; FAO, 2023).
- Por último, los métodos basados en procesos compartimentan la estructura del suelo en diferentes reservorios de carbono para simular la dinámica del ciclo del COS en función de los procesos de movimiento y transformación del carbono dentro del suelo (Durante, 2021; FAO, 2023). Si se obtienen los datos necesarios para alimentar la simulación, estos modelos pueden ser empleados para estimar el carbono en diferentes escenarios y para estimar el potencial de secuestro en un periodo determinado. Algunos de los modelos más conocidos de este tipo son RothC, SOMM, Yasso, CENTURY y ROMUL (Durante, 2021). Para aplicar estos modelos se requieren datos topográficos, climáticos, de litología, tipo de suelo, tipo de cobertura o uso del suelo e índices de satélite, entre otros.

Evaluación global del carbono del suelo en pastizales (FAO, 2023)

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) ha presentado un informe en el que se evalúan las reservas de carbono orgánico del suelo y el potencial de secuestro de carbono en el suelo de los ecosistemas de pastos a nivel global.

Han seleccionado la metodología siguiendo las pautas de la LEAP (Alianza sobre la Evaluación Ambiental y el Desempeño Ecológico de la Ganadería). La LEAP establece unas directrices para evaluar las reservas de carbono orgánico del suelo de los ecosistemas de pastos, en las que recomienda tres tipos o niveles de estimación: los modelos empíricos (nivel 1), los modelos de suelo (nivel 2) y los modelos de ecosistema (nivel 3) (FAO, 2023). Los modelos de suelo corresponden a los modelos basados en procesos explicados antes. Los modelos de ecosistemas son también modelos basados en procesos, con la diferencia de que estos incluyen en sus simulaciones la biomasa vegetal y otras interacciones, por lo que estiman el carbono global del ecosistema.

La LEAP recomienda utilizar los modelos de nivel 1 (empíricos) para obtener una primera estimación de la tendencia o la magnitud del cambio que se espera en las reservas de carbono en el suelo del ecosistema. Para evaluaciones como los análisis de ciclo de vida (ACV), la LEAP recomienda utilizar al menos un modelo de nivel 2 para estimar el carbono del suelo tras un cambio de uso o de gestión del suelo (FAO, 2023).

En el informe de la FAO han utilizado una estimación de nivel 2 (modelo de suelo) para obtener unos valores de referencia del carbono almacenado en los suelos de los ecosistemas de pastizales de todo el mundo. De entre los modelos de suelo sugeridos en las pautas de la LEAP han seleccionado el RothC, uno de los modelos basados en procesos más usados. Sin embargo en este informe también proponen usar una estimación de nivel 1 (modelo empírico) para conseguir un marco general de la capacidad de los sistemas de pastos para secuestrar carbono cuando haya limitaciones para aplicar modelos más complejos y con gran requerimiento de datos.

Visor del contenido de C acumulado en el horizonte orgánico y en el suelo en la Península Ibérica y Baleares (ICIFOR, INIA)

Se trata de un visor de cartografía elaborado por el ICIFOR en 2021 al que se puede acceder desde la web del INIA. Consiste en una serie de mapas superpuestos que permiten consultar y comparar las cantidades de carbono acumulado en el horizonte orgánico y en el suelo en sus primeros 30 centímetros en la Península Ibérica y Baleares. Las capas que aparecen en el visor se han elaborado a partir de los resultados obtenidos en los estudios de Rodríguez Martín *et al* (2016) y López-Senespleda *et al* (2021), publicados por el INIA. Incluye también una capa del Mapa Forestal de España.

La estimación del carbono en el suelo en el estudio de Rodríguez-Martín *et al* (2016) se realizó a partir de muestras de suelo tomadas de 4.401 puntos de muestreo por toda España, localizados sobre tres tipos de usos del suelo: bosques, pastos y zonas agrícolas. Se midieron en laboratorio la concentración de carbono orgánico, la densidad aparente y la pedregosidad de las muestras y se calculó la reserva de carbono orgánico del suelo como el producto de estas tres variables. Después se usó un análisis geostatístico para la interpolación espacial. El resultado

es un mapa del stock de carbono orgánico en la capa superficial del suelo (30 cm de profundidad) de todo el territorio español, medido en tC/ha.

En el estudio de López-Senespleda *et al* (2021) se estima el carbono almacenado en el horizonte orgánico o mantillo de los bosques en España. Sin embargo, no se ha tenido en cuenta la información de este mapa porque, como se ha definido antes, en este trabajo se ha considerado como carbono almacenado en el suelo solamente el contenido en los horizontes inorgánicos.

Aproximación de la tesis doctoral: Modelización del carbono orgánico para la cuantificación de sus reservorios en los ecosistemas terrestres a escala nacional (Durante, 2021)

En esta tesis doctoral se comparan varios productos o mapas de carbono orgánico del suelo disponibles, derivados de bases de datos desde regionales hasta globales, para evaluar cuál es más preciso en sus estimaciones a nivel local (en la Región de Murcia) y nacional (España). Estos productos dan los datos de carbono orgánico del suelo de dos maneras: en concentración de COS (gC/kg) y en stock o almacenamiento de COS (tC/ha).

Excluyendo el mapa regional de la Región de Murcia, para la escala nacional se evaluaron cinco mapas, que son los siguientes:

- GSOC (Global Soil Organic Carbon): publicado por el JRC¹ en 2012, de escala global, resolución espacial de 1 km y elaborado a partir de la base de datos HWSDB².
- SoilGrids250m: publicado por el ISRIC³ en 2017, de escala global, resolución espacial de 250 m y a partir de la base de datos WoSIS⁴.
- OCTOP (Organic Carbon Content in Topsoils): publicado por el JRC en 2004, de escala europea, resolución espacial de 1 km y elaborado a partir de los datos de la ESDB⁵.
- ocCont (LUCAS) (Topsoil Soil Organic Carbon Content): publicado por el JRC en 2014 a partir de la base de datos LUCAS (usos y cubiertas del suelo), de escala europea y resolución espacial de 500 m.
- SCSS (Soil Organic Carbon and soil organic carbon stock in Spain): publicado por el INIA en 2016, es el producto obtenido con los resultados del estudio de Rodríguez Martín *et al* (2016), de escala nacional y resolución espacial de 100 m. Este mapa de carbono en el suelo es el mismo que se ha empleado en el visor de carbono del ICIFOR.

A escala nacional, encontró mucha divergencia entre los valores de carbono orgánico del suelo estimados por los distintos mapas, independientemente del dominio o la resolución espacial. Los valores más bajos corresponden al mapa LUCAS y los más altos al mapa SoilGrids250m, que dan unos valores totales para España de 1.892 Tg C y 5.068 Tg C respectivamente, una diferencia del 63% (Durante, 2021).

En general observó que hay menor precisión y mayor sobreestimación en los mapas de stock de carbono (tC/ha) que en los mapas de concentración de carbono (gC/kg), probablemente debido a la falta de información en la mayoría de bases de datos sobre la pedregosidad y la densidad

¹ Centro Común de Investigación de la Comisión Europea

² Harmonized World Soil Database

³ International Soil Reference and Information Centre

⁴ World Soil Information Service

⁵ European Soil Database

aparente del suelo, que son los principales parámetros requeridos para estimar el almacenamiento de carbono en el suelo (Durante, 2021). Por lo tanto esta autora recomienda el uso de mapas de concentración de carbono en lugar de los datos frecuentemente sobreestimados de stock.

Según sus resultados, considera que el mapa SoilGrids250m sería la mejor estimación disponible para el área de estudio con una resolución espacial moderada, aunque con algunas limitaciones.

Por otra parte Durante (2021), como uno de los resultados de su estudio, elabora un nuevo mapa de concentración y stock de carbono orgánico del suelo para la España peninsular, utilizando la metodología que ha obtenido como más precisa, en este caso modelos de aprendizaje automático supervisado.

Para estimar la distribución espacial del COS se ha basado en el modelo conceptual SCORPAN, según el cual algunas propiedades del suelo, como el carbono orgánico, pueden estimarse en función de otros parámetros considerados como formadores del suelo medidos en la misma localización, tales como factores climáticos, topográficos, litológicos y de la vegetación. Los modelos de aprendizaje automático consisten en el uso de programas estadísticos para crear funciones de predicción que intenten explicar las relaciones entre las variables edáficas y ambientales.

Los productos resultantes son un mapa de concentración de COS (g/kg) a profundidades de 0-30 cm y 30-100 cm, y un mapa de stock de COS (tC/ha) a 0-30 cm y a su profundidad efectiva, con una resolución espacial de 90 m y de escala nacional, que proporciona en capas ráster descargables.

Estimación del carbono en el ecosistema:

Modelos y simulaciones

Muchos modelos basados en procesos cuantifican la productividad primaria bruta y la productividad neta del ecosistema para determinar el carbono total fijado y el carbono neto acumulado en un ecosistema. Un ejemplo es el modelo Biome-BGC, muy utilizado y validado en diferentes tipos de ecosistemas (You *et al*, 2020). Estos modelos hacen una simulación de los stocks y flujos de carbono en la vegetación, en el suelo y en los productos (Montero *et al*, 2005). El modelo más conocido es el CO₂FIX, un programa informático capaz de cuantificar el carbono secuestrado por un ecosistema de bosque en función de la silvicultura aplicada. Integra datos NDVI obtenidos con sensores remotos con los que se mide la radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel vegetal y se relaciona con la productividad en biomasa (Montero *et al*, 2005; Pardo, 2010).

Existe una amplia variedad de modelos que analizan y predicen los efectos sobre la producción de biomasa y productividad del ecosistema en función de las interacciones de este con distintas variables (clima, manejo, recursos hídricos, radiación, factores edáficos, etc.). Los modelos de proyección más ecológica son los modelos de fenología y modelos gap, y además de estos están los modelos de crecimiento y de procesos; la combinación de ambos da lugar a los modelos mixtos. La escala de aplicación de los modelos puede ser el bioma, o tipo funcional de plantas, considerado como unidad de vegetación, y mostrarse las grandes formas de vegetación y su estacionalidad; por ejemplo, las formaciones arbóreas frente a los pastizales. También pueden

tomarse como unidades de crecimiento a los árboles individuales y analizar la sucesión forestal, tal como se hace en los modelos gap (Pardos, 2010).

Herramientas/programas para la aplicación de estas metodologías

Para poder aplicar muchas de las metodologías presentadas se requiere usar programas informáticos (software). Algunos programas de código abierto y dominio libre que se pueden utilizar en estos casos son los siguientes:

- Software R para cálculos estadísticos y modelización.
- Sistemas de Información Geográfica (GIS) como SAGA y QGIS para editar y analizar datos espaciales.
- Software FUSION para el procesado de datos lidar y SNAP para imágenes de satélite.

3.3.3. Selección de metodología

La metodología se ha seleccionado en función de la información de la que se disponía, la precisión que se necesitaba alcanzar en la estimación y la sencillez del método. De este modo, se ha decidido estimar el carbono almacenado a partir de referencias de modelos empíricos. Se ha escogido una referencia para el carbono en la biomasa y otra para el carbono en el suelo.

Estimación del carbono en la biomasa

Se ha estimado el carbono en la biomasa tomando de referencia los datos del estudio del CITA ("Estudio sobre la funcionalidad de la vegetación leñosa de Aragón como sumidero de CO₂", CITA, 2008). Este estudio utiliza las mismas bases y fuentes que el resto para hacer las estimaciones (ecuaciones alométricas de estimación de peso de biomasa seca y conversión a peso de C) pero está aplicado a los ecosistemas o formaciones vegetales que se suelen encontrar en Aragón y en concreto en la provincia de Huesca, por lo que estaría más ajustado a la realidad de nuestras áreas de estudio. Además propone una metodología para estimar el carbono almacenado en los matorrales, también aplicada a las formaciones matorrales que se suelen encontrar en Aragón.

Primero se han simplificado las comunidades vegetales de las áreas de estudio, según criterio de experto, en alguna de las formaciones dominantes que propone el CITA, y después se han obtenido los ratios de acumulación de carbono por unidad de superficie (en tCO₂eq/ha) que asignan a cada una de las formaciones forestales (tabla 16 del estudio) y de las formaciones matorrales (tabla 13 del estudio).

Carbono en la biomasa forestal

Yésero

En función de las especies que hay, el bosque de Yésero se ha considerado bosque mixto. Para clasificarlo en una de las categorías que propone el CITA se han considerado varias posibilidades: de las formaciones forestales que contemplan, la que más se asimila a la del área de estudio sería la de árboles de ribera.

Se le ha asignado el valor de 68 tCO₂eq/ha que la tabla 16 da para una formación de árboles de ribera con una ocupación de la especie dominante entre el 30 y el 70% o superior al 70%, fracción de cabida cubierta entre 5-100% y cualquier estado de crecimiento de la masa (22_25 de la tabla 16). Se ha utilizado el mismo valor para el escenario tradicional, pre-desbroces y post-desbroces.

Hay otra formación forestal (quercíneas con otras frondosas) a la que dan un valor de 54 tCO₂eq/ha, que se ha desestimado porque no coinciden la mayoría de especies. Sin embargo, se tiene en cuenta que la vegetación del área de estudio no coincide exactamente con ninguna de las formaciones que aparecen y se considera un margen entre 50 y 80 tCO₂eq/ha, pero se calcula con las 68 tCO₂eq/ha.

Bujaruelo

Escenarios pre y post-desbroces: se ha asimilado este bosque a una formación de *Pinus sylvestris* con una ocupación mayor o igual al 70%, con una fracción de cabida cubierta entre el 70 y el 100% y en un estado de latizal-fustal (22_01 de la tabla 16), para el cual la tabla da un valor de 231 tCO₂eq/ha.

Escenario tradicional: la cubierta forestal del escenario tradicional se ha asimilado a una formación de *Pinus sylvestris* con ocupación mayor o igual al 70%, estado de latizal-fustal y una fracción de cabida cubierta entre el 20 y el 69% (22_02 de la tabla 16), para la cual la tabla proporciona un valor de 105 tCO₂eq/ha.

Carbono en la biomasa de matorral

Yésero

El matorral de Yésero se ha asimilado a las formaciones de matorral de los bosques de ribera, con un porcentaje de ocupación de la especie dominante del 30-70% o superior, cualquier estado de crecimiento y una fracción de cabida cubierta entre 5-100% (22_25 de la tabla 13). La tabla le asigna un valor de fijación de carbono de 26,99 tCO₂eq/ha. Se ha tomado este valor para todos los escenarios.

Bujaruelo

El matorral de Bujaruelo se ha considerado como una formación de matorral con arbolado ralo y disperso, con una ocupación de la especie principal entre el 30-70% o superior, con una fracción de cabida cubierta entre 5-19% y en estado de fustal-latizal (22_26 de la tabla 13). El valor de fijación de carbono que da la tabla para esta clase de vegetación es 15,53 tCO₂eq/ha. Se ha tomado el mismo valor para los tres escenarios.

Después se ha multiplicado el valor del ratio de acumulación de carbono en la biomasa por la superficie de matorral o bosque en cada caso, para obtener el carbono total almacenado en la biomasa de cada uso y escenario. Se han tenido en cuenta solamente el uso forestal y el uso matorral, porque como se ha dicho antes, el balance de carbono en la biomasa de las herbáceas se considera 0.

Para obtener los resultados del carbono estimado en las mismas unidades para las dos fracciones (biomasa y suelo), se han pasado los datos en tCO₂eq/ha del CITA a tC/ha multiplicando por 12/44.

Estimación del carbono en el suelo

Se ha seleccionado el visor de carbono en el suelo publicado por el INIA para tomar los valores de referencia de carbono almacenado en el suelo. Uno de los criterios para seleccionarlo ha sido la escala, ya que se ha considerado más adecuado utilizar una resolución espacial más alta (100 m) para zonas de montaña en las que existe limitación de datos. Otro motivo para elegirlo ha sido que permite ver el tipo de cobertura vegetal que tiene asignado cada punto del mapa.

Los valores de carbono en el suelo se han tomado de puntos lo más cerca posible de las áreas de estudio, seleccionando 10 puntos aleatorios dentro del área de un mismo tipo de uso (“arbolado” para el uso forestal y “desarbolado” para los usos matorral, pasto y prado) y sacando el valor medio. En el estudio de Rodríguez *et al* (2016) la cobertura de matorral está incluida dentro de la categoría de “pastos” de las tres que se distinguen en el estudio, por lo que se ha considerado el valor de stock de carbono que aparece para los suelos de pastos también para el suelo de las zonas de matorral. Para el suelo de los cultivos en los escenarios tradicionales se ha tomado el valor de carbono en el suelo de la zona de cultivos del Canal de Verdún, entre Jaca y Sabiñánigo.

En los tres escenarios se ha calculado el carbono almacenado en el suelo utilizando los siguientes valores obtenidos del visor:

Yésero

Uso o cobertura	Carbono en el suelo (tC/ha)
Forestal	110,5
Matorral	110
Prado	110
Pasto	110
Cultivo	87

Bujaruelo

Uso o cobertura	Carbono en el suelo (tC/ha)
Forestal	128,5
Matorral	128,3
Pasto	128,3
Cultivo	87

Después, en cada caso se ha multiplicado el valor de stock de carbono en el suelo por hectárea que da el visor por la superficie ocupada por el uso correspondiente para obtener el carbono total almacenado en el suelo en cada uso y escenario.

Carbono total almacenado en el ecosistema

Después de estimar por un lado el carbono contenido en la biomasa y por otro el carbono contenido en el suelo, se han sumado para obtener el carbono total almacenado en el ecosistema en cada escenario.

Los resultados se dan en toneladas de carbono (tC) y en toneladas de CO₂ equivalente (tCO₂eq).

3.4. Servicio de almacenamiento de carbono

Carbono en la biomasa

Primero se presentan los resultados de la estimación de carbono en la biomasa. En las Tablas 7 y 8 se indica, para cada escenario, la capacidad de almacenamiento de carbono en la biomasa por unidad de superficie (tC/ha) que corresponde a cada tipo de cubierta vegetal, la superficie ocupada por cada cobertura y finalmente el producto de ambas, que da el carbono total almacenado por la biomasa en ese escenario, expresado en toneladas de C.

Yésero

Tabla 7. Carbono almacenado en la biomasa de la vegetación leñosa en cada uno de los escenarios en Yésero, en toneladas de carbono.

Escenario	Uso o cobertura	tC/ha	Superficie (ha)	C total almacenado en biomasa (tC)
Tradicional	Forestal	18,5	1,4155	26,25
	Matorral	7,4	0,2017	1,48
	Total			27,74
Pre-desbroces	Forestal	18,5	3,3913	62,89
	Matorral	7,4	0,2729	2,01
	Total			64,90
Post-desbroces	Forestal	18,5	1,2464	23,12
	Matorral	7,4	0,0014	0,01
	Total			23,13

La mayor cantidad de carbono en la biomasa se ha dado en el escenario pre-desbroces con 64,90 tC. En el escenario tradicional se han obtenido 27,74 tC y en el post-desbroces 23,13 tC, ambos menos de la mitad de lo que se ha obtenido para el pre-desbroces.

Se ha usado para todos el mismo valor de fijación de carbono en la biomasa forestal (18,5 tC/ha), por lo que las diferencias en el total se deben a la superficie ocupada por bosque en cada escenario.

Bujaruelo

Tabla 8. Carbono almacenado en la biomasa de la vegetación leñosa en cada uno de los escenarios en Bujaruelo, en toneladas de carbono.

Escenario	Uso o cobertura	tC/ha	Superficie (ha)	C total almacenado en biomasa (tC)
-----------	-----------------	-------	-----------------	------------------------------------

Tradicional	Forestal	28,6	19,5051	558,56
	Matorral	4,2	1,1654	4,94
	Total			563,49
Pre-desbroces	Forestal	63,0	28,2905	1782,30
	Matorral	4,2	5,527	23,41
	Total			1805,71
Post-desbroces	Forestal	63,0	22,877	1441,25
	Matorral	4,2	2,5702	10,89
	Total			1452,14

Los bosques de los escenarios pre-desbroces y post-desbroces tienen la misma densidad, y por lo tanto la misma capacidad de fijación de carbono (63 tC/ha). En el pre-desbroces la superficie forestal es mayor, por lo que se ha obtenido mayor cantidad de carbono almacenado en la biomasa (1805,71 tC). En el post-desbroces la superficie de bosque es menor, por lo que el carbono almacenado también es algo menor (1.452,14 tC).

La densidad del bosque en el escenario tradicional es más baja, y por lo tanto también tiene menor capacidad de fijación de carbono en la biomasa (28,6 tC/ha). Con una superficie reducida de bosque, ha dado el valor más bajo de carbono contenido en la biomasa (563,49 tC).

Carbono en el suelo

A continuación se presentan los resultados obtenidos para el carbono en el suelo. En las Tablas 9 y 10 se muestra la estimación del carbono almacenado en el suelo, en toneladas de C, para cada escenario, calculado en función del valor de stock de carbono en el suelo por superficie (tC/ha) tomado del visor del ICIFOR para cada uso del suelo, y la superficie ocupada por cada uso en el área de estudio.

Yésero

Tabla 9. Carbono almacenado en el suelo según clase de uso o cobertura en cada uno de los escenarios en Yésero, en toneladas de carbono.

	Uso o cobertura	Stock de C del suelo (tC/ha)	Superficie (ha)	C total almacenado en suelo (tC)
Tradicional	Forestal	110,5	1,4155	156,4
	Matorral	110	0,2017	22,2
	Pasto	110	0,4232	46,6
	Cultivo	87	2,1444	186,6
	Total			411,7
Pre-desbroces	Forestal	110,5	3,3913	374,7

	Matorral	110	0,2729	30,0
	Prado	110	0,6259	68,8
	Total			473,6
Post-desbroces	Forestal	110,5	1,2464	137,7
	Matorral	110	0,0014	0,2
	Prado	110	3,0426	334,7
	Total			472,6

En el escenario tradicional se ha obtenido el carbono total almacenado en el suelo más bajo (411,7 tC). La mayor parte de la superficie de este escenario son campos de cultivo, que es el uso al que se le ha asignado el valor más bajo de capacidad de almacenamiento de carbono en suelos (87 tC/ha).

En los escenarios pre-desbroces y post-desbroces se han obtenido unos valores muy similares, con un total de 473,6 t de carbono almacenado en el suelo en el pre-desbroces y 472,6 t en el post-desbroces. Estos valores han resultado tan parecidos porque los valores de stock de carbono (tC/ha) que ofrece el visor para los suelos de uso forestal y uso pasto en esta zona son también muy parecidos entre ellos (110,5 y 110 tC/ha, respectivamente). Por lo tanto el carbono total almacenado en el suelo del área de estudio es prácticamente el mismo, con la diferencia de que en el escenario pre-desbroces la mayor parte proviene del carbono almacenado en el suelo del bosque y en el escenario post-desbroces la mayor parte proviene del almacenado en el suelo de los prados.

Bujaruelo

Tabla 10. Carbono almacenado en el suelo según clase de uso o cobertura en cada uno de los escenarios en Bujaruelo, en toneladas de carbono.

	Uso o cobertura	Stock de C del suelo (tC/ha)	Superficie (ha)	C total almacenado en suelo (tC)
Tradicional	Forestal	128,5	19,5051	2506,4
	Matorral	128,3	1,1654	149,5
	Pasto	128,3	27,6777	3551,0
	Cultivo	87	1,6418	142,8
	Total			6349,8
Pre-desbroces	Forestal	128,5	28,2905	3635,3
	Matorral	128,3	5,5270	709,1
	Pasto	128,3	17,7758	2280,6
	Total			6625,1
Post-desbroces	Forestal	128,5	22,8770	2939,7

Matorral	128,3	2,5702	329,8
Pasto	128,3	26,1462	3354,6
Total			6624,0

Igual que en la otra área de estudio, en Bujaruelo se ha obtenido que hay prácticamente el mismo carbono almacenado en el suelo en el escenario pre-desbroces (6.625,1 tC) y en el escenario post-desbroces (6.624,0 tC). Dado que los valores de stock de carbono en el suelo que da el visor para el uso forestal y el uso pasto en esta zona son muy similares (128,5 y 128,3 tC/ha respectivamente), y que el cambio entre el escenario pre-desbroces y el post-desbroces es simplemente una sustitución de parte del bosque y el matorral por pasto, el valor total de carbono en el área apenas varía. En el escenario pre-desbroces la mayor parte del carbono almacenado en el suelo procede de los suelos forestales, mientras en el post-desbroces la mayoría procede de los suelos de los pastos.

En el escenario tradicional se ha obtenido un menor almacenamiento de carbono en el suelo (6.349,8 tC) que en los otros dos escenarios. Este escenario tiene la superficie de bosque más pequeña de los tres, por otro lado hay una parte ocupada por cultivo, que tiene un secuestro de carbono en suelo más bajo (87 tC/ha), y además hay más superficie de suelo improductivo, que se ha contabilizado como 0.

Carbono total en el ecosistema

El carbono total almacenado en el ecosistema es el resultado de la suma del carbono almacenado en la biomasa y el carbono almacenado en el suelo. En las Tablas 11 y 12 aparecen los valores totales de carbono almacenado en cada fracción y el global almacenado en el ecosistema en cada escenario.

Yésero

Tabla 11. Carbono total almacenado en el ecosistema (biomasa + suelo) estimado para cada uno de los escenarios en Yésero, en toneladas de carbono y toneladas de CO₂ equivalente.

Escenario	Carbono en biomasa (tC)	Carbono en suelo (tC)	Carbono total ecosistema	
			(tC)	(tCO ₂ eq)
Tradicional	27,64	411,7	439,34	1.610,9
Pre-desbroces	64,9	473,6	538,5	1.974,5
Post-desbroces	23,13	472,6	495,73	1.817,7

El máximo carbono almacenado en el ecosistema se ha dado en el escenario pre-desbroces con 1.974,5 toneladas de CO₂ equivalente, seguido por el escenario post-desbroces con 1.817,7 tCO₂eq, y el que menos carbono almacena es el escenario tradicional con 1.610,9 tCO₂eq. En todos los casos, la mayor parte del carbono (entorno al 90%) está almacenado en el suelo.

Las diferencias entre un escenario y otro han sido más notables en el carbono almacenado en la biomasa que en el carbono almacenado en el suelo. En el carbono del suelo solo se han notado

diferencias cuando había algo de superficie de cultivo, que es el único uso del suelo para el cual el visor del ICIFOR daba un valor de fijación de carbono (tC/ha) considerablemente diferente.

En la absorción por la biomasa se han notado más los cambios puesto que solo se produce almacenamiento de carbono en la vegetación leñosa, por lo tanto, en el cambio del escenario pre-desbroces al post-desbroces se pierde el carbono almacenado en el bosque y el matorral que se ha eliminado. Sin embargo, como el carbono del suelo constituye la mayor parte del carbono total del ecosistema, a pesar de que se pierde una gran parte de la cubierta forestal (63%) entre los escenarios pre-desbroces y post-desbroces, la diferencia en la absorción de carbono por el ecosistema entre estos dos escenarios no es muy grande.

Bujaruelo

Tabla 12. Carbono total almacenado en el ecosistema (biomasa + suelo) estimado para cada uno de los escenarios en Bujaruelo, en toneladas de carbono y toneladas de CO₂ equivalente.

Escenario	Carbono en biomasa (tC)	Carbono en suelo (tC)	Carbono total ecosistema	
			(tC)	(tCO ₂ eq)
Tradicional	563,49	6.349,8	6.913,29	25.348,7
Pre-desbroces	1.805,71	6.625,1	8.430,81	30.913,0
Post-desbroces	1.452,14	6.624	8.076,14	29.612,5

El valor más alto de carbono almacenado en el ecosistema se ha obtenido en el escenario pre-desbroces y el valor más bajo se ha obtenido en el escenario tradicional. En el escenario pre-desbroces se han estimado 30.913 toneladas de CO₂ equivalente, en el escenario post-desbroces han sido 29.612,5 tCO₂eq, y en el tradicional 25.348,7 tCO₂eq.

El carbono en el suelo supone aproximadamente el 90% del total almacenado en el ecosistema en el escenario tradicional y alrededor del 80% en los escenarios pre-desbroces y post-desbroces, por lo que se ve que en estos dos escenarios el carbono almacenado en la biomasa tiene algo más de peso sobre el total.

De nuevo, han sido más notables las diferencias en el carbono almacenado en la biomasa, sobre todo con el escenario tradicional, que las diferencias en el carbono almacenado en el suelo.

Los resultados se han representado en gráficos (figuras 10 y 11) en los que se puede visualizar cómo contribuye cada escenario al secuestro de carbono atmosférico en forma de carbono almacenado en el ecosistema, medido en toneladas de CO₂ equivalente.

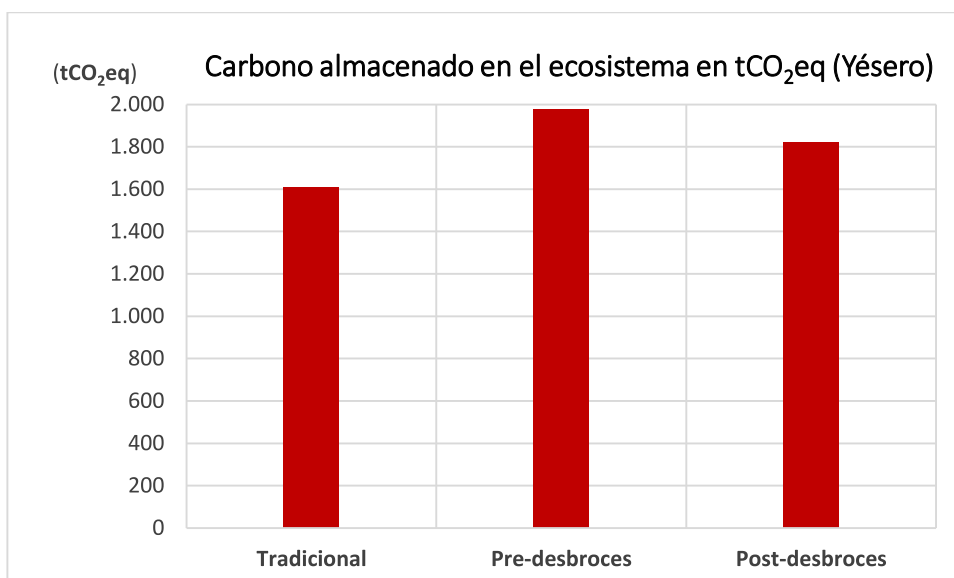


Figura 10. Carbono total almacenado en el ecosistema, en toneladas de CO₂ equivalente, en cada escenario (tradicional, pre-desbroces y post-desbroces) en Yésero.

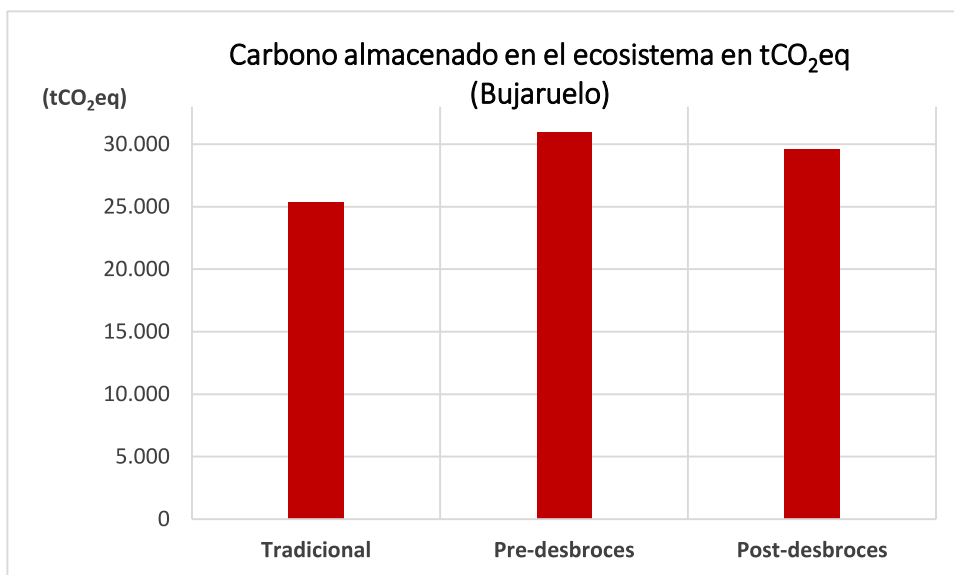


Figura 11. Carbono total almacenado en el ecosistema, en toneladas de CO₂ equivalente, en cada escenario (tradicional, pre-desbroces y post-desbroces) en Bujaruelo.

4. Discusión

4.1. Cambios en los usos del suelo

Los cambios que se han registrado en este estudio se corresponden con la tendencia general que se ha descrito para el conjunto del Pirineo por otros autores (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Bruno *et al*, 2021; Lasanta *et al*, 2005 y 2006; Nadal-Romero *et al*, 2018; Nadal-Romero *et al*, 2021; Errea *et al*, 2023) y también para otras zonas de montaña

mediterránea de la península y de Europa (Lasanta *et al*, 2020; Khorchani *et al*, 2021; Bruno *et al*, 2021; Gallart y Llorens, 2004; Guzmán Álvarez, 2011; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007). Como resultado del cambio de sistema de uso del suelo, una gran parte de la superficie que antiguamente era cultivo o pasto ha pasado a estar abandonada o subutilizada. En consecuencia, está ocurriendo un proceso de sucesión ecológica en el que la vegetación leñosa comienza a invadir estos pastos y campos abandonados, y por lo tanto, hay un aumento de la superficie de bosque y de matorral y el paisaje se vuelve más cerrado y homogéneo.

El área de estudio de Yésero, que a mediados del siglo XX estaba ocupada en su mayoría por campos de cultivo, con presencia de bosque solamente en forma de una red de setos, en la actualidad se encuentra dominada por el bosque y el matorral, y los espacios abiertos, que ahora son prados, se han reducido a una cuarta parte de su extensión en 1957. En Bujaruelo se ha visto que en 1957 los pastos ocupaban más del 50% de la superficie mientras que el bosque se encontraba en las zonas de mayor pendiente o más inaccesibles, y además era aprovechado. Actualmente el bosque ha aumentado su densidad y tanto bosque como matorral han avanzado sobre los pastos, invadiendo zonas de baja pendiente, y en consecuencia el área de pasto ha perdido superficie y conectividad.

Muchos estudios de cambios de usos en el Pirineo han mostrado resultados similares. Por ejemplo, en los estudios de Lasanta *et al* realizados en el valle de Borau (Lasanta *et al*, 2005; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007) calculan que la superficie agrícola pasó de ocupar un 43% del valle en 1957 a solamente el 4,7% en el año 2000, mientras el bosque aumentó de 1.059 ha a 2.271 ha, lo que supone más del 50% de la extensión del valle. En la subcuenca del río Subordán, en el valle de Hecho, la superficie de bosque aumentó de un 26,47% en 1956 a un 49,43% en 2010; el matorral, los pastos con matorral y los prados disminuyeron en este periodo (Bruno *et al*, 2021). En el valle de Aísa los pastos del piso montano descendieron desde un 15% de ocupación en 1956 a un 3,1% en 1981 y un 0,3% en 2017. El bosque, tanto como cobertura homogénea como combinada con otras coberturas del suelo (matorral y pasto), se expandió fuertemente, pasando del 24,4% en 1956 al 50,3% en 2017 (un aumento de casi 2.500 ha), mientras los pastos subalpinos perdieron el 22,5% de su superficie entre 1956 y 2017 (Errea *et al*, 2023).

En cuanto a los motivos que provocaron el cambio de sistema de uso del suelo en el Pirineo, varios autores indican que la emigración de la población a las ciudades causó la desestabilización del sistema de organización social tradicional (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007) y la mejora de las comunicaciones permitió una mayor fluidez en los intercambios de productos con el llano, como la importación de cereales (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; García-Ruiz *et al*, 1995). Al mismo tiempo, se dieron cambios en la ganadería extensiva que explican la expansión generalizada de prados en todos los valles. Con la desaparición del sistema trashumante, la solución fue reducir el ganado para adecuarse al factor más limitante – los recursos pastorales en el invierno. Esto implica que no se use una gran proporción de los pastos de verano, que se degradan gradualmente (Nadal-Romero *et al*, 2018). La sustitución del ganado ovino por vacuno se debe al cambio de un sistema extensivo de migración a uno en el que los animales se mantienen temporalmente en establos. El ganado vacuno necesita menos supervisión que el ovino y se adapta mejor a la estabulación en invierno; debido a la escasez de mano de obra y el envejecimiento de la población se promovió la adopción de técnicas de gestión menos demandantes, y muchos propietarios de ovejas se pasaron a la cría de vacuno (García-Ruiz y Lasanta, 1990). Los prados han sustituido la producción de cereal con el fin de aumentar la producción de forraje para la supervivencia del

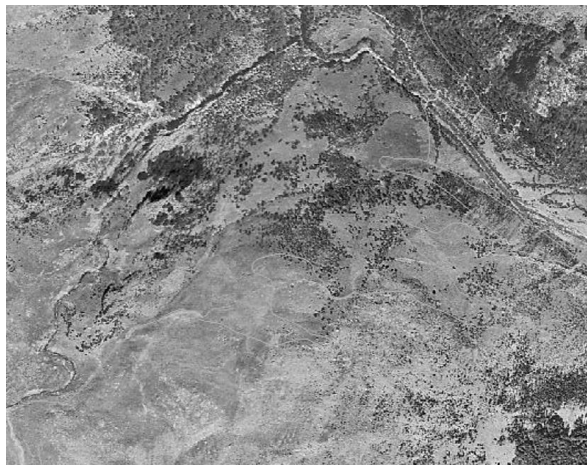
ganado durante el invierno (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; García-Ruiz y Lasanta, 1990; García-Ruiz *et al*, 1995). Por otro lado, el turismo y otros intereses urbanos provocaron que una parte considerable de la población se pasara al sector terciario y se desarrollaran los usos del suelo no rurales (García-Ruiz y Lasanta, 1990; Bovio, 2017). La marginación del cultivo de cereal ocurrió como consecuencia de la intensificación de la agricultura en las zonas llanas, con las que las áreas de montaña no podían competir (Lasanta *et al*, 2006; García-Ruiz y Lasanta, 1990). Con la mejora de los medios de transporte y la posibilidad de importar grandes cantidades de pienso y cereal de otras regiones, gran parte del espacio agrícola dejó de cumplir su función tradicional (la alimentación de la población) y se abandonó (Lasanta *et al*, 2006; Lasanta y Vicente-Serrano, 2007, García-Ruiz y Lasanta, 1990). La erosión del suelo también ha tenido una parte en el declive de la agricultura en el Pirineo (García-Ruiz y Lasanta, 1990). Además, debido a la construcción de embalses se ha perdido superficie de prado y cultivo en algunos de los suelos más productivos (García Ruiz y Lasanta, 1990; Ascaso *et al*, 2020).

Efectivamente, las áreas de Yésero y Bujaruelo sufren una pérdida de población desde principios del siglo XX y fuertes tasas de envejecimiento. La actividad ganadera también coincide con las tendencias generales y es similar en ambas zonas: un descenso continuo del número de explotaciones desde mediados del siglo XX y una intensa pérdida de ganado ovino, con un incremento de las UGM de bovino a partir del censo de 1989. El avance de la sucesión natural en las áreas estudiadas refleja los cambios en el contexto económico y demográfico de estas zonas, sobre todo los cambios en la ganadería.

Varios autores han señalado que los cambios más importantes en los usos del suelo tuvieron lugar entre los años cincuenta y ochenta, mientras que en las décadas posteriores han sido aparentemente menos intensos (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Errea *et al*, 2023). Al analizar las ortofotos encontradas para el periodo 1957-2018 en Bujaruelo, se ha podido ver que entre 1957 y 1997 se produjo un gran aumento de la superficie de bosque y matorral, pero a partir de este último año el cambio es mucho más leve y progresivo. Aunque la máxima expansión del bosque y el matorral se ve en la ortofoto de 2018, no hay una diferencia demasiado grande con las ortofotos de 2012, 2006 y 1997. El cambio se nota más en el aumento de la densidad de las zonas de bosque que en el avance de este sobre los pastos.

Esta ralentización en el proceso de matorralización en Bujaruelo no se justifica con razones ecológicas, ya que todavía quedan zonas colonizables en las que no se observa ningún cambio desde la ortofoto de 1997. Tiene que deberse a motivos de gestión, como la carga ganadera.

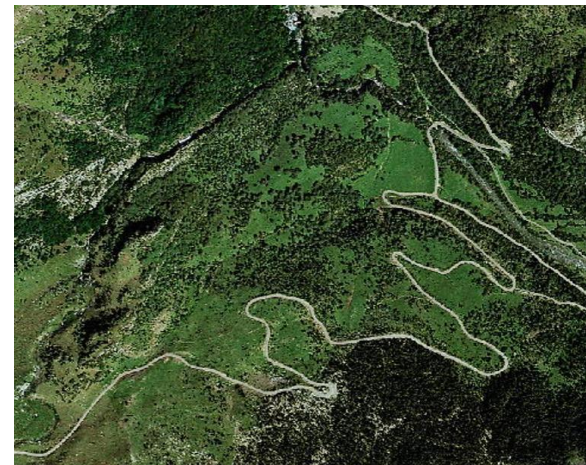
1956-57



1997-98



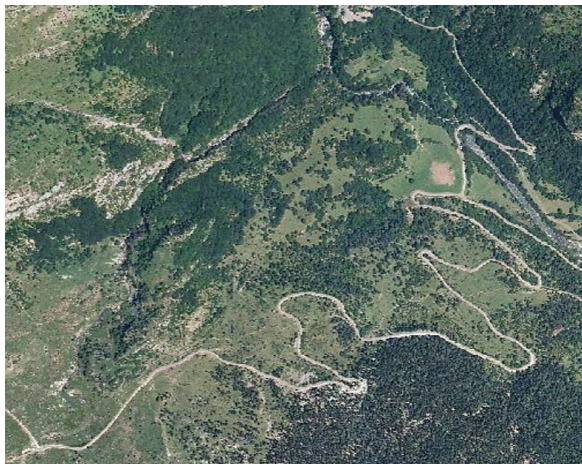
1997-02



2006



2012



2018



Figura 12. Evolución del área de estudio de Bujaruelo en el periodo 1957-2018 (1:6.000). Ortofotos obtenidas de IDEAragon.

En esta zona, en efecto, se han producido fluctuaciones en la carga ganadera. En el municipio de Torla-Ordessa ha habido un importante descenso de UGM desde 1960. En el municipio de Broto, sin embargo, tras un descenso inicial, las UGM de ganado bovino han estado en aumento desde la década de 1980, haciéndose mucho más intenso a partir de 1999, con un incremento del 171% entre 1960 y 2016 (Bovio, 2017). La asociación de ganaderos de Broto pastorea en la zona de Bujaruelo, por lo que el aumento del ganado bovino podría haber compensado en parte la disminución de la presión ganadera en el área de estudio a partir de esa época, que coincide con el momento en el que se observa la ralentización en el proceso de sucesión natural. En ese caso, el incremento en la cabaña ganadera vacuna a partir de 1999 podría justificar que el paisaje de 2018 sea similar al de 1997.

Pero la presión ganadera no es el único factor que influye en el proceso de sucesión natural. La expansión de los bosques también refleja el descenso en el uso de madera y leña debido al descenso de la población y la sustitución de los recursos forestales por otras fuentes de energía y materiales (Bruno et al, 2021). En la ortofoto de 1957 se puede ver que el bosque de Bujaruelo era aprovechado, por lo tanto, es probable que esta haya sido una de las causas de su fuerte aumento en las primeras décadas.

Una vez realizados los desbroces y con los nuevos planes de pastoreo se prevé que se recupere el paisaje en mosaico en ambas zonas. La superficie de bosque y matorral se reducirá y a cambio aumentará la superficie de pasto, en el caso de Bujaruelo, y de prado en el caso de Yésero. El criterio para elaborar el plan de desbroces ha sido la pendiente: se desbrozan los terrenos con pendientes inferiores al 30% en Yésero e inferiores al 40% en Bujaruelo, y adicionalmente algunos terrenos de mayor pendiente con la función de crear accesos. En las zonas de más pendiente se mantendría el bosque. Además, en Bujaruelo se dejan zonas sin desbrozar en los límites de parcela y en manchas forestales para mantener el paisaje en mosaico, y en el caso de Yésero en algunos bordes de terrazas (Subirá, 2022). Los desbroces afectan sobre todo al matorral, que se encuentra en las zonas con pendientes más bajas y que llevan menos tiempo abandonadas.

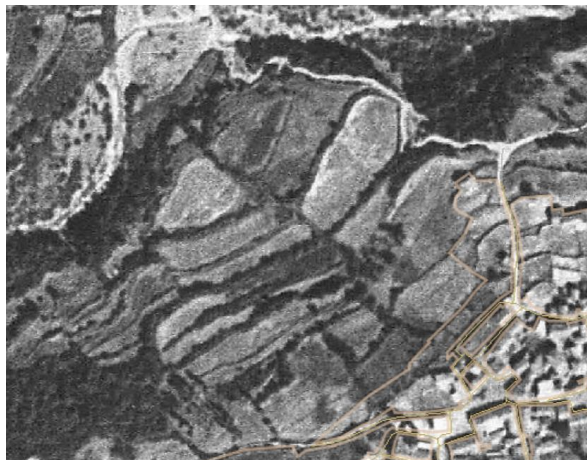
La distribución espacial de los usos del suelo que queda en el escenario post-desbroces es similar a la del escenario tradicional, pero tiene algunas diferencias que se deben comentar, especialmente en Yésero.

En el escenario tradicional de Yésero se puede ver un paisaje de bocage: un paisaje en mosaico y reticulado o en teselas, es decir, una matriz de pastos o cultivos con una red de setos o franjas de bosque muy desarrollada, donde las líneas de setos son tanto horizontales como verticales. Después, en el escenario post-desbroces, el paisaje que se construye es en mosaico pero no reticulado. Tenemos una matriz de prado con una red de setos desarrollada, pero esta red tiene un diseño de líneas mayormente horizontales, y faltarían líneas verticales respecto al paisaje reticulado. Esto influye mucho de cara a la conectividad.

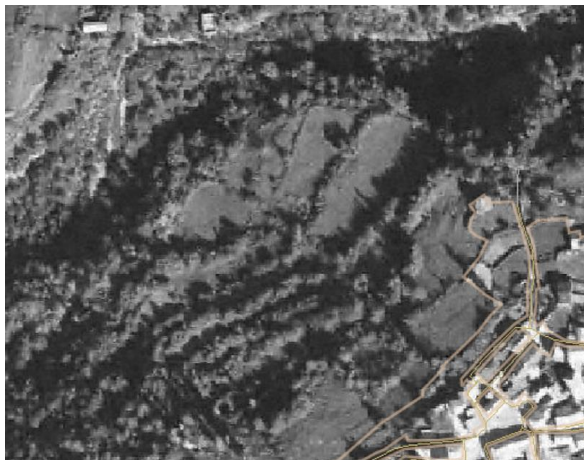
Este paisaje reticulado que se ve en el escenario tradicional es consecuencia de una forma de gestión que ha desaparecido en Yésero, entre otras cosas, debido a que han cambiado la titularidad de la tierra y la mano de obra disponible. La red de setos tenía esa estructura porque tenía, entre otras, la función de delimitación de las tierras.

Al analizar cualitativamente la serie de ortofotos del periodo 1957-2018 se ha podido ver que en 1997 ya se había transformado toda la superficie de cultivo en prado, pero aún se mantenía el paisaje abierto con la estructura reticulada de 1957, aunque con más densidad de las líneas de setos. En 2006, y sobre todo a partir de 2012, ya se empieza a ver matorralización dentro de

1956-57



1997-98



1997-02



2006



2012



2018

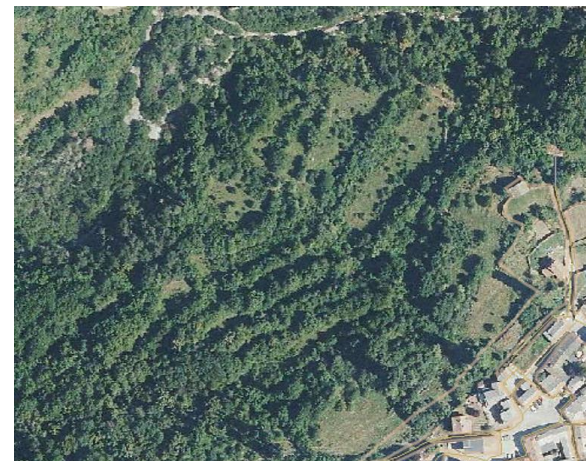


Figura 13. Evolución del área de estudio de Yésero en el periodo 1957-2018 (1:2.500). Ortofotos obtenidas de IDEARagon.

las parcelas, que llega a su máximo en la ortofoto de 2018. Al perder la estructura reticulada, la superficie total de bosque en el escenario post-desbroces es algo menor que la que había en el escenario tradicional.

En Bujaruelo la diferencia está en las teselas de bosque, que son más grandes y continuas que en el escenario tradicional y a su vez hay menos manchas forestales de tamaño pequeño.

Comparando los resultados de las dos áreas de estudio se observa que los cambios en los usos del suelo entre 1957 y 2018 han sido más notables en Yésero que en Bujaruelo. En función de la variación de las coberturas forestal y matorral entre el escenario tradicional y el escenario pre-desbroces (tablas 2 y 4), se calcula que se ha matorralizado un 45% de la superficie total en Yésero mientras que en Bujaruelo ha sido un 22%. Esta diferencia se puede deber a que:

-En los prados de Yésero la intervención humana ha sido más intensa que en Bujaruelo. Bujaruelo es una zona de pastos subalpinos en la que se hace un uso más extensivo (tanto antes como ahora), por lo que el cambio en los usos del suelo con el abandono y después con las actuaciones de desbroce es menos severo que en Yésero, que estaba ocupado en gran parte por cultivos, una actividad mucho más intensiva.

-El área de Bujaruelo es bastante más extensa (52,16 ha frente a las 4,3 ha de Yésero). El tamaño del área afecta a la rapidez de la matorralización, ya que los grupos de árboles y arbustos, y por tanto los propágulos, se encuentran más lejos.

-La presión ganadera soportada recientemente puede haber sido mayor en Bujaruelo que en Yésero.

Por otra parte se ve que lo que más ha aumentado en Bujaruelo ha sido el matorral, mientras que en Yésero ha sido el bosque. En Bujaruelo, la superficie de matorral aumenta más de un 300% entre el escenario tradicional y el pre-desbroces; el bosque también aumenta, pero menos (un 45%). Esto podría indicar que el ecosistema se encuentra en las fases iniciales-intermedias de la sucesión ecológica. Con el tiempo, disminuiría la superficie de matorral en favor de la de bosque, como sucede en Yésero.

Estos resultados encajan con lo que dicen otros estudios de cambios de usos en el Pirineo, donde han observado que los espacios que han experimentado más cambios de vegetación coinciden con los utilizados tradicionalmente por el hombre de forma más intensiva y marginados en la segunda mitad del siglo XX (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; García-Ruiz *et al*, 1997; Errea *et al*, 2023). Como explican varios autores, el proceso de sucesión natural no resulta homogéneo espacialmente, ya que no solo depende de los años pasados tras el abandono, sino que también está condicionado por factores ambientales y de gestión, como el grado de fertilidad previo del suelo, los factores topográficos a escala local, la presión ganadera reciente soportada o los posibles cambios en el clima (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Nadal-Romero *et al*, 2013; Lasanta *et al*, 2020).

De acuerdo a Lasanta y Vicente-Serrano (2007), las laderas medias y bajas son las áreas que están experimentando un proceso de revegetación más intenso, si bien en muchas laderas el bosque se ha expandido debido a los programas de reforestación llevados a cabo desde los años cuarenta. En los pastos subalpinos también se está dando una invasión progresiva de matorrales y del pino negro, y en las áreas ocupadas por bosque se está produciendo sobre todo la densificación de la cubierta (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007), como se ve que sucede en el bosque de Bujaruelo.

De los factores topográficos, el más influyente en la velocidad de la sucesión es la exposición, habiendo un claro contraste entre las solanas, de evolución lenta, y las umbrías, que presentan ritmos mucho más rápidos. Esto se debe a que la mayor radiación suele producir un mayor desecamiento de la humedad del suelo y por tanto someter a la vegetación a un estrés hídrico, que limita la presencia de especies o ralentiza su crecimiento (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007). La altitud también es una variable importante ya que afecta también a las condiciones de humedad (Lasanta *et al*, 2006).

Los cambios entre el escenario pre-desbroces y el post-desbroces también han sido mayores en Yésero que en Bujaruelo. En este caso se debe a que el área desbrozada en Yésero es mayor que en Bujaruelo proporcionalmente. El porcentaje de superficie seleccionada para desbroces es del 56,24% en Yésero, mientras en Bujaruelo es solo del 16,05%.

Además, si se compara el escenario post-desbroces con el escenario tradicional se ve otra diferencia clara entre las dos áreas de estudio.

En Bujaruelo casi se vuelve al pasado, los usos y el paisaje tras los desbroces quedan muy parecidos a lo que había en 1957. En Yésero sin embargo es muy distinto, ya no hay cultivos y es todo prado, además del cambio en la red de setos (paisaje reticulado en el pasado y en el post-desbroces paisaje mosaico pero no reticulado). En Yésero no es posible volver a los usos del pasado debido a la transformación agraria que ha sucedido (ya no se cultiva cereal); en cambio en Bujaruelo sí se puede porque el aprovechamiento que se hace allí continúa siendo parecido.

4.2. Servicio de provisión de agua

Se ha estimado que entre el escenario tradicional y el escenario actual la producción de agua azul se ha reducido en un 5,5% en Yésero y un 2,1% en Bujaruelo como consecuencia del proceso de sucesión natural, que ha causado un aumento de la interceptación y la evapotranspiración por la vegetación. Esta reducción equivale a unas pérdidas de 708,2 m³/hectárea en Yésero y 291,8 m³/hectárea en Bujaruelo, lo que supone que disminuyen los aportes al caudal de los ríos que alimenta la cuenca y a las reservas subterráneas.

Por el contrario, los efectos de los desbroces darían lugar a un aumento del agua azul del 6,1% en Yésero y del 1,3% en Bujaruelo como consecuencia de la reducción de la cubierta de bosque y matorral, que sería una ganancia de 780,6 m³/hectárea en Yésero y de 173,8 m³/hectárea en Bujaruelo.

Los cambios en el agua azul y agua verde que se han obtenido aquí como consecuencia del incremento de la cobertura vegetal en el ecosistema concuerdan con la tendencia negativa en la producción de agua que se ha observado tras el abandono de la tierra en diversos ambientes europeos, en especial en la región mediterránea (García-Ruiz *et al*, 1995; Gallart y Llorens, 2004; Khorchani *et al*, 2021; Nadal-Romero *et al*, 2013; Cervera *et al*, 2022). Khorchani *et al* (2021) estimaron un descenso del caudal anual de entre el 2,3% y el 5,9% por década y un incremento de la evapotranspiración anual de entre el 1,1% y el 3,5% por década en su área de estudio en la cuenca del río Aragón, en el Pirineo central, causados por el aumento de la cobertura forestal en zonas de cultivo abandonadas. Gallart y Llorens (2004), en su análisis de la relación entre el aumento de la cobertura forestal y los recursos hídricos en la cuenca del Ebro, obtuvieron un descenso en la producción de agua con una pérdida anual del 0,68% del flujo medio anual como consecuencia de la expansión de la cobertura forestal. En Cataluña, el caudal de los ríos se ha

reducido un 30% en los últimos 25 años debido al aumento de la biomasa forestal en un 73% (Cervera *et al*, 2022). En concreto, se atribuye a la expansión espontánea de los bosques en antiguos pastos y tierras agrícolas la disminución de hasta el 20-30% de la escorrentía y el agua subterránea observada en este tiempo. Este último autor propone los siguientes valores aproximados de reducción de agua azul al año asociada a la reforestación: 100 m³/ha a los 15-20 años para plantaciones de enriquecimiento en zonas ya arboladas, 250 m³/ha en el caso de plantaciones agroforestales y 500 m³/ha para plantaciones forestales en campos abandonados. Estos valores están basados en la estimación de que por cada aumento del 1% del área basal, el consumo de agua aumenta entre 1 y 2 mm (10-20 m³/ha) (Cervera *et al*, 2022). Según Khorchani *et al* (2021) estas tendencias de reducción del agua azul y aumento de la evapotranspiración se producen durante los primeros 30 años tras el inicio de la sucesión o la repoblación y en las décadas posteriores se estabilizan. Esta estabilización ocurre porque al disminuir las tasas de crecimiento de la vegetación con la edad, también disminuye su consumo de agua. Por lo tanto, la edad de la vegetación puede ser un factor que habría que tener en cuenta al estimar los cambios en la producción y consumo de agua del ecosistema.

El fenómeno contrario (aumento del agua azul debido a la disminución de la cubierta vegetal) también ha sido demostrado en otros estudios. Las revisiones bibliográficas disponibles estiman un aumento de agua azul atribuible a las claras en bosques de 1.000-2.000 m³/ha/año en el año de la actuación y hasta de 4.000 m³/ha/año en conversiones permanentes a pasto (Cervera *et al*, 2022). En el Pirineo se ha comprobado que la sustitución del bosque denso de pinos por pastos de verano da lugar a un incremento tanto de la escorrentía como del transporte de sedimentos, donde el valor de escorrentía obtenido para los pastos (12,9 l/s/km²) fue el doble que el obtenido para el bosque (6,21 l/s/km²) (García-Ruiz *et al*, 1997).

Al igual que con los cambios en los usos del suelo, los cambios en el servicio de provisión de agua entre escenarios han sido mayores en el área de estudio de Yésero que en la de Bujaruelo.

Yésero es una zona de prados de piso montano donde la intervención humana es más intensa en comparación con Bujaruelo, que es una zona de pastos subalpinos de uso más extensivo. Por lo tanto, ya que la estimación del agua con el método de Zhang, bajo condiciones climáticas constantes, depende solamente de la variación en la cobertura vegetal, los efectos de los cambios en los usos del suelo sobre la producción de agua azul y agua verde han sido más acusados en Yésero, donde la superficie relativa de matorralización y de desbroces ha sido mayor.

El método que se ha utilizado en este trabajo para estimar el agua azul y el agua verde en el ecosistema lo hace en función de los datos de la superficie ocupada por cada tipo de cobertura vegetal (forestal, matorral, herbácea y suelo desnudo) y las variables climáticas (precipitación anual y temperatura media anual). Estas últimas se han mantenido constantes en todos los escenarios ya que el objetivo en este caso era evaluar el cambio en el agua causado por el cambio en los usos del suelo. Hay que tener en cuenta que las posibles variaciones en el clima, así como el estado de evolución de la vegetación y la escala espacial de los cambios son factores que influyen en la respuesta hidrológica del ecosistema (Khorchani *et al*, 2021).

Por otra parte, en el modelo de Zhang los valores de temperatura y precipitación escogidos determinan cómo de grande va a ser el cambio en el agua azul y verde, ya que las diferencias en la evapotranspiración entre zonas con vegetación forestal y zonas con vegetación herbácea son mayores cuando la precipitación anual es elevada y disminuyen cuando la precipitación es baja (Zhang *et al*, 2001). Por eso hay que tener en cuenta que con la dificultad que existe actualmente

para ajustar los datos climáticos en el Pirineo, los valores de precipitación y temperatura que se han tomado para Yésero y Bujaruelo pueden ser poco exactos y hay que considerar un margen de error.

Por último hay que mencionar que al referirse a agua azul se habla de recursos de agua azul en general, sin indicar qué parte es de escorrentía. Una ganancia en agua azul se puede manifestar claramente en el aumento de la humedad del suelo, pero es más difícil de detectar en los caudales circulantes, las fuentes o el nivel freático, especialmente cuando los cambios se producen a escala pequeña (Cervera *et al*, 2022).

4.3. Servicio de almacenamiento de carbono

Los cambios en los usos del suelo tienen un efecto evidente sobre el secuestro de carbono en la biomasa de la vegetación: cuanto mayor es la superficie ocupada por la vegetación, más carbono hay acumulado en ella. En este trabajo se han tenido en cuenta las especies que componen esa vegetación, su edad, su ubicación geográfica y su fracción de biomasa cubierta para estimar la capacidad de absorción de carbono que tienen las masas forestales y de matorral en nuestras áreas de estudio.

Sin embargo, la bibliografía muestra resultados muy variables en cuanto a los efectos de los cambios de usos del suelo sobre el carbono almacenado en el suelo. Se ha demostrado que el proceso de asilvestramiento o invasión leñosa de antiguas tierras agrícolas influye en el carbono orgánico del suelo (COS), sobre todo en las capas superficiales (Nadal-Romero *et al*, 2021; Pardos, 2010). Pero mientras algunos estudios han indicado un aumento del carbono en el suelo ligado a la revegetación, otros no han observado un aumento del stock de carbono tras la sucesión secundaria (Nadal-Romero *et al*, 2021). En algunos estudios en zonas de montaña mediterráneas han encontrado que la revegetación de tierras de pasto causó una disminución del COS en las capas minerales (Lasanta *et al*, 2020; Pardos, 2010). Aún así, la mayoría de estudios sí han indicado un aumento, pero lento (a largo plazo). Además, destacan los altos valores de carbono en el suelo que se han encontrado en muchos prados y pastos de montañas mediterráneas (Nadal-Romero *et al*, 2021; Rodríguez Martín *et al*, 2016).

En este trabajo se ha visto un aumento claro en las reservas de carbono ecosistémico entre el escenario tradicional y el escenario pre-desbroces como resultado del proceso de sucesión natural.

En el caso de Yésero se ha producido un aumento de 99,16 toneladas de C almacenadas en el ecosistema que se ha debido principalmente a la sustitución del cultivo por otros usos, ya que se ha visto que los suelos agrícolas tienen menor capacidad de almacenamiento de carbono (87 tC/ha) que los de bosque o pasto (110-110,5 tC/ha). También se ha debido en parte al aumento del carbono almacenado en la biomasa (37,26 tC) por el aumento de la cubierta de bosque y matorral. En Bujaruelo se ha obtenido un aumento de 1.517,52 toneladas de C en el ecosistema causadas tanto por el aumento de las reservas de carbono en el suelo debido a la expansión del bosque, el matorral y el pasto sobre antiguas zonas de cultivo o improductivas, como por el aumento de la densidad de los bosques dando lugar a un secuestro considerablemente mayor de carbono en la biomasa (1.242,22 tC más).

Los resultados han dado valores de carbono en el suelo muy similares para los suelos de uso forestal, matorral y pasto tanto en Yésero (110,5 tC/ha para suelo forestal, 110 tC/ha para suelo

de matorral y de pasto) como en Bujaruelo (128,5 tC/ha para el suelo forestal, 128,3 tC/ha para el suelo de matorral y de pasto). Por esta razón no se han obtenido diferencias tan grandes en el carbono ecosistémico entre el escenario pre-desbroces y post-desbroces como se han obtenido entre el escenario tradicional y pre-desbroces. En Yésero, el efecto de los desbroces causa una reducción de 42,77 toneladas de C almacenadas en el ecosistema, que se deben básicamente a la disminución del carbono almacenado en la biomasa de árboles y matorrales por disminución de la superficie de esta vegetación a favor de los prados. En Bujaruelo se produce un descenso tras los desbroces de 354,67 toneladas de C en el ecosistema, en este caso también debidas a la disminución del carbono almacenado en la biomasa de la cubierta forestal y de matorral, ya que el cambio de bosque a pasto no ha causado una disminución de las reservas de carbono en el suelo.

La bibliografía no ofrece una respuesta clara a si la acumulación de carbono en el suelo es mayor en bosques o en pastos, ya que es fácil encontrar estudios que han obtenido valores más altos de COS en uno o en otro (Rodríguez Martín *et al*, 2016). En cambio, sí parece haber acuerdo en que los suelos agrícolas acumulan menos carbono (Rodríguez Martín *et al*, 2016; Nadal-Romero *et al*, 2021; Terrer *et al*, 2021; Pardos, 2010). En el estudio de Lasanta *et al* (2020) realizado en una zona de montaña media de La Rioja encontraron que las reservas de carbono orgánico en el suelo aumentaron conforme la revegetación progresaba, excepto en la última etapa de bosque joven a bosque maduro. Calculan la capacidad de secuestro de carbono de los pastos en torno a 60 tC/ha en los primeros 40 cm de suelo; para los suelos de matorrales de arbustos calculan 84-87 tC/ha; y para los suelos forestales calculan 117,8 tC/ha en el bosque joven y 107 tC/ha en el bosque maduro. Según los resultados del estudio de Nadal-Romero *et al* (2021) en Bestué (Pirineo Central), donde más carbono orgánico en el suelo se halló fue en los prados (113 tC/ha en los primeros 30 cm), seguidos por el bosque joven cerrado (99 tC/ha) y el matorral maduro (98 tC/ha). Para los pastos obtuvieron un valor de 85 tC/ha. Donde menos obtuvieron fue en el bosque joven abierto (73 tC/ha) y matorral joven (59-66 tC/ha).

Se han consultado también el mapa de stock de carbono de escala nacional de 90 m de resolución elaborado por Durante (2021) y el mapa SoilGrids250m de escala mundial y 250 m de resolución del ISRIC (versión 2020) para contrastar los datos de carbono dados para nuestras áreas de estudio específicas. El mapa SoilGrids250m indica alrededor de 60 tC/ha para el área de Yésero y 70 tC/ha para el área de Bujaruelo, unos valores considerablemente más bajos que los que se han obtenido del visor. El mapa de Durante (2021) da, para la zona de Yésero, unos valores entre 70 y 125 tC/ha, con una media de alrededor de 100 tC/ha; y para la zona de Bujaruelo, unos valores entre 97 y 160 tC/ha, con una media de alrededor de 124 tC/ha. Estos valores se acercan bastante a los que se han tomado para Bujaruelo y son ligeramente menores en Yésero.

El aumento del carbono almacenado en el suelo que se observa a menudo tras los procesos de sucesión natural se puede explicar por la mayor entrada de restos de la cobertura vegetal, ya que los arbustos y los árboles proporcionan más biomasa subterránea, así como más residuos de hojas y necromasa superficial, que son importantes fuentes de carbono orgánico para el suelo (Lasanta *et al*, 2020). Los altos valores encontrados en los pastos y prados en algunos estudios podrían estar relacionados con la biomasa subterránea de las raíces (con su biomasa, estructura y distribución). Esta podría ser la causa de que los valores en la capa superficial en los pastos y prados sean mayores que en los bosques jóvenes (Nadal-Romero *et al*, 2021). En los pastos se nota mucho más la diferencia en la proporción de carbono orgánico entre la capa superficial de suelo y las capas inferiores que en los bosques (Lasanta *et al*, 2020). Según Nadal-Romero *et al*

(2021), en la mayoría de estudios primero suele ocurrir un descenso del carbono orgánico en el suelo mineral seguido de un aumento con el tiempo. Este descenso inicial podría explicarse por la vegetación que se encuentra en las etapas iniciales de la sucesión, el matorral joven, que debido al poco tiempo transcurrido son plantas menos maduras y contribuyen con pocos residuos a la materia orgánica del suelo (Nadal-Romero *et al*, 2021).

Está demostrado que el tiempo es un elemento clave a considerar cuando se estudia y predice el almacenamiento de carbono en el suelo tras el abandono (Nadal-Romero *et al*, 2021). Según los resultados de varios estudios en bosques se ha concluido que las mayores reservas de carbono en el suelo se encuentran en los bosques de mediana edad y que tras las primeras décadas después del abandono el secuestro de carbono se estabiliza (Lasanta *et al*, 2020). Además, está ampliamente aceptado que los bosques en los que la vitalidad está comprometida (bosques con alta competencia, en situaciones de estrés hídrico, etc.) pueden llegar a convertirse en emisores (Cervera *et al*, 2022). También debe tenerse en cuenta que la dinámica del carbono del suelo es específica para cada tipo de suelo y ubicación, ya que está determinada por factores bióticos, abióticos y humanos (Lasanta *et al* 2020). Las diferencias que se encuentran en el carbono almacenado en el suelo tras el abandono y asilvestramiento entre sitios se deben principalmente, según muchos autores, a las condiciones climáticas (Nadal-Romero *et al*, 2021). La temperatura y sobre todo la disponibilidad de agua son factores clave en las variaciones de los flujos y el almacenamiento de carbono en los ecosistemas (You *et al*, 2020; Nadal-Romero *et al*, 2021). Así mismo, la composición de la cubierta vegetal podría influir en la materia orgánica del suelo, siendo la biomasa de herbáceas más fácil de descomponer e integrar en el suelo que la de matorrales y arbustos (Lasanta *et al*, 2020). Por ejemplo, las gramíneas normalmente tienen más raíces finas que otras herbáceas (Lasanta *et al*, 2020).

Pero la gestión de la tierra antes y después y los procesos de revegetación también pueden afectar considerablemente. El abandono e invasión leñosa de tierras de cultivo casi siempre da como resultado un aumento significativo de las reservas de COS. Sin embargo, el abandono e invasión de los pastos da resultados variados y contrastantes: positivos, negativos o sin cambios (Nadal-Romero *et al*, 2021).

El papel del pastoreo en las reservas de carbono del suelo no está claro; algunos autores dicen que la ausencia de pastoreo da lugar a mayor biomasa subterránea y la acumulación de grandes cantidades de necromasa; otros han observado que la falta de pastoreo podría conducir a menor biomasa subterránea porque se producen menos raíces (Lasanta *et al*, 2020). Igualmente, algunas diferencias relacionadas con la gestión de la tierra y la intensidad de siega y pastoreo influyen en los inputs (entradas) y la dinámica del carbono del suelo en zonas de pastos (Nadal-Romero *et al*, 2021). Las diferencias en los tipos de fertilización – excrementos de animales o fertilizantes sintéticos – también pueden influir en las dinámicas del COS en estos sitios (Nadal-Romero *et al*, 2021). Incluso, según los resultados de You *et al* (2020) los pastos pueden actuar como sumideros o como fuentes de carbono dependiendo de la etapa de crecimiento en la que se encuentre la vegetación herbácea. Terrer *et al* (2021) indican que frente al aumento de los niveles de CO₂ en la atmósfera a causa del cambio climático, los pastos, cultivos y matorrales presentan un mayor potencial para almacenar carbono que los bosques.

4.4. Paisaje en mosaico y servicios ecosistémicos

De acuerdo a los resultados y las referencias bibliográficas, el asilvestramiento de los montes tiene un impacto sobre los servicios ecosistémicos de provisión de agua y captura de carbono, pero hay muchos otros servicios que también son afectados.

La expansión de la superficie de bosque y matorral provoca un aumento de la fijación de carbono en la vegetación leñosa y en el suelo. Por lo tanto, no solo contribuye a un mayor secuestro de dióxido de carbono atmosférico sino también a un aumento de los valores de carbono orgánico del suelo. Al aumentar el contenido de COS, también se produce una mejora de las propiedades físico-químicas del suelo (Lasanta *et al*, 2020; Khorchani *et al*, 2021). Con el incremento de la cobertura vegetal también disminuye la erosión y el transporte de sedimentos (Lasanta *et al*, 2020; García-Ruiz *et al*, 1995; Nadal-Romero *et al*, 2018; García-Ruiz *et al*, 1997), por lo que ayuda a la conservación del suelo. Además aumentan las tasas de infiltración, por lo que mejoran la calidad del agua y la regulación natural de la escorrentía (García-Ruiz *et al*, 1995; Khorchani *et al*, 2021; Lasanta *et al*, 2005). La expansión de la cobertura vegetal también ha contribuido a un paisaje más natural, ya que los paisajes agrosilvopastorales son producto de la actividad humana (Lasanta *et al*, 2005; García-Ruiz y Lasanta, 1990; Guzmán Álvarez, 2011). Algunos autores indican que se puede producir un aumento de la biodiversidad, ya que la fragmentación suele estar asociada con efectos negativos en el desplazamiento y la persistencia de los organismos (Khorchani *et al*, 2021; Lasanta *et al*, 2006).

Pero debe tenerse en cuenta que la revegetación masiva tiene efectos negativos. En primer lugar, como ha salido en nuestros resultados y se demuestra en muchos estudios, disminuye el agua exportada por los ecosistemas debido a que aumenta el consumo de agua por la vegetación. Esto resulta en una reducción del caudal de los ríos (García-Ruiz *et al*, 1995; Khorchani *et al*, 2021; Fu *et al*, 2012; Gallart y Llorens, 2004; Bruno *et al*, 2021; Cervera *et al*, 2022). Más allá del impacto sobre la disponibilidad de agua para el consumo humano, la disminución del agua a escala local puede afectar al mantenimiento de hábitats acuáticos en tramos fluviales de cabecera, balsas y humedales que sustentan hábitats y especies de elevado interés ambiental (Cervera *et al*, 2022). El aumento de la cobertura vegetal ha afectado a los procesos geomorfológicos e hidrológicos, ya que se ha reducido el transporte de sedimentos hacia los canales fluviales (Lasanta *et al*, 2006; García-Ruiz *et al*, 1997). La expansión del bosque ha generado una homogeneización del paisaje, y en consecuencia ha disminuido su diversidad y se han perdido paisajes culturales (Lasanta *et al*, 2005; Nadal-Romero *et al*, 2018; Reiné, 2017; Bruno *et al*, 2021). Otro efecto negativo de la revegetación es que el aumento de la biomasa vegetal y de su continuidad espacial conlleva un mayor riesgo de incendio (Lasanta *et al*, 2020; Cervera *et al*, 2022; Nadal-Romero *et al*, 2018; Khorchani *et al*, 2021; Lasanta *et al*, 2006). El aumento de la frecuencia y la intensidad de los incendios afecta también a los suelos, ya que desencadenan procesos de degradación del suelo como la pérdida de materia orgánica, debilitando la estabilidad de los agregados y aumentando las tasas de erosión (Nadal-Romero *et al*, 2018). La biodiversidad también se ve afectada negativamente por la expansión del bosque, según varios autores (Lasanta *et al*, 2020; Cervera *et al*, 2022; Lasanta *et al*, 2005; Reiné, 2017). Hay que considerar que los bosques de repoblación y los bosques naturales, sin ninguna práctica silvicultural, tienden a una estructura cerrada y simplificada, lo que resulta en una alta mortalidad y una reducción local de la biodiversidad (Lasanta *et al*, 2005), especialmente de las especies ligadas a matorrales y espacios abiertos (Cervera *et al*, 2022). Una consecuencia muy importante del aumento del matorral y el bosque es la pérdida de recursos pastorales (Lasanta *et al*, 2020; García-Ruiz *et al*, 1995; Nadal-Romero *et al*, 2018; Lasanta *et al*, 2005; Reiné, 2017; Lasanta *et al*, 2006). La falta de pastoreo da lugar a una crisis socio-económica en las zonas que dependen de esta actividad (Nadal-Romero *et al*, 2018). Además también hay que tener en

cuenta que el beneficio por secuestro de carbono por la vegetación en biomasa y suelos es limitado (Lasanta *et al*, 2020; Cervera *et al*, 2022).

Ante el aumento del bosque a gran escala, hay una corriente de opinión en la comunidad científica que considera que el mantenimiento o la recuperación de paisajes en mosaico es la mejor opción para la sostenibilidad en las montañas mediterráneas, logrando un equilibrio a largo plazo entre los servicios ecosistémicos de provisión y de regulación y fomentando algunos servicios clave en el contexto actual. Existe una línea de trabajo para crear paisajes en mosaico, en la cual se enmarca el proyecto RESPAMOSERBOV. Sin embargo, las actuaciones que se están realizando, como estas en Yésero y Bujaruelo, son puntuales e independientes, y sería necesaria una planificación global como mínimo a escala de cuenca para conseguir una mayor eficacia con esta iniciativa.

5. Conclusiones

El cambio en los usos del suelo en las dos zonas de la RBOV Reserva de la Biosfera Ordesa-Viñamala estudiadas ha sido muy notable y ha seguido la pauta general descrita para el Pirineo, según la cual se ha producido una simplificación en los usos y una homogeneización de la estructura espacial a escala de paisaje, como consecuencia del abandono de usos y la consiguiente matorralización y forestación, habiendo sido más intenso en el paisaje de prados de piso montano de Yésero que en el paisaje de pastos subalpinos de Bujaruelo.

Esto tiene marcadas implicaciones sobre los servicios ecosistémicos. La capacidad de secuestro de carbono en la biomasa y el suelo incrementa con la expansión del bosque, mejorando la regulación del ciclo del carbono. Pero la invasión de la vegetación leñosa en los pastos y prados supone la pérdida de una gran superficie de recursos pastorales que no pueden ser utilizados por la ganadería extensiva. El aumento de la cobertura vegetal también causa un aumento de la evapotranspiración, por lo que disminuye la exportación de agua y se produce un descenso del caudal de los ríos.

Las actuaciones de desbroce propuestas para estos sitios crearían un paisaje en mosaico con el que se recuperarían servicios ecosistémicos perdidos, consiguiendo un equilibrio entre los servicios de provisión y de regulación adaptado a los requerimientos actuales de estos lugares.

En primer lugar aumentan los recursos pastorales, permitiendo el desarrollo de la ganadería extensiva y a la vez manteniendo los paisajes de pastos de la reserva. También aumenta la cantidad de agua provista por el ecosistema. La regulación del ciclo del carbono disminuye al verse reducido el secuestro de carbono en la vegetación, aunque no está claro que tenga el mismo efecto sobre el suelo.

Por otra parte, para estimaciones del almacenamiento de carbono en ecosistemas de pastos matorralizados del Pirineo se propone una aproximación a partir de las referencias del estudio de carbono en la vegetación del CITA (2008) y del visor de carbono en el suelo del ICIFOR (2021).

6. Bibliografía

- Álvarez Martínez, J., Errea Abad, M. P., Gómez-Villar, A. y Lasanta, T. (2015). Restauración del paisaje de la montaña española con ganadería: Un ensayo en la Cordillera Cantábrica combinando pastoreo de caprino y poda de matorrales. *Pirineos*, 170, e008. <http://dx.doi.org/10.3989/Pirineos.2015.170001>
- Ascaso, J., Reiné, R. y Barrantes, O. (2020). Evolution of hay meadows between 1956, 1986, and 2016 and its relation to the characteristics and location of the parcels in the valley of the river Esera (Pyrenees, Spain). *Agronomy*, 10(3), 329. <https://doi.org/10.3390/agronomy10030329>
- Belyea, L. R. y Lancaster, J. (1999). Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, 86(3), 402–416.
- Benito Alonso, J.L. (2006). *Vegetación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Serie Investigación 50. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. <http://hdl.handle.net/10261/35543>
- Bovio, A. (2017). Efectos paisajísticos y socioeconómicos del desarrollo turístico en el Pirineo: comparación entre el Valle de Tena y el área de influencia del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Trabajo Fin de Master. Universidad de Zaragoza. <https://zaguan.unizar.es/record/64621>
- Bruno, D., Sorando, R., Álvarez-Farizo, B., Castellano, C., Céspedes, V., Gallardo, B., Jiménez, J. J., López, M. V., López-Flores, R., Moret-Fernández, D., Navarro, E., Picazo, F., Sevilla-Callejo, M., Tormo, J., Vidal-Macua, J. J., Nicolau, J. M. y Comín, F. A. (2021). Depopulation impacts on ecosystem services in Mediterranean rural areas. *Ecosystem Services*, 52, 101369. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101369>
- Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA) (2008). *Estudio sobre la funcionalidad de la vegetación leñosa de Aragón como sumidero de CO₂: existencias y potencialidad (estimación cuantitativa y predicciones de fijación)*. Informe final diciembre 2008. Dirección General de Calidad Ambiental y Cambio Climático del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón.

- Cervera, T., Baiges, T., Rabascall, X. *et al* (2022). Metodología de cálculo del impacto de la gestión forestal en los servicios ecosistémicos: carbono, agua y biodiversidad. Centro de la Propiedad Forestal, Santa Perpètua de Mogoda. 61 pp.
- Dondini, M., Martin, M., De Camillis, C., Uwizeye, A., Soussana, J. F., Robinson, T. y Steinfeld, H. (2023). Global assessment of soil carbon in grasslands. *From current stock estimates to sequestration potential. FAO (FAO Animal Production and Health Paper, 187)*. <https://doi.org/10.4060/cc3981en>
- Durante Hernández, M.P. (2021). Modeling organic carbon for quantification of reservoirs in terrestrial ecosystems at the national level. Tesis doctoral. Universidad de Almería. <http://hdl.handle.net/10835/12913>
- Errea, M. P., Cortijos-López, M., Llena, M., Nadal-Romero, E., Zabalza-Martínez, J. y Lasanta, T. (2023). From the local landscape organization to land abandonment: an analysis of landscape changes (1956–2017) in the Aísa Valley (Spanish Pyrenees). *Landscape Ecology*, 1–20. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01675-1>
- Enguita Sánchez, G. (2016). Análisis histórico del balance de agua azul y agua verde en los montes del T. M. de La Zoma (Te) afectados por el incendio del año 2009. Trabajo de Fin de Grado. Universidad de Zaragoza. <https://zagan.unizar.es/record/60588>
- Fu, W., Huang, M., Gallichand, J. y Shao, M. (2012). Optimization of plant coverage in relation to water balance in the Loess Plateau of China. *Geoderma*, 173–174, 134–144. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.016>
- Gallart, F. y Llorens, P. (2004). Observations on land cover changes and water resources in the headwaters of the Ebro catchment, Iberian Peninsula. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29(11–12), 769–773. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2004.05.004>
- García-Ruiz, J.M. y Lasanta, T. (1990). Land-use changes in the Spanish Pyrenees. *Mountain Research and Development*, 10(3), 267–279. <https://doi.org/10.2307/3673606>
- García-Ruiz, J. M., Lasanta, T., González, C., Martí, C., White, S. y Ortigosa, L. (1997). Sediment sources during the traditional land-use system in the Spanish Pyrenees. *Physics and Chemistry of the Earth*, 22(3–4), 351–354. [https://doi.org/10.1016/S0079-1946\(97\)00157-2](https://doi.org/10.1016/S0079-1946(97)00157-2)

- García-Ruiz, J. M., Lasanta, T., Martí, C., Gonzáles, C., White, S., Ortigosa, L. y Ruiz Flaño, P. (1995). Changes in runoff and erosion as a consequence of land-use changes in the Central Spanish Pyrenees. *Physics and Chemistry of the Earth*, 20(3–4), 301–307. [https://doi.org/10.1016/0079-1946\(95\)00041-0](https://doi.org/10.1016/0079-1946(95)00041-0)
- García-Ruiz, J.M., Puigdefábregas, J. y Creus, J. (1985). *Los recursos hídricos superficiales del Alto Aragón*. 224 pp. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Huesca.
- Guzmán Álvarez, J.R. (2011). Los montes del futuro: una mirada desde su pasado. En Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 33, *Actas de la IV Reunión sobre Sistemas Agroforestales* (15–26).
- Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR) (2021). Visor del contenido de carbono acumulado en el horizonte orgánico y en el suelo en la Península Ibérica y Baleares. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). <https://www.inia.es/serviciosyrecursos/recursosdocumentales/visordecarbono/Paginas/Home.aspx>
- Khorchani, M., Nadal-Romero, E., Lasanta, T. y Tague, C. (2021). Natural revegetation and afforestation in abandoned cropland areas: Hydrological trends and changes in Mediterranean mountains. *Hydrological Processes*, 35, 14191. <https://doi.org/10.1002/hyp.14191>
- Lasanta, T., Arnáez, J., Errea, M.P., Ortigosa, L. y Ruiz-Flaño, P. (2009). Mountain pastures, environmental degradation, and landscape remediation: The example of a Mediterranean policy initiative. *Applied Geography*, 29(3), 308-319. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2008.09.006>.
- Lasanta, T., González-Hidalgo, J. C., Vicente-Serrano, S. M. y Sferi, E. (2006). Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas. *Landscape and Urban Planning*, 78(1), 101–114.
- Lasanta, T. y Vicente-Serrano, S. M. (2007). Cambios en la cubierta vegetal en el Pirineo aragonés en los últimos 50 años. *Pirineos*, 162, 125–154.
- Lasanta, T., Vicente Serrano, S.M. y Cuadrat, J.M. (2005). Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25, 47-65.

- Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Medrano-Moreno, L. M., Khorchani, M. y Nadal-Romero, E. (2020). Soil quality and soil organic carbon storage in abandoned agricultural lands: Effects of revegetation processes in a Mediterranean mid-mountain area. *Land Degradation and Development*, 31(18), 2830–2845. <https://doi.org/10.1002/ldr.3655>
- López-Senespleda, E., Calama, R. y Ruiz-Peinado, R. (2021). Estimating forest floor carbon stocks in Woodland formations in Spain. *Science of the Total Environment*, 788.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2022). Atlas Climático de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). <http://agroclimap.aemet.es/#>
- Montero G., Ruiz-Peinado R. y Muñoz M. (2005). *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA).
- Monserrat, P. y Martí, C. E. (1969). El Valle de Tena. Instituto Pirenaico de Ecología (IPE). <http://hdl.handle.net/10261/7197>
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T. y García-Ruiz, J.M. (2013). Runoff and sediment yield from land under various uses in a Mediterranean mountain area: long-term results from an experimental station. *Earth surface processes and landforms*, 38(4), 346-355.
- Nadal-Romero, E., Rubio, P.A., Kremyda, V., Absalah, S., Cammeraat, E.L., Jansen, B. y Lasanta, T. (2021). Effects of agricultural land abandonment on soil organic carbon stocks and composition of soil organic matter in the Central Spanish Pyrenees. *Catena*, 205, 105441. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105441>.
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T. y Cerdà, A. (2018). Integrating extensive livestock and soil conservation policies in Mediterranean mountain areas for recovery of abandoned lands in the Central Spanish Pyrenees. A long-term research assessment. *Land Degradation and Development*, 29(2), 262–273.
- Pardos, J. A. (2010). *Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA).

- Reiné, R. J. (2017). ¿Por qué investigar los pastos del Pirineo aragonés? *Lucas Mallada*, 19, 9–22. <https://revistas.iea.es/index.php/LUMALL/article/view/2682>
- Rodríguez Martín, J.A., Álvaro-Fuentes, J., Gonzalo, J., Gil, C., Ramos-Miras, J.J., Grau Corbí, J.M. y Boluda, R. (2016). Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma*, 264, 117-125.
- International Soil Reference and Information Centre (ISRIC) (2020). SoilGrids250m versión 2.0: <https://soilgrids.org>
- Subirá, I. (2022). Restauración de pastos en dos zonas de la Reserva de la Biosfera de Ordesa Viñamala: plan de desbroces y de pastoreo. Trabajo Fin de Grado. Universidad de Zaragoza. <https://zagan.unizar.es/record/125624>
- Terrer, C., Phillips, R.P., Hungate, B.A. *et al* (2021). A trade-off between plant and soil carbon storage under elevated CO₂. *Nature* 591, 599–603. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03306-8>
- VVAA (2018). *Calculadora de absorciones ex ante de dióxido de carbono de las especies forestales arbóreas españolas (versión 4)*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España. <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/mitigacion-politicas-y-medidas/registro-huella.aspx>
- VVAA (2019). *Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono (versión 4)*. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid, España.
- You, Y., Wang, S., Pan, N., Ma, Y. y Liu, W. (2020). Growth stage-dependent responses of carbon fixation process of alpine grasslands to climate change over the Tibetan Plateau, China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108085. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108085>
- Zhang, L., Dawes, W. y Walker, G. (2001). Reponse of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701-708.

7. Anexos

Tradicional

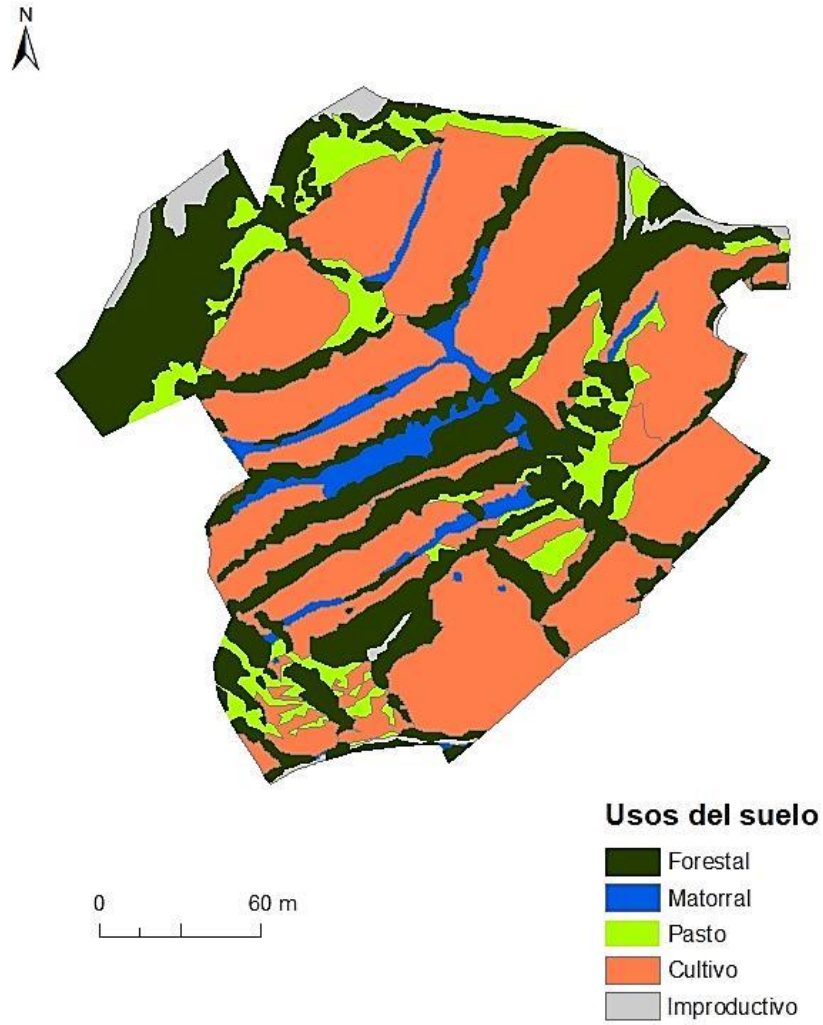


Figura 5.1. Mapa de los usos del suelo en el escenario tradicional en Yésero.

Pre-desbroces

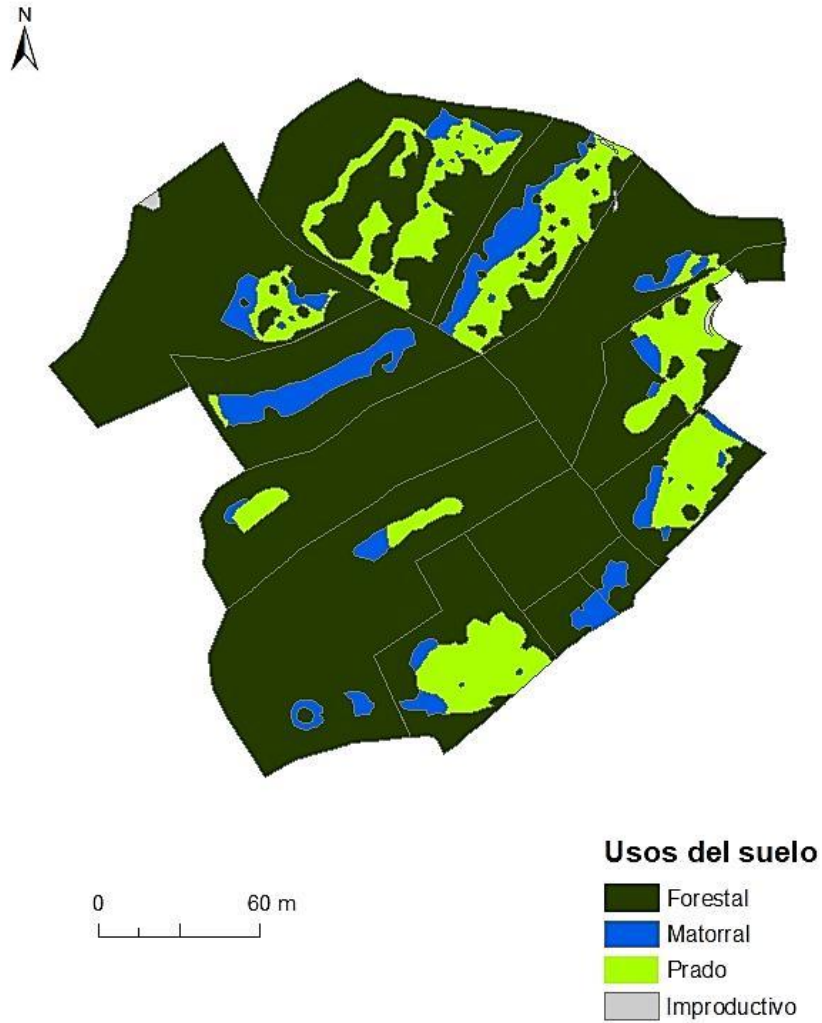


Figura 5.2. Mapa de los usos del suelo en el escenario pre-desbroces en Yésero.

Post-desbroces

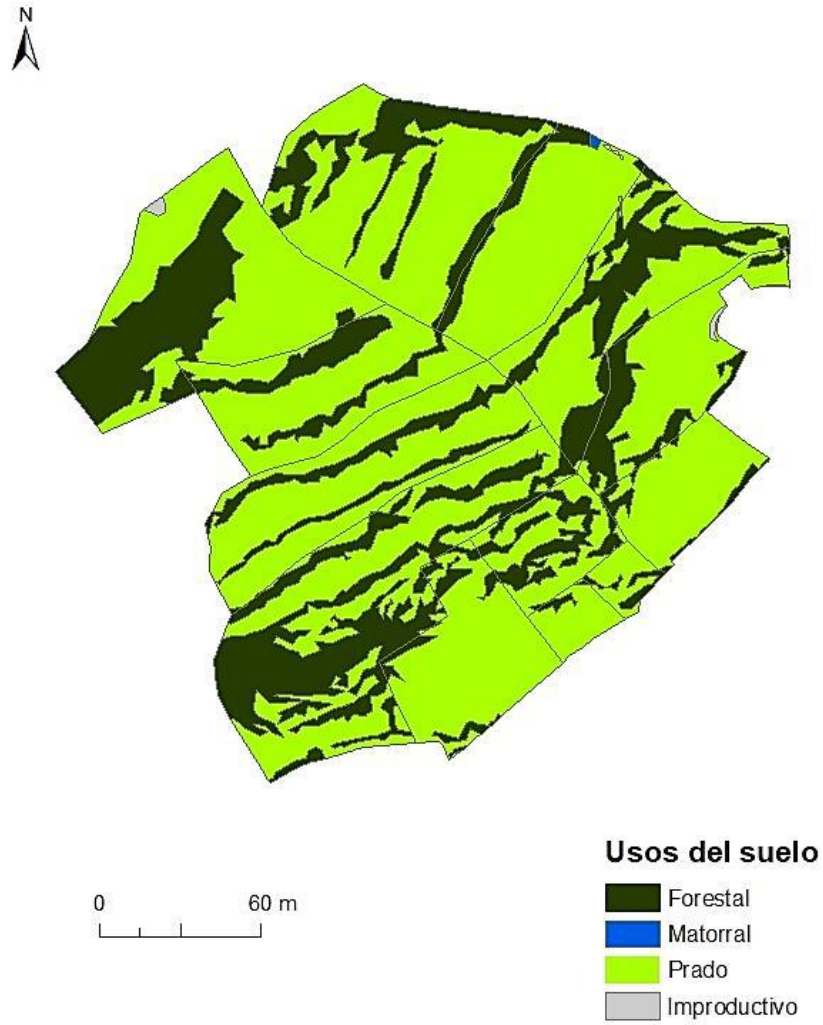


Figura 5.3. Mapa de los usos del suelo en el escenario post-desbroces en Yésero.

Tradicional

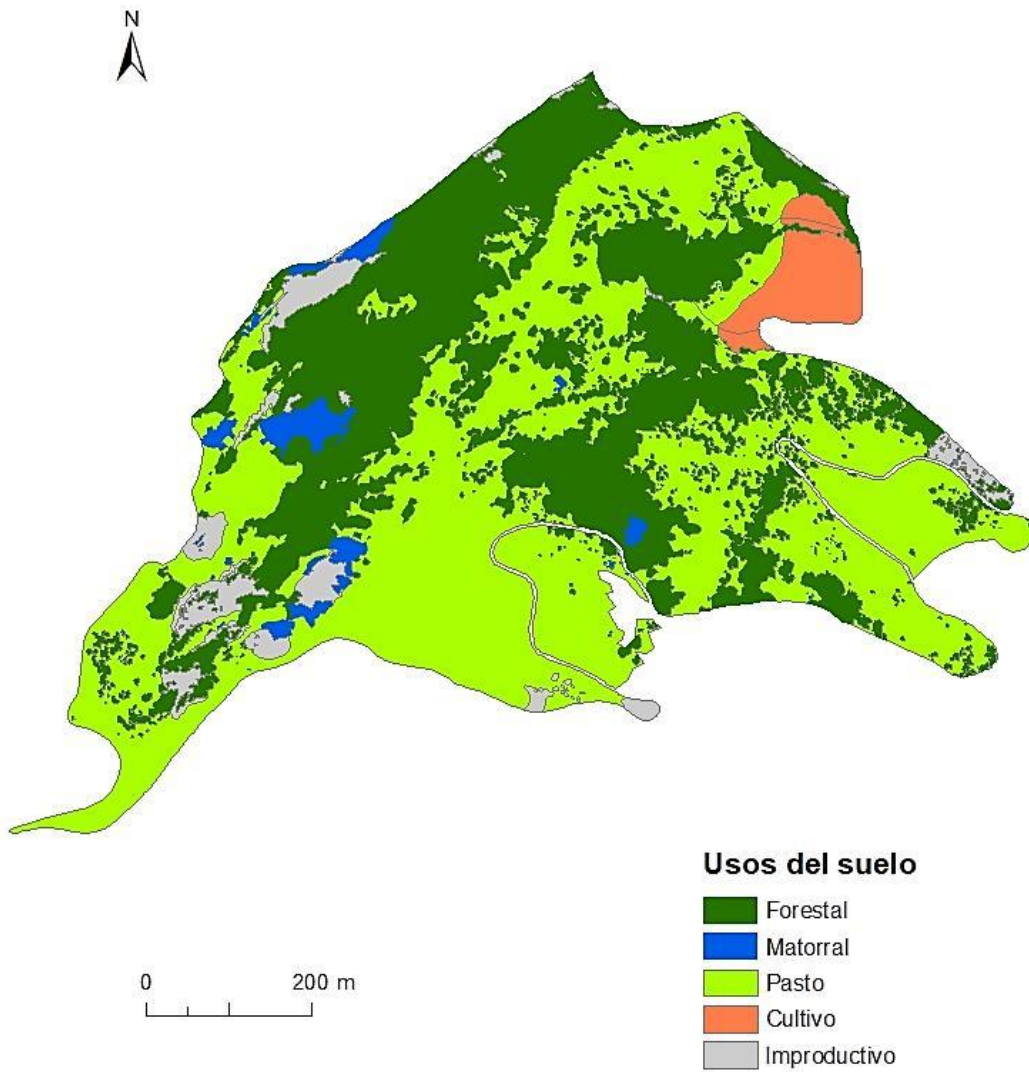


Figura 7.1. Mapa de los usos del suelo en el escenario tradicional en Bujaruelo.

Pre-desbroces

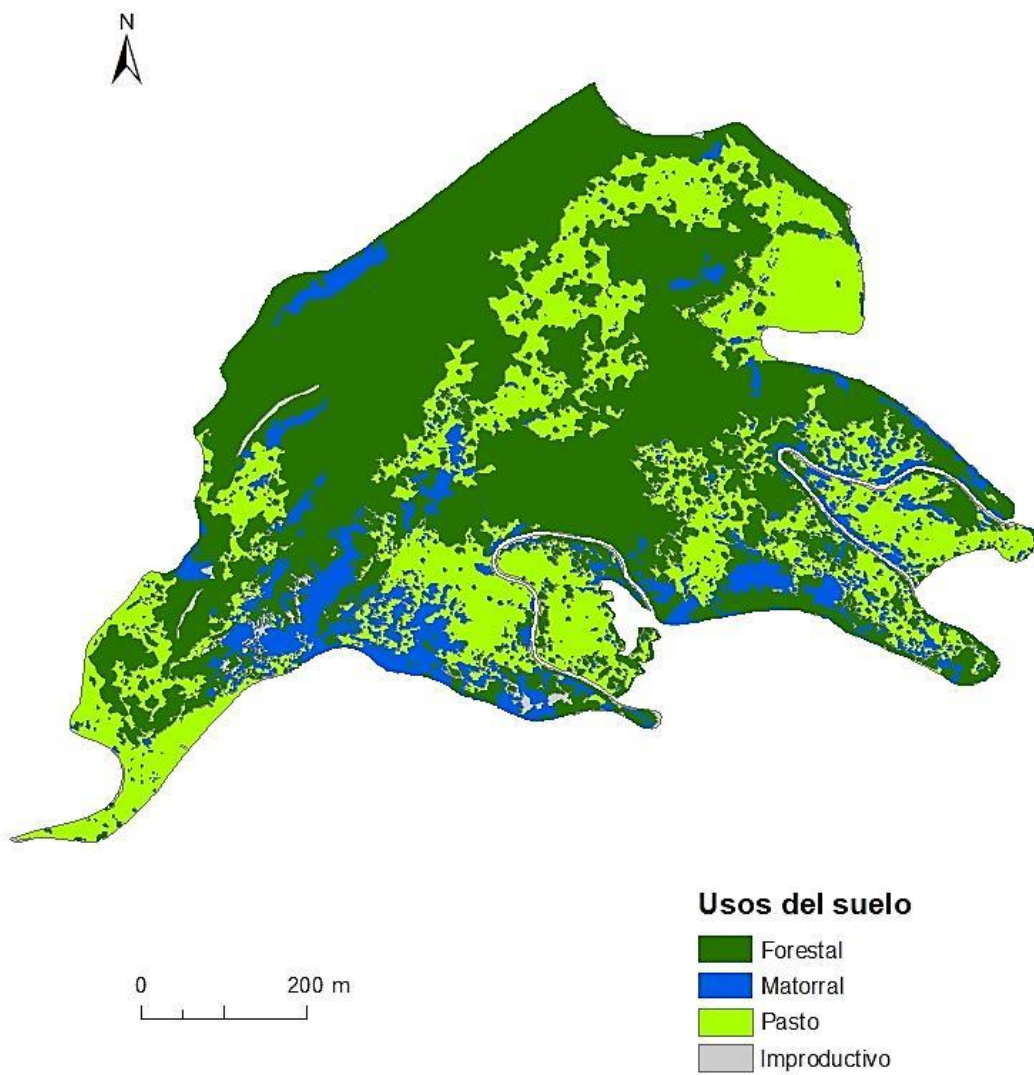


Figura 7.2. Mapa de los usos del suelo en el escenario pre-desbroces en Bujaruelo.

Post-desbroces

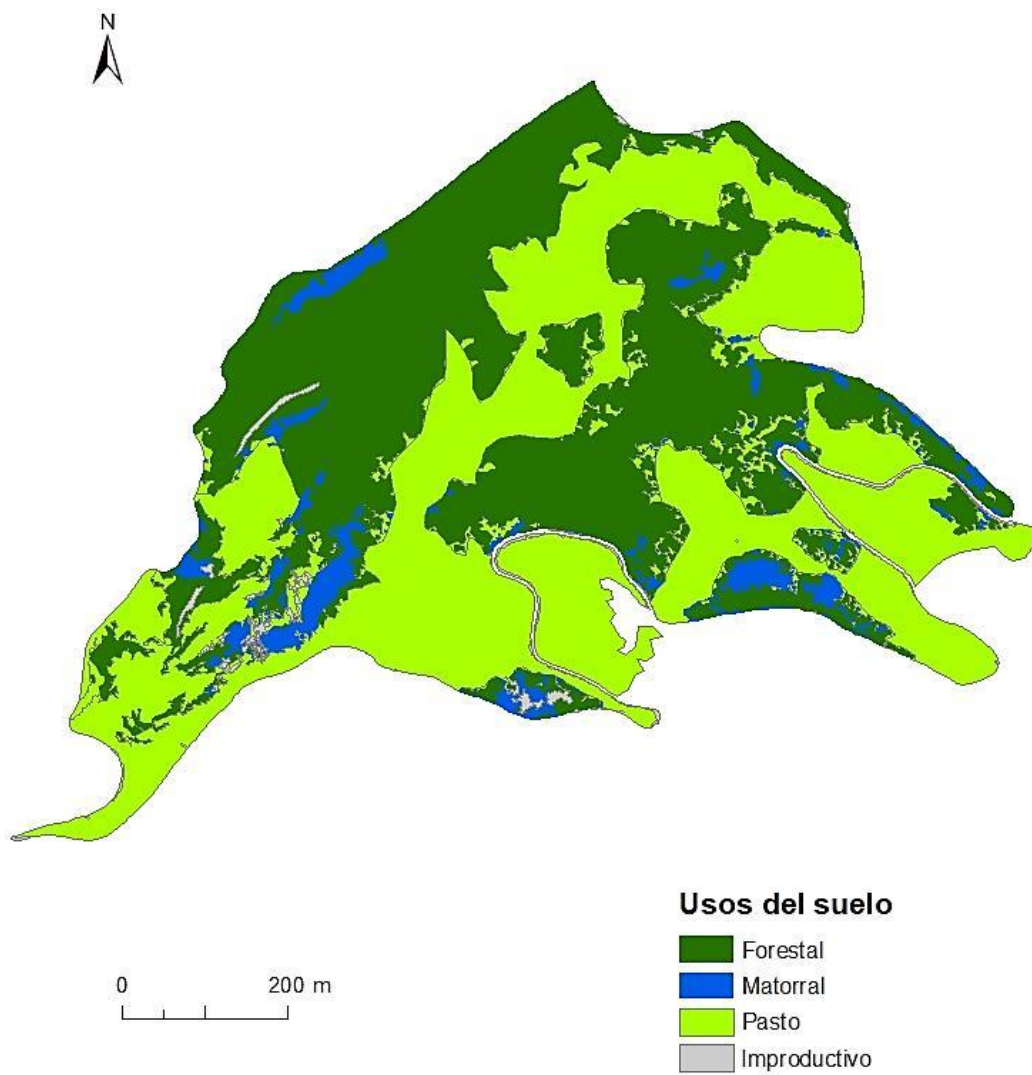


Figura 7.3. Mapa de los usos del suelo en el escenario post-desbroces en Bujaruelo.

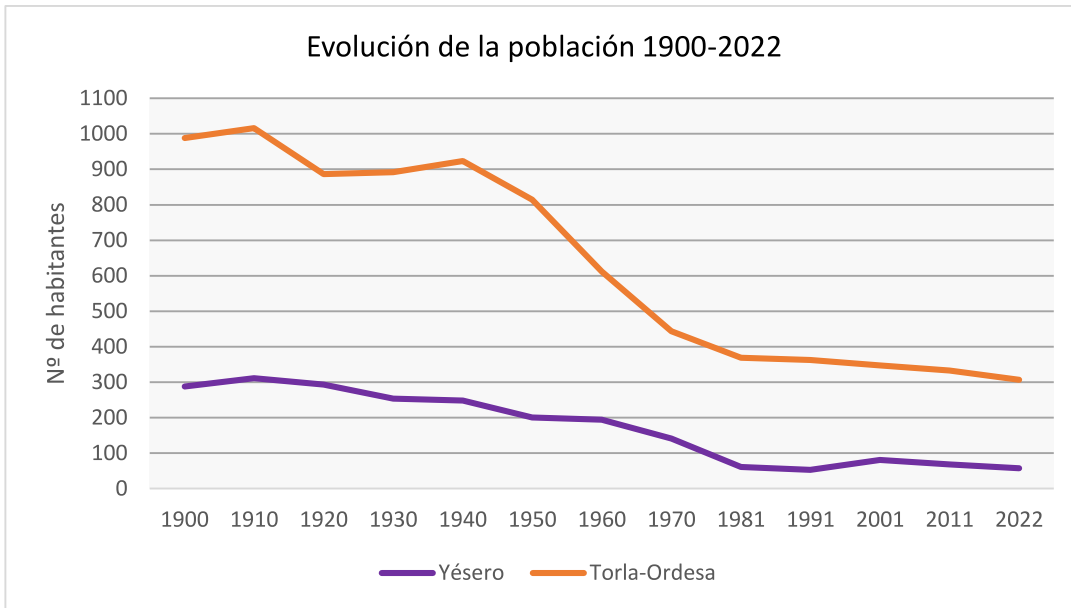


Figura 14. Evolución de la población de los municipios de Yésero y Torla-Ordesa entre 1900 y 2022. Fuente: Censos de Población de 1900 a 2011 y Padrón Municipal de Habitantes (2022), IAEST.

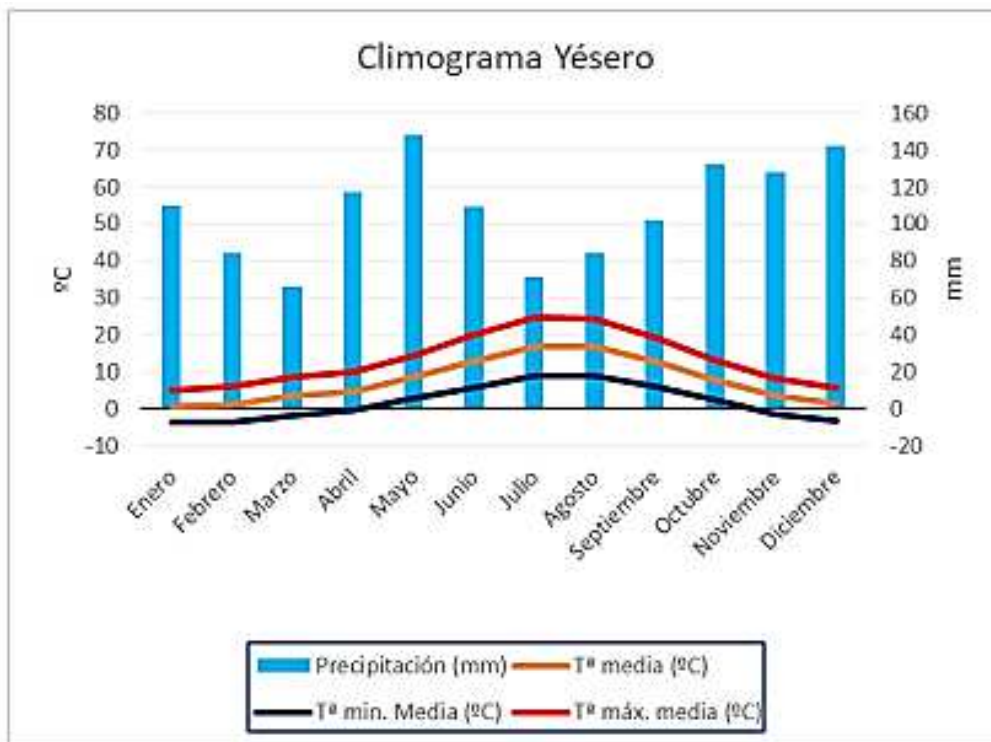


Figura 15. Temperatura y precipitaciones medias en el municipio de Yésero (Huesca). Obtenido de Subirá (2022).

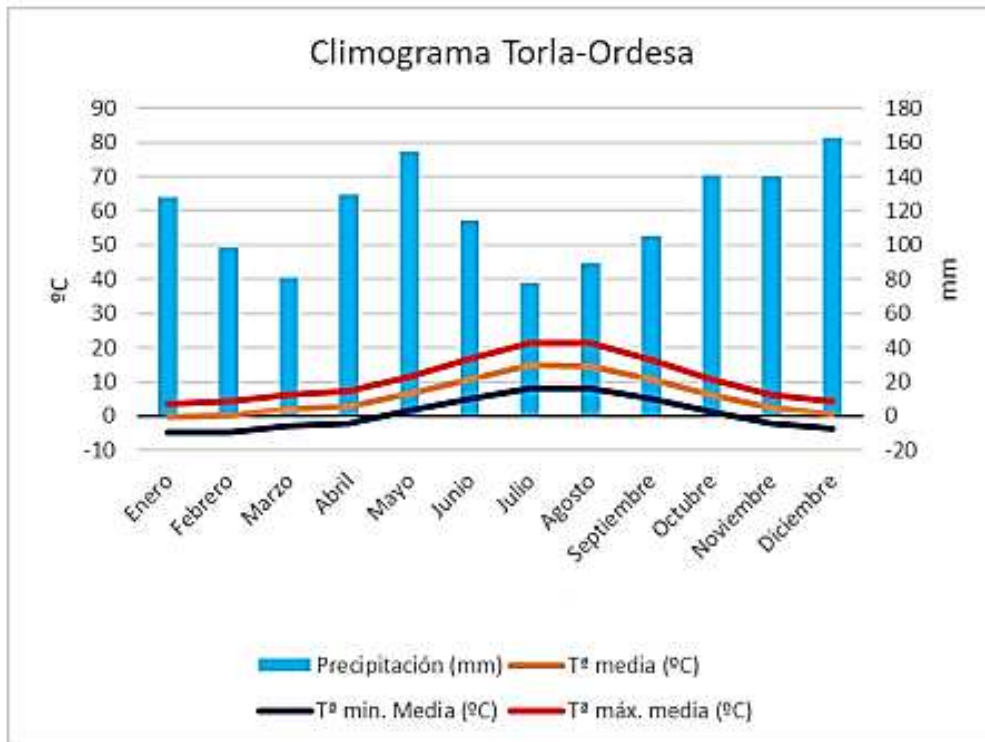


Figura 16. Temperatura y precipitaciones medias en el municipio de Torla-Ordesa (Huesca). Obtenido de Subirá (2022).

Tabla 13. Valores de agua azul y agua verde en m³ desglosados por escenario y cobertura. En la tabla se incluyen las variables utilizadas en el modelo de Zhang para realizar los cálculos.

Lugar	Escenario	Cobertura	Superficie (ha)	T (°C)	P (mm)	w	ET ₀	1+ wET ₀ /P	1+wE ₀ /P+P/E ₀	ET (mm)	AA valor unitario (mm)	AA (m ³ /ha)	Agua Azul (m ³)	AV (m ³ /ha)	Agua Verde (m ³)
Yésero	Tradicional	Forestal	1,4155	7,5	1298	2	645,7000	1,9949	4,0051	646,5198	651,4802	6514,8025	9221,7029	6465,1975	9151,4871
	Tradicional	Matorral	0,2017	7,5	1298	1	645,7000	1,4975	3,5077	554,1271	743,8729	7438,7291	1500,3917	5541,2709	1117,6743
	Tradicional	Pasto	0,4232	7,5	1298	0,5	645,7000	1,2487	3,2590	497,3534	800,6466	8006,4660	3388,3364	4973,5340	2104,7996
	Tradicional	Cultivo	2,1444	7,5	1298	0,5	645,7000	1,2487	3,2590	497,3534	800,6466	8006,4660	17169,0657	4973,5340	10665,2463
	Tradicional	Improductivo	0,1125	7,5	1298	0,1	645,7000	1,0497	3,0600	445,2891	852,7109	8527,1092	959,2998	4452,8908	500,9502
	Pre-desbroces	Forestal	3,3913	7,5	1298	2	645,7000	1,9949	4,0051	646,5198	651,4802	6514,8025	22093,6496	6465,1975	21925,4244
	Pre-desbroces	Matorral	0,2729	7,5	1298	1	645,7000	1,4975	3,5077	554,1271	743,8729	7438,7291	2030,0292	5541,2709	1512,2128
	Pre-desbroces	Prado	0,6259	7,5	1298	0,5	645,7000	1,2487	3,2590	497,3534	800,6466	8006,4660	5011,2471	4973,5340	3112,9349
	Pre-desbroces	Improductivo	0,0071	7,5	1298	0,1	645,7000	1,0497	3,0600	445,2891	852,7109	8527,1092	60,5425	4452,8908	31,6155
	Post-desbroces	Forestal	1,2464	7,5	1298	2	645,7000	1,9949	4,0051	646,5198	651,4802	6514,8025	8120,0498	6465,1975	8058,2222
	Post-desbroces	Matorral	0,0014	7,5	1298	1	645,7000	1,4975	3,5077	554,1271	743,8729	7438,7291	10,4142	5541,2709	7,7578
	Post-desbroces	Prado	3,0426	7,5	1298	0,5	645,7000	1,2487	3,2590	497,3534	800,6466	8006,4660	24360,4735	4973,5340	15132,4745
Post-desbroces	Improductivo	0,0069	7,5	1298	0,1	645,7000	1,0497	3,0600	445,2891	852,7109	8527,1092	58,8371	4452,8908	30,7249	
Bujaruelo	Tradicional	Forestal	19,5051	5,9	1428	2	591,2373	1,8281	4,2433	615,1937	812,8063	8128,0627	158538,6749	6151,9373	119994,1531
	Tradicional	Matorral	1,1654	5,9	1428	1	591,2373	1,4140	3,8293	527,3116	900,6884	9006,8840	10496,6227	5273,1160	6145,2893
	Tradicional	Pasto	27,6777	5,9	1428	0,5	591,2373	1,2070	3,6223	475,8368	952,1632	9521,6324	263536,8854	4758,3676	131700,6706
	Tradicional	Cultivo	1,6418	5,9	1428	0,5	591,2373	1,2070	3,6223	475,8368	952,1632	9521,6324	15632,6161	4758,3676	7812,2879
	Tradicional	Improductivo	2,1697	5,9	1428	0,1	591,2373	1,0414	3,4567	430,2177	997,7823	9977,8229	21648,8823	4302,1771	9334,4337
	Pre-desbroces	Forestal	28,2905	5,9	1428	2	591,2373	1,8281	4,2433	615,1937	812,8063	8128,0627	229946,9566	6151,9373	174041,3834
	Pre-desbroces	Matorral	5,527	5,9	1428	1	591,2373	1,4140	3,8293	527,3116	900,6884	9006,8840	49781,0481	5273,1160	29144,5119
	Pre-desbroces	Pasto	17,7758	5,9	1428	0,5	591,2373	1,2070	3,6223	475,8368	952,1632	9521,6324	169254,6334	4758,3676	84583,7906
	Pre-desbroces	Improductivo	0,5664	5,9	1428	0,1	591,2373	1,0414	3,4567	430,2177	997,7823	9977,8229	5651,4389	4302,1771	2436,7531
	Post-desbroces	Forestal	22,877	5,9	1428	2	591,2373	1,8281	4,2433	615,1937	812,8063	8128,0627	185945,6894	6151,9373	140737,8706
	Post-desbroces	Matorral	2,5702	5,9	1428	1	591,2373	1,4140	3,8293	527,3116	900,6884	9006,8840	23149,4933	5273,1160	13552,9627
	Post-desbroces	Pasto	26,1462	5,9	1428	0,5	591,2373	1,2070	3,6223	475,8368	952,1632	9521,6324	248954,5053	4758,3676	124413,2307
Post-desbroces	Improductivo	0,5664	5,9	1428	0,1	591,2373	1,0414	3,4567	430,2177	997,7823	9977,8229	5651,4389	4302,1771	2436,7531	

AA= Agua Azul; AV= Agua Verde



Imagen 1. Prado y vegetación leñosa en el área de estudio de Yésero (2023)



Imagen 2. Matorralización en los prados de Yésero (2022)



Imagen 3. Área de estudio de Yésero vista de frente (2023)



Imagen 4. Pasto y bosque en el área de estudio de Bujaruelo (2022)



Imagen 5. Invasión del bosque en los pastos de Bujaruelo (2022)



Imagen 6. Vegetación arbórea y arbustiva en el área de estudio de Bujaruelo (2023)