

Deliverable Nº 12

MATRIX THAT DESCRIBE FOREST- WATER-SOIL-CLIMATE-FIRE RELATIONSHIPS OF EACH BASIC FORESTSTRUCTURES UNDER DIFFERENT MANAGEMENT INTENSITIES WITH THE TOPOGRAPHIC AND EDAPHICVARIABILITY

UPV

01/10/2019

This document describes the development of matrices that describe water-soil-climate-fire relationships under different management intensities and topographic and edaphic variability.

***MATRIX THAT DESCRIBE FOREST-WATER-SOIL-CLIMATE-FIRE
RELATIONSHIPS OF EACH BASIC FOREST STRUCTURES
UNDER DIFFERENT MANAGEMENT INTENSITIES WITH THE
TOPOGRAPHIC AND EDAPHIC VARIABILITY***

ACTION A.2: Refining forest-water-soil-climate-fire relationships under different management intensities



INDEX

1. Introduction.....	7
2. Background.....	8
3. Objectives.....	10
4. Methodology.....	11
Eco-hydrological modelling:.....	11
Climate change projections:.....	18
Developing and analysing the matrices.....	27
Using the matrices in a real study case.....	28
5. Description of the activities.....	29
6. Results and conclusion.....	36
Matrices:.....	36
Using the matrices for a real study case:.....	44
6. References.....	48
ANNEX I: step by step methodology with ECO-TETIS.....	51
DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS CASOS DE ESTUDIO: CUENCA HIDROLÓGICA DEL BARRANCO DE CARRAIXET (VALENCIA, ESPAÑA) Y CUENCA HIDROLÓGICA DEL RÍO CEIRA (COIMBRA, PORTUGAL).....	51
SITUACIÓN GEOGRÁFICA.....	51
CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS GENERALES.....	54
TOPOGRAFÍA.....	56
MARCO HIDROGEOLOGICO.....	59
USO DEL SUELO.....	61
DESCRIPCIÓN Y ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN HIDROMETEOROLÓGICA.....	63
PRECIPITACIÓN.....	67
TEMPERATURA.....	69
RADIACIÓN Y EVAPOTRANSPIRACIÓN DE REFERENCIA.....	71
CAUDAL.....	74
ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS PARA LA MODELACIÓN HIDROLÓGICA.....	76
MODELO DIGITAL DEL TERRENO Y SUS MAPAS HIDROLÓGICOS DERIVADOS.....	76
MODELO DIGITAL DEL TERRENO.....	76
MAPA DE PENDIENTES.....	80
MAPA DE DIRECCIONES DE DRENAJE.....	81

MAPA DE CELDAS DRENANTES ACUMULADAS	83
MAPA DE VELOCIDAD DE FLUJO EN LADERA	84
USOS DEL SUELO Y SUS PARÁMETROS HIDROLÓGICOS DERIVADOS.....	85
MAPA DE USOS DEL SUELO	85
FACTORES DE VEGETACIÓN MENSUALES ASOCIADOS A CADA USO DEL SUELO.....	91
FRACCIÓN DE COBERTURA DE LA SUPERFICIE DEL SUELO.....	93
ABSTRACCIONES INICIALES	109
CAPACIDAD MÁXIMA DE ALMACENAMIENTO ESTÁTICO EN LA CAPA SUPERIOR DEL SUELO (Hu).....	114
PARÁMETROS HIDROLÓGICOS DERIVADOS DE LA EDAFOLOGÍA, LA GEOMORFOLOGÍA Y LA LITOLOGÍA DE LA CUENCA.....	124
CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN.....	124
CAPACIDAD DE PERCOLACIÓN	125
PARÁMETROS GEOMORFOLÓGICOS.....	131
IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO ECO-TETIS.....	136
LIMITACIONES Y MEJORAS PROPUESTAS PARA LA SEGUNDA ETAPA DEL PROYECTO	136
ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL MEDIANTE EL MODELO HIDROLÓGICO ECO-TETIS	137
ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL EN LA CUENCA DEL BARRANCO DE CARRAIXET (VALENCIA, ESPAÑA)	137
DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL (CARRAIXET)	137
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL (BARRANCO DE CARRAIXET)	139
ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL EN LA CUENCA DEL DEL RÍO CEIRA (COIMBRA, PORTUGAL).....	148
DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL (CEIRA)	148
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL (CEIRA).....	148
ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO MEDIANTE EL MODELO HIDROLÓGICO ECO-TETIS	148
ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL BARRANCO DE CARRAIXET (VALENCIA, ESPAÑA)	150
DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO (CARRAIXET)	150
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO (BARRANCO DE CARRAIXET)	158
ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL DEL RÍO CEIRA (COIMBRA, PORTUGAL).....	162
DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO (CEIRA)	162



RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO (CEIRA).....	162
ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL MEDIANTE EL MODELO HIDROLÓGICO ECO-TETIS.....	162
ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL EN LA CUENCA DEL BARRANCO DE CARRAIXET (VALENCIA, ESPAÑA)	162
DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL (CARRAIXET)	162
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL (CARRAIXET)	163
ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL EN LA CUENCA DEL DEL RÍO CEIRA (COIMBRA, PORTUGAL)	179
DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL (CEIRA).....	179
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL (CEIRA).....	179
CONCLUSIONES PRINCIPALES.....	179
Referencias.....	180

Deliverable 1; name: *Matrix that describe forest-water-soil-climate-fire relationships of each basic forest structures under different management intensities with the topographic and edaphic variability*

Beneficiary responsible: UPV

Action 2: *Refining forest-water-soil-climate-fire relationships under different management intensities*

From month 1 – month 8

Name of the Deliverable	Number of associated action	Deadline
<i>Matrix that describe forest-water-soil-climate-fire relationships of each basic forest structures under different management intensities with the topographic and edaphic variability</i>	A2	05/2019

1. Introduction

Considering and understanding forest-water-soil-climate relationships is vital when managing forests as plant-soil-atmosphere interactions constitute forest ecosystems. In the same way, when using modeling approaches, the characterization of this continuum becomes unavoidable, as it will reproduce the entire ecosystem dynamics which will rule the catchment water cycle. Many studies have addressed specifically the effects of forest management on this continuum (Bosh and Hewlett, 1982; Hibbert et al., 1982; Troendle et al., 2001), and have come to the conclusion that managing a forest for clean water, soil protection, carbon pools or other biogeochemical cycles, resilience towards global change, etc. means managing attending to plant-soil-water-atmosphere interactions, as the goods and services provisioning derived from the management will rely on how the manager shapes these interactions.

When moving from a single forest stand to a bigger area such a basin or sub-basin, topography induces heterogeneity in these forest landscapes (Werner & Homeier 2015). Topographic features such as terrain relief, slope and curvature strongly influence local-scale variation in soil chemistry, hydrology and microclimate (Tiessen et al. 1994; Chadwick & Asner 2016; Xia et al. 2016). As such, they directly constrain the conditions within which trees grow, driving environmental filtering, controlling species' demographic rates (Baltzer et al. 2005; Russo et al. 2008; Anderse et al. 2014), and ultimately shaping the structure and composition of forest patches (Werner & Homeier 2015). In other words, plant-soil-atmosphere interactions of a certain forest stand (species) do vary with topography, being therefore necessary to include this factor in order to quantify and optimize the goods and services derived from forest management of a heterogeneous landscape.

2. Background

During Action A1, the project developed several matrices (describe forest-water-soil-climate-fire relationships), both in situ and generic, to finally decide using just in situ matrices (see Figure 1). This decision was discussed and approved by EASME. The advantage of using this option, besides increasing the accuracy of the results, is improving the plasticity of the DSS tool, as it does not have to rely on the generic behaviour of any forest structure, but on the real dynamics of the particular/s forest structure/s of the case study. It means when using the DSS tool, a very important step will be that of eco-hydrological simulation, where the user should pay especial attention on accurately reproducing the forest dynamics. Although at first it could appear as a disadvantage, this step was also necessary when using generic matrices, where the user should also compare the generic matrices to the particular case study, but with one difference, in this case, if the matrix does not accurately reproduce the behaviour of a particular forest structure, new matrices should be developed. On the contrary, using directly in situ information (distributed modelling), the user can easily re-calibrate the model until the desired result is achieved.

This Deliverable builds matrices that describe forest-water-soil-climate-fire relationships of each basic forest structures under different management intensities with the topographic and edaphic variability, showing the differential behaviour of forest structures under different topographic conditions and therefore, the need to develop an in-situ simulation for each study case. These matrices are also used as a first approach to plan forest management of the different forest patches located within a catchment.

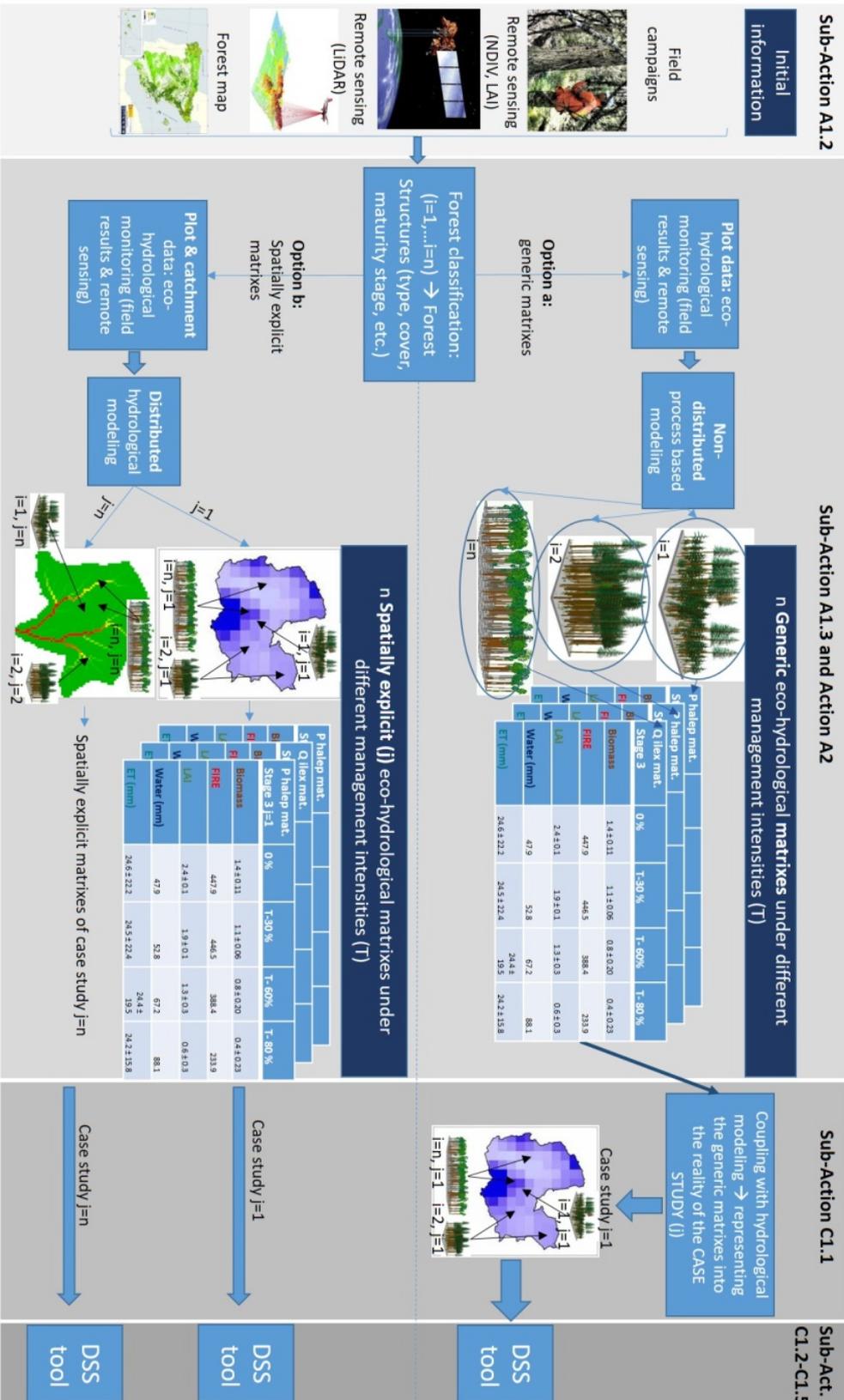


Figure 1: Scheme of the generic and spatially explicit matrices development (from correspondence with EASME).



3. Objectives

The main goal of the action was to describe forest-water-soil-climate-fire relationships under different management intensities. The specific goals of this Deliverable are:

- 1.- Analyse the variability of these relationships under different topographic conditions.
- 2.- Analyse the feasibility of using in-situ matrices in a real case study.



4. Methodology

Eco-hydrological modelling:

The final goal of the project is to develop a DSS tool as open and flexible as possible. One of the requirements when using the tool is to develop an in-situ eco-hydrological simulation, where an eco-hydrological model is therefore needed. Following our main goal, we are developing the tool by coupling the optimization algorithm to three different free-usage eco-hydrological models: TETIS, Regional Hydro-Ecological Simulation System (RHESSys 7.2) and Community Land Model version 5 (CLM5). The main difference among them is the complexity level, which increases from ECO-TETIS to CLM5. In this sense, the user will be able to choose among three different options according to the needs of the case study and the desired complexity.

Thus, the matrices to describe forest-water-soil-climate-fire relationships under different management intensities of different basic forest structures have been developed by using the three eco-hydrological models. A brief description of the models is presented below.

CLM (<http://www.cesm.ucar.edu/models/clm/>):

It is a fully-coupled, global land surface model that provides state-of-the-art computer simulations of the Earth's past, present, and future land surface condition. It is the land model for the Community Earth System Model (CESM), a project sponsored by the National Science Foundation (NSF) and the U.S. Department of Energy (DOE).

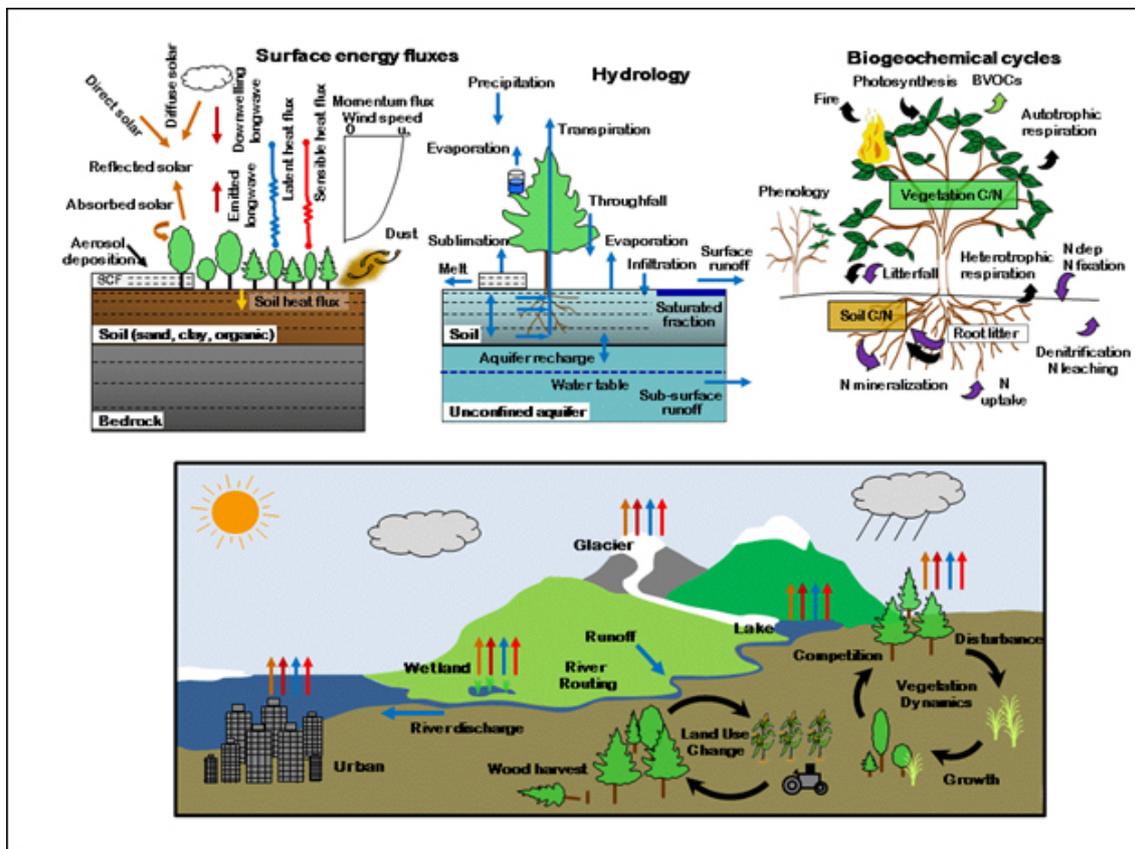


Figure 2: Conceptual scheme of CLM model from the model webpage: <http://www.cesm.ucar.edu/models/clm/>.

The model formalizes and quantifies concepts of ecological climatology. Ecological climatology is an interdisciplinary framework to understand how natural and human changes in vegetation affect climate. It examines the physical, chemical, and biological processes by which terrestrial ecosystems affect and are affected by climate across a variety of spatial and temporal scales (Figure 2). The central theme is that terrestrial ecosystems, through their cycling of energy, water, chemical elements, and trace gases, are important determinants of climate. It represents several aspects of the land surface including surface heterogeneity and consists of components or submodels related to



land biogeophysics, the hydrologic cycle, biogeochemistry, anthropogenic action, and ecosystem dynamics. Specific processes that are represented include:

- Vegetation composition, structure, and phenology
- Absorption, reflection, and transmittance of solar radiation
- Absorption and emission of longwave radiation
- Momentum, sensible heat (ground and canopy), and latent heat (ground evaporation, canopy evaporation, transpiration) fluxes
- Heat transfer in soil and snow including phase change
- Canopy hydrology (interception, throughfall, and drip)
- Snow hydrology (snow accumulation and melt, compaction, water transfer between snow layers)
- Soil hydrology (surface runoff, infiltration, redistribution of water within the column, sub-surface drainage, groundwater)
- Plant hydrodynamics
- Stomatal physiology and photosynthesis
- Lake temperatures and fluxes
- Dust deposition and fluxes
- Routing of runoff from rivers to ocean
- Volatile organic compounds emissions
- Urban energy balance and climate
- Carbon-nitrogen cycling
- Dynamic landcover change
- Land management including crops and crop management and wood harvest
- Ecosystem Demography (FATES, optional)

ECO-TETIS

Is an eco-hydrological model developed by UPV team. It is the result of coupling a dynamic vegetation model to the distributed hydrological model called TETIS (Francés et al., 2007). Both, hydrological and vegetation sub-models, have simplicity of model



structure in common (i.e. the used equations are as simple as possible in order to reduce the number of parameters). The sub-models are interconnected through transpiration and soil water content. In particular, the transpiration calculated in the hydrological sub-model depends on the LAI simulated by the dynamic vegetation sub-model. At the same time, the simulated LAI is affected by water stress, which is calculated using the hydrological sub-model. The ECO-TETIS model has been already successfully applied in water-controlled environments (Ruiz-Pérez et al., 2016, 2017).

Hydrological sub-model. TETIS's conceptual scheme consists of a series of connected reservoirs, each one representing different water storage in the soil column: (i) vegetation interception, (ii) first static soil layer (retained water by upper soil capillary forces, i.e., below field capacity plus water detention in surface puddles; evaporation and transpiration can occur), (iii) second static soil layer (retained water in deeper soil by capillary forces; only transpiration can occur), (iv) surface (for overland runoff), (v) gravitational soil layer (upper soil water content above field capacity for interflow) and (vi) aquifer (for river baseflow). Vertical connections between reservoirs describe the precipitation, evaporation from bare soil, transpiration, infiltration and percolation processes (Fig. 3). The horizontal flows describe the three different hydrological responses that give the discharge at the catchment outlet: overland runoff, interflow and baseflow. A more detailed description of the TETIS model can be found in Francés et al. (2007).

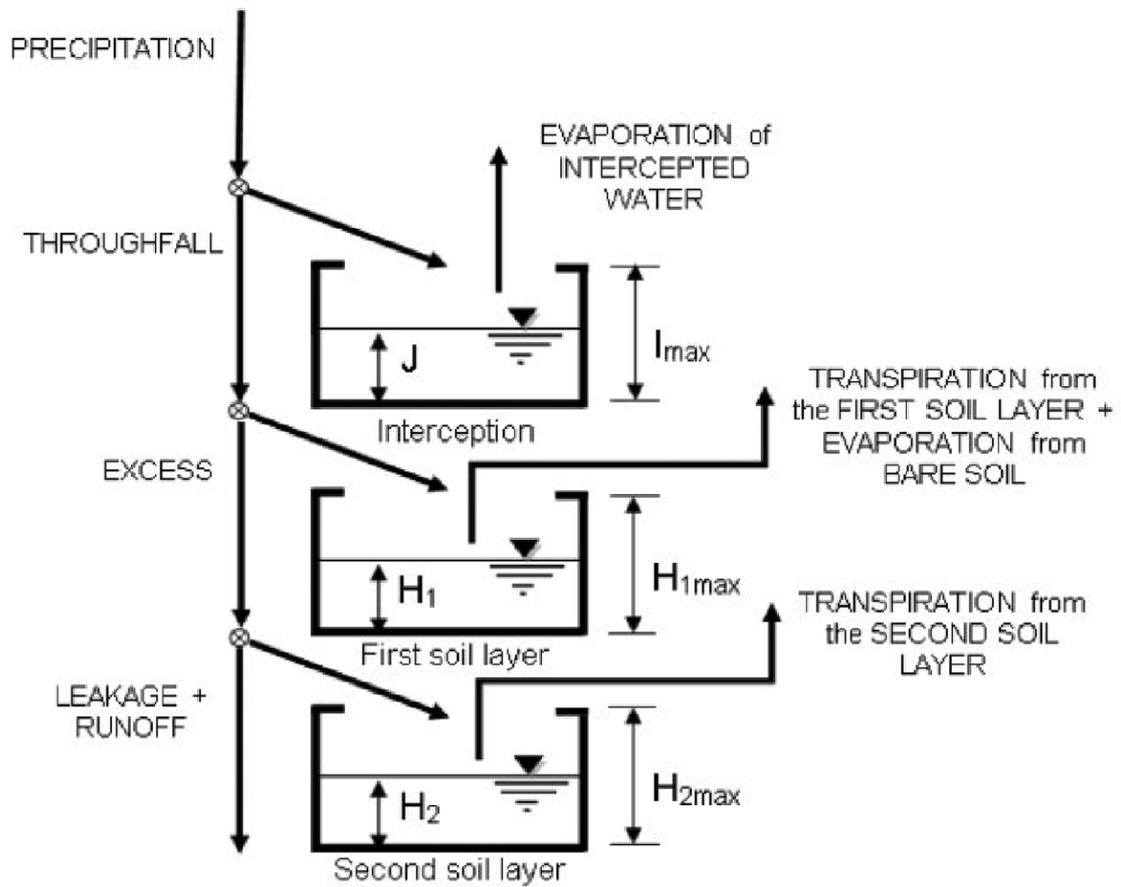




Figure 3: Schema of the hydrological sub-model (Pasquato et al., 2015).

The hydrological and vegetation sub-models are interconnected through transpiration and soil moisture. Concretely, the transpiration is obtained using the reference evapotranspiration (ET₀) multiplied by a water stress factor (ζ) and by a factor related to the current leaf area index (LAI) simulated by the dynamic vegetation sub-model, as shown in Eq. (1). Through this factor, the state of vegetation affects the hydrological fluxes and, consequently, the water storage in the different tanks.

$$T_i = (ET_0 - E_i) \cdot \min(1, LAI) \cdot \zeta \cdot Z_i \quad (1)$$

where T_i is the transpiration from the i soil layer, E_i is the evaporation of the intercepted water and Z_i is the percentage of roots in the i soil layer. The expression $\min(1, LAI)$ is the factor which replaces the crop factor recommended by the FAO 56. The percentage of roots determines the proportion of water that is transpired from the first/second static soil layer. The value of this parameter was different between land use types and the same within each land use type, and was therefore included in the calibration process.

The proposed dynamic vegetation submodel is based on the concept of light use efficiency (LUE; Medlyn (1998)) and calculates the leaf biomass (B_l) according to Eq. (2). The LUE is the proportionality between plant biomass production by terrestrial vegetation and absorbed photosynthetically active radiation (APAR) in optimal conditions. However, the LUE can be strongly affected by stress conditions. The key factors contributing to the variation of this efficiency are: soil moisture content, air temperature (Landsberg and Waring, 1997; Sims et al., 2006) and nutrient levels (Gamon et al., 1997; Ollinger et al., 2008). Since this model is designed to be used in water-controlled areas, nutrient limitation for growth can be overall neglected because water availability is the main limiting factor, and therefore the nutrient levels are not considered.

$$\frac{dB_l}{dt} = (LUE \cdot \varepsilon \cdot PPFD \cdot fPPFD - Re) \cdot \varphi_l - k_l \cdot B_l \quad (2)$$



In spite of the model accuracy and low complexity, this model is not yet able to reproduce certain variables related to carbon (C) dynamics. However, this part of the model will be modified along the project so at the end of it the DSS tool will be totally functional with the three models.

RHESSys (<https://github.com/RHESSys/RHESSys/wiki>):

RHESSys (Tague et al 2004) is a GIS-based, hydro-ecological modeling framework designed to simulate carbon, water, and nutrient fluxes. By combining a set of physically-based process models and a methodology for partitioning and parameterizing the landscape, RHESSys is capable of modeling the spatial distribution and spatio-temporal interactions between different processes at the watershed scale. The model is structured as a spatially nested hierarchical representation of the landscape with a range of hydrological, microclimate, and ecosystem processes associated with specific landscape objects at different levels of the hierarchy. This approach is designed to facilitate environmental analysis that requires an understanding of within-watershed processes as well as aggregate fluxes of water, carbon and nitrogen. RHESSys has been applied in a variety of ecosystem types, including deciduous conifer forested and grassland regions, alpine and Mediterranean type ecosystems and urban areas.

RHESSys is intermediate in terms of complexity as on the one hand, it explicitly models connectivity and lateral hydrologic fluxes between landscape units within a watershed, but on the other hand, the representation of the vertical soil profile is based on a fairly simple two-layer model with a single unsaturated and saturated zone. Additional hydrologic stores include a litter layer, surface detention store, multiple canopy interception layers, and a snowpack. In addition to hydrology, RHESSys is able to model feedbacks between hydrology and ecosystem carbon and nutrient cycling, including the growth of vegetation.

Parameterization and management of RHESSys is complex due to the multiple levels of spatial partitioning and the associated parameter sets. Most of these parameters are derived from topographic, land-cover, and soil map layers. Associated with RHESSys are a number of interface programs, which organize input data into the format required by



the simulation model. These include standard GIS-based terrain-partitioning programs and RHESSys-specific programs that derive landscape representation from GIS images and establish connectivity between spatial units. These various programs can be run in stand-alone mode or as part of an integrated RHESSys interface in RStudio.

Once the models are calibrated and validated (see Section 5), they are used to develop the matrices.

Climate change projections:

The climatic relationships of the matrices are included according to the current climatic situation but also to different climate change projections. To that end, these projections have to be obtained and validated. In this sense, this project pays special attention to water, as it is one of the most important geo-ecosystem components. The hydrological cycle, which represents the continuous circulation of water within the Earth system, is a critical biogeochemical cycle to be understood to ensure the ecosystem service functioning and mankind's very livelihood on Earth. In this context, water budgets are indicators for water availability and the sustainable use of water (whereas in the current studies no human water usage is included). The study of the water cycle is important for forest ecology, growth, composition and productivity and also very much affects forest fire danger and fire regimes. Hence this assessment as part of hypothesis one is critical since the meteorological dataset will be provided as input for the Decision Support System (DSS) tool, which is a centerpiece of the Resilient Forests project.

Table 1: Overview of the 12 Ensemble EURO-CORDEX RCMs and TSMP.

Model	Institution (abbreviation)	Boundary Forcing	Horizontal resolution (Temporal availability)	Number of horizontal grid points	Variables
CCLM	Eidgenössische Technische & Hochschule Zürich (ETH)	ERA-Interim	0.11deg (daily)	412 x 424	Precipitation(P), Evapotranspiration (ET) and Runoff (R)
CCLM 4.8.17	CLM Community (CLMcom)			412 x 424	
ALADIN63 & ALADIN53	Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM)			453 x 453	
REMO2015	Climate Service Center Germany (GERICS)			412 x 424	
RegCM4-6	International Centre for Theoretical Physics (ICTP)			527 x 527	
WRF 3.3.1	Institut Pierre Simon Laplace / Institut National & de l'Environnement Industriel et des Risques (IPSL-IPSL)			412 x 424	
RACMO	Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI)			412 x 424	
HadREM3-GA7-05	Met Office Hadley Centre (MOHC)			413 x 425	
RCA	Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI)			412 x 424	
HIRHAM5	Danish Meteorological Institute (DMI)			412 x 424	
TSMP-IBG3	Forschungszentrum Jülich - Institut für Bio- und Geowissenschaften Agrosphäre (FZJ-IBG3)			412 x 424	

An evaluation of individual water cycle components was carried out by using 12 state-of-art EURO-CORDEX RCMs and the Terrestrial Systems Modeling Platform (TSMP) (as shown in Table 1) from ERA-Interim driven evaluation runs. These climate models should show a realistic representation of the water cycle since they will be used in climate

change projection mode to evaluate the impacts of the climate change on this important biogeochemical cycle. Unlike the other EURO-CORDEX RCMs, TSMP provides an integrated representation of the terrestrial water cycle by two-way interactively coupling the numerical weather prediction model COSMO, the land surface model CLM and the surface-subsurface hydrological model ParFlow, which simulates shallow groundwater states and fluxes. TSMP will also later be used to provide climate change projections as part of hypothesis two. The current study analyses total precipitation (P, i.e. pluvial and nival precipitation combined), evapotranspiration (E), runoff (R), and terrestrial water storage ($TWS = P - ET - R$) at a 0.11degree spatial resolution (about 12km) on EUR-11 EURO-CORDEX grid from 1996 to 2008. The base data is at daily resolution. As reference datasets, we use ERA5 reanalysis to represent the complete terrestrial water budget, as well as the E-OBS (Cornes et al., 2018); GLEAM (Martens et al., 2017; Miralles, 2011) and E-Run (Gudmundsson and Seneviratne, 2016) datasets (as shown in Table 2) for precipitation, evapotranspiration and runoff, respectively. The terrestrial water budget is investigated for twenty major river catchments (as shown in Figure 3 and Table 3) over Europe.

Table 2: Overview of the selected reference datasets.

Data source	Dataset	Spatial resolution (deg)	Variable
ECA&D	E-OBS	0.1	P
ICDC	GLEAM	0.22	ET
PANGAEA	E-RUN	0.5	R
ECMWF	ERA-5	0.27	P, ET and R

The average long-term annual sum (1996-2008) spatial distributions over the EUR-11 domain are shown in Figure 5 (left column). For precipitation, all EURO-CORDEX RCMs, TSMP and reference datasets capture similar large-scale spatial patterns with notable differences in the total precipitation amounts over some regions. In general, all RCMs overestimate precipitation with respect to the ERA5 and E-OBS reference datasets. With respect to evapotranspiration the EURO-CORDEX RCMs, TSMP and the reference data have different spatial patterns as shown in Figure 4 (second from left column) which depends, e.g., on the land surface model (LSM), surface and boundary layer schemes

and treatment of soil water and the static fields (i.e. land cover data) used in the RCM. For runoff (third column in Figure 4) the EURO-CORDEX RCMs represent this process in a simplified way by calculate it directly from the effective precipitation, i.e., runoff is the fraction of effective precipitation which is left per grid cell after infiltration, which depends, e.g., on the slope and roughness of the grid cell as well as the subsurface water treatment in the models, without any lateral overland flow or lateral subsurface flow. TSMP on the contrary is the only model in this comparison that uses a hydrological model (ParFlow) (Kuffour et al., 2020; Kollet et al., 2018; Maxwell et al., 2013; Kollet et al., 2006) that can simulate 3D variably saturated subsurface and overland flow. So, when it comes to the change in the storage (the fourth column in Figure 1), it appears that some models are near to close the water budget (i.e., TWS is close to zero).

Table 3: Selected catchments and number of pixels over EUR-11 domain; in red are those catchments in Spain which are given special attention in the study.

Basin names	Number of grid points on EUR-11 grid	Basin names	Number of grid points on EUR-11 grid
Guadalquivir	388	Loire	781
Guadiana	446	Maas	219
Tagus	476	Weser	299
Douro	654	Elbe	929
Ebro	567	Oder	790
Garonne	370	Vistuala	1289
Rhone	625	Danube	5191
Po	491	Dniester	491
Seine	485	Dnieper	3403
Rhine	1082781	Neman	642

In this document and throughout the analysis, we put a special focus on five main Spanish catchments (Guadalquivir, Guadiana, Tagus, Douro, and Ebro), which are of

special relevance for the overall study areas of the project. As shown in Figure 4, we assess the long-term average annual cycle (1996-2008) of the water budget components precipitation, evapotranspiration, runoff and terrestrial water storage over these five Spanish catchments. The annual cycle of precipitation and evapotranspiration show not so much spread and are indicative of a strong annual cycle. However, as already indicated in Figure 3, the RCMs, including TSMP, tend to overestimate the precipitation w.r.t. the reference datasets. The annual cycle of evapotranspiration shows a maximum during summer season which is directly related to the available global radiation. In this comparison, TSMP shows unique spatial distribution of evapotranspiration over EURO-CORDEX domain, unlike the other RCMs and reference dataset, this is due to the fact that TSMP has a lateral redistribution of water leading to more moist river corridors areas with a high groundwater level, where the evaporative fraction is higher because of the connection to more moist subsurface layers.

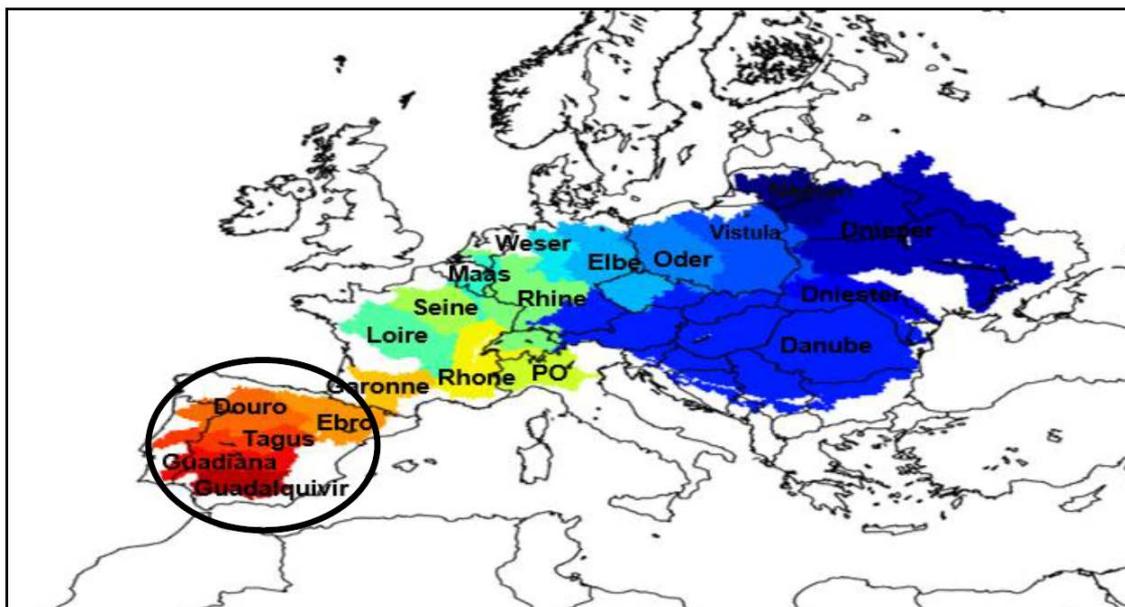


Figure 4: Twenty major European river catchments over the EURO-CORDEX domain. The catchments in Spain which are shown in this overview are marked with the red circle.

The empirical distributions are presented on daily basis from 1996 to 2008 for the four water cycle components over the five selected Spanish catchments, as shown in Figure 5. All these catchments are located at the same climatic region. The empirical frequency

distributions are indicative of an enhanced hydrological cycle in the RCMs, with higher frequencies throughout the intensity range of the RCMs and TSMP with reference to ERA-5.

In Figure 7 a Taylor diagrams (Taylor 2001) are used to present statistical indicators (standard deviation (Std), correlation coefficient (COR) and root mean square error (RMSE)) in a combined way w.r.t. the reference data sets for the annual water cycle components (precipitation, evapotranspiration, runoff and terrestrial water storage) over the five Spanish catchments (see Figure 1). Over the five catchments, max RMSE of precipitation is almost 30% w.r.t. E-OBS from all RCMs, TMSP and ERA-5. The Std is within range ± 10 from E-OBS's Std for most of RCMs, TMSP and ERA-5. Most of the RCMs, TMSP and ERA-5 show high correlation coefficient (higher than 0.8) w.r.t. E-OBS. Over Guadalquivir catchment, most RCMs, TSMP and ERA-5 have almost the same Std of the evapotranspiration w.r.t. GLEAM. For evapotranspiration, most of RCMs, TSMP and ERA-5 have higher Std than GLEAM over Guadiana, Douro and Tagus catchments and lower std than GLEAM over and Ebro catchment. Most of the RCMs and ERA-5 are underestimate runoff over the five catchments and have lower Std than E-RUN.

The overall analysis demonstrates the capability of the RCMs and TSMP to reproduce the overall characteristics of the water cycle over the EURO-CORDEX model domain, which is a prerequisite if, e.g., climate change projections with the CORDEX RCMs or TSMP are to be used for vulnerability, impacts, and adaptation studies. Whether TSMP shows added value in the representation of the water cycle as opposed to the EURO-CORDEX RCMs still has to be shown. An extensive reprocessing of TSMP diagnostics is under way.

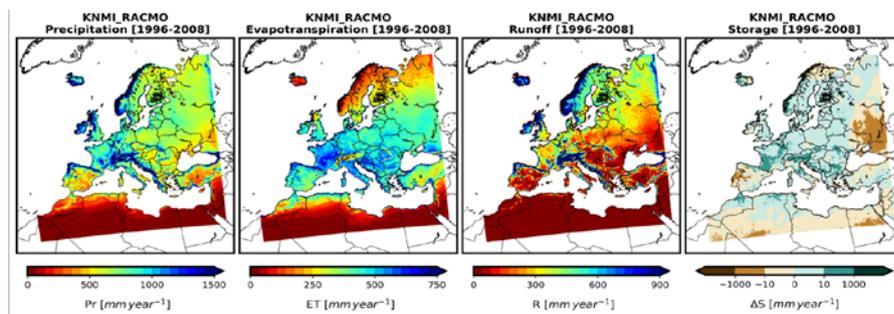


Figure 5: Average long-term annual sum of water cycle components P, ET, R and TWS from five different RCMs, TSMP, ERA-5 and reference data (E-OBS, GLEAM and E-RUN).

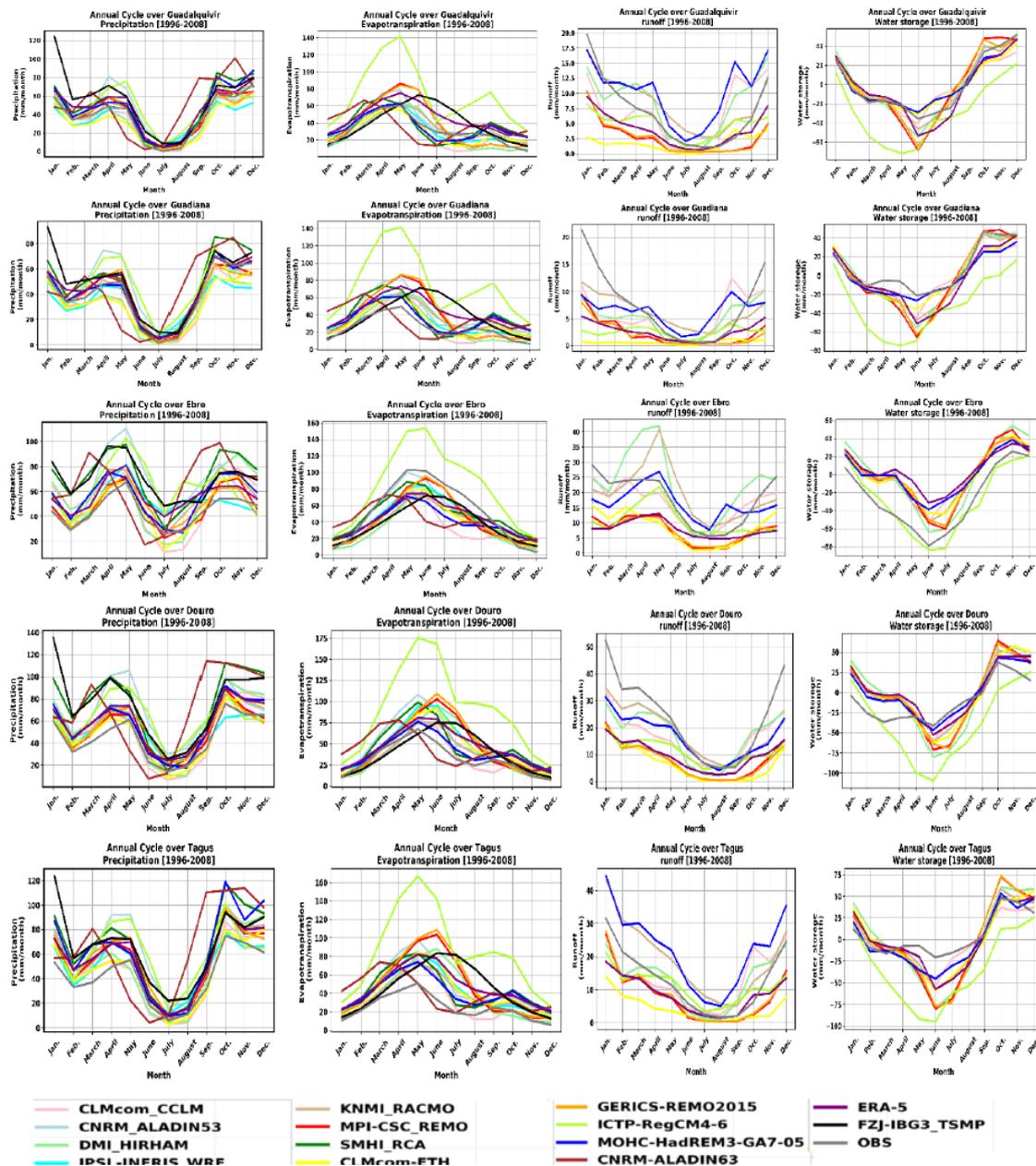


Figure 6: Long-term (1996-2008) mean average annual cycles of water cycle components over five Spanish catchments. Please note that for reasons of data reprocessing the runoff and storage are not yet provided for TSMP.

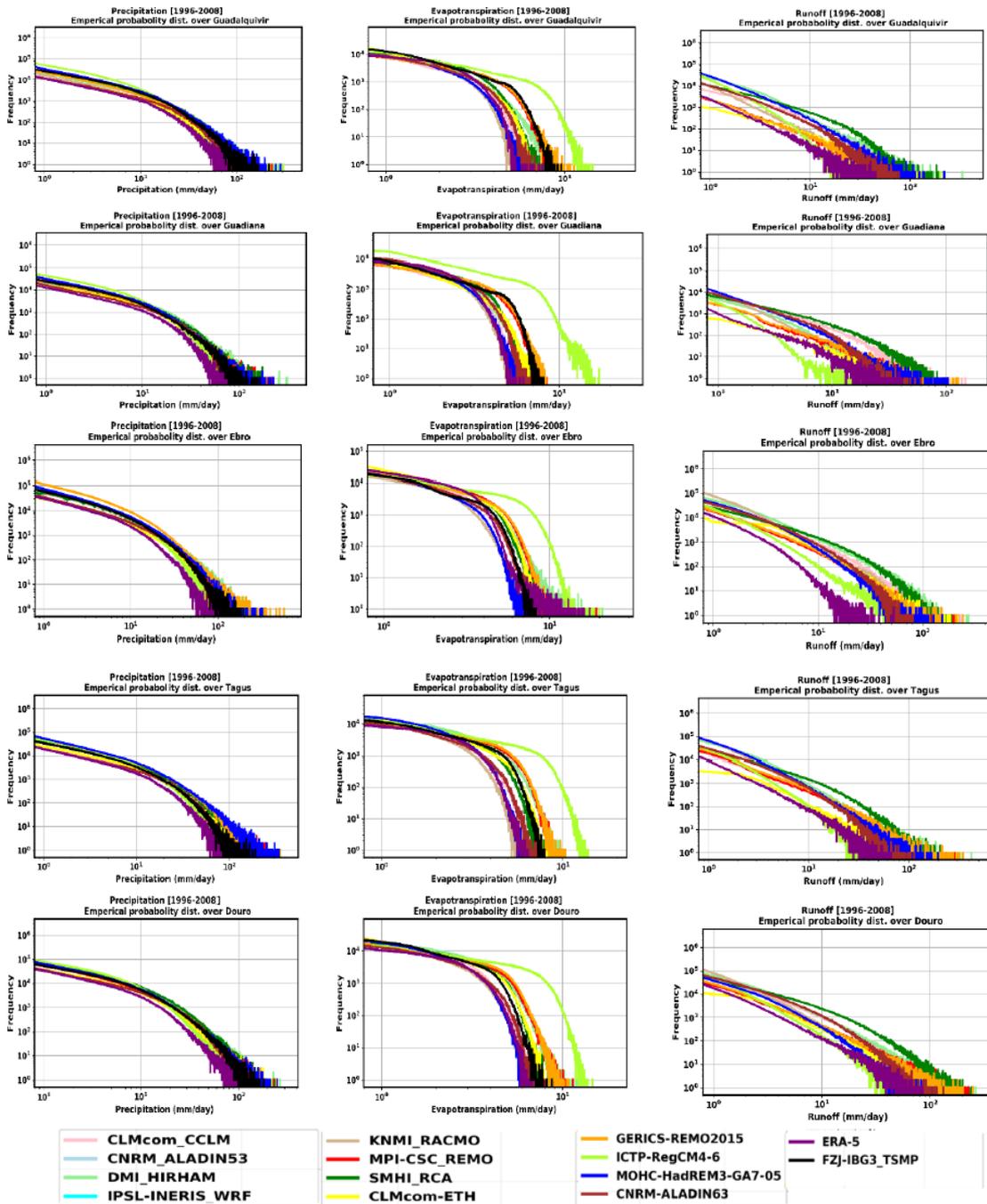




Figure 7: Empirical distributions of daily total precipitation, evapotranspiration and runoff for the timespan from Jan. 1996 to Dec.2008 of five selected Spanish catchments (Guadalquivir, Guadiana, Ebro, Tagus and Douro). Please note that for reasons of data reprocessing the runoff and storage are not yet provided for TSMP.

Developing and analysing the matrices

Once the simulations are performed, we used RStudio software to calculate the particular metrics to develop the matrices. These metrics are variable and should respond to the needs of the study case. In this sense, many metrics were used in order to include as many as possible into the DSS tool to give the user the possibility to choose among them.

Since the matrices must reproduce forest-water-soil-climate-fire relationships, the used metrics are directly and indirectly related with one or more elements (water, soil, climate and fire), although at this point of the project, it is possible that more metrics will be included into the DSS tool as more study cases are going to be included. The used metrics in this Deliverable are:

- Leaf Area Index (LAI, m²/m): is a parameter that describes the primary growth dynamics of the forest and part of the physical structure. Therefore, it is directly related with all the elements: water, soil, climate and fire, as a slight modification on any of them will affect this metric.
- Evapotranspiration (ET, mm): as explained before, water is one of the most important geo-ecosystem components, and ET represents the ecosystem water consumption.
- Stand transpiration (Tr, mm): it represents plants (trees or shrubs in this case) water consumption, which is directly related to water, soil, climate and fire.
- Outflow (mm): water contribution.
- Water stress days: which is directly related to climate change.



- Above ground C stock (Kg/m²): related to secondary growth and climate change.
- Fire risk
- Revenues from water (€): related to social-economy of the case study.

Using the matrices in a real study case

With one of the study cases, Carraixet, the set up models RHESSys and ECO-TETIS were used to show the Valencian Regional Government the results of forest management, a real quantification of the produced goods and services and the potential of the future DSS tool.

5. Description of the activities

The development of the matrices and its subsequently introduction into the first DSS version was carried out by accomplishing the following steps:

1.- Compiling and processing the necessary information to use the three eco-hydrological models.

Carraixet study case: first an analysis of the effect of topography (slope and orientation) and soil type were carried out by using the basic forest structure classification of Action A1 and the Landsat NDVI time series (2000-2019). The results confirm the presence of this effect with a confidence level of $p\text{-value} = 0.05$ and therefore, one more time, the need of using distributed modelling. Subsequently, since as mentioned in the previous section ECO-TETIS does not calculate yet C variables, to perform the matrices both ECO-TETIS and RHESSys were used. In the case of TETIS, the information was already prepared in Action A1. In the case of RHESSys the procedure is described as follows:

- 1.- Downloading and installing the model from: <https://github.com/RHESSys/RHESSys/wiki>. This model works on Unix or IOS system, therefore, if using Windows it is necessary to install a virtual machine where Unix can be used.
- 2.- Preparing the model inputs: this model needs several files with a certain format to be used. These files are:
 - Worldfile: describes the vegetation and topography along the study area (Figure 8).



```

_world world2 1
_basin basin6 1
  x          value 0.0
  y          value 0.0
  z          aver dem3
  basin_parm_ID value 1
  latitude   value 39.00
  basin_n_basestations dvalue 0
  _hillslope hillslope5 1
    x          value 0.0
    y          value 0.0
    z          aver dem3
    hill_parm_ID value 1
    gw.storage value 0.0
    gw.NO3     value 0.0
    hillslope_n_basestations dvalue 0
  _zone zones5 1
    x          value 0.0
    y          value 0.0
    z          aver dem3
    zone_parm_ID value 1
    area       area
    slope      aver slope3
    aspect     spavg aspect3 slope3
    precip_lapse_rate value 1.0
    e_horizon  aver h0
    w_horizon  aver h180
    zone_n_basestations dvalue 1
    zone_basestation_ID dvalue 101
    _patch veget22 1
      x          value 0.0
      y          value 0.0
      z          aver dem3
      soil_parm_ID zones5 1
      landuse_parm_ID value 1
      fire_default_ID value 1
      area       area
      slope      aver slope3
      lna        value 7.0
      Ksat_vertical value 1.0
      mpar       value 0.0
      rz_storage value 0.0
      unsat_storage value 0.0
      sat_deficit value 0.0
      snowpack.water_equivalent_depth value 0.0
      snowpack.water_depth value 0.0
      snowpack.T value 0.0
      snowpack.surface_age value 0.0
      snowpack.energy_deficit value 0.0
      litter.cover_fraction value 1.0
      litter.rain_stored value 0.0
      litter_cs.litr1c value 0.031
      litter_ns.litr1n value 0.00093
      litter_cs.litr2c value 0.0
      litter_cs.litr3c value 0.0
      litter_cs.litr4c value 0.0
      soil_cs.soil1c value 0.0
      soil_ns.sminn value 0.0
      soil_ns.nitrate value 0.0
      soil_cs.soil2c value 0.0
      soil_cs.soil3c value 0.0
      soil_cs.soil4c value 0.0
      patch_n_basestations dvalue 0
      canopy strata veget22 1

```

Figure 8: Fragment of an example worldfile.

- Flowtable: describes the spatial relationships between the different regions (Figure 9).

231

891000	891000	1	71	57	891	10000	10000	0	2651.253	8
801000	801000	1							0.00622579	
825000	825000	1							0.3676128	
816000	816000	1							0.03302539	
871000	871000	1							0.1761354	
859000	859000	1							0.2818167	
848000	848000	1							0.01893456	
879000	879000	1							0.1056813	
867000	867000	1							0.01056813	
879000	879000	1	71	58	879	10000	10000	0	2684.252	8
871000	871000	1							0.004539277	
891000	891000	1							0	
859000	859000	1							0.01134819	
867000	867000	1							0.1361783	
848000	848000	1							0.3517939	
806000	806000	1							0.01270735	
839000	839000	1							0.4539277	
827000	827000	1							0.0295053	
871000	871000	1	70	57	871	10000	10000	0	1249.338	8
796000	796000	1							0.01422447	
801000	801000	1							0.1921125	
825000	825000	1							0.1146264	
849000	849000	1							0.548213	
891000	891000	1							0	
879000	879000	1							0	
867000	867000	1							0.0996751	
846000	846000	1							0.03114847	
867000	867000	1	70	58	867	10000	10000	0	2890.484	8



Figure 9: Fragment of an example flowtable.

- Climatic data: at least maximum and minimum temperature and precipitation. For this study case, we also used vapor pressure deficit and solar radiation.
- Parameter files for: soil and vegetation.

To prepare these inputs it is necessary first to pre-process the spatial information in a GIS software, in this case QGIS 2.8 was used. From this sub-step the maps DTM, stream network, orientation, slope, world, sub-catchments, zones and patches (vegetation) are obtained. Subsequently, all this information is processed with RStudio (RHESSysPreprocessing package) in order to perform the inputs.

Wüstebach study site: For CLM5 the procedure is as follows:

1.- Clone the release branch from the git repository from: <https://github.com/ESCOMP/ctsm> and follow any additional instructions provided there. CLM5 works on Unix systems, therefore, if using Windows, it is necessary to install a virtual machine where Unix can be used. System dependent configuration files have to be created for new systems, and required software libraries might need to be installed.

2.- Prepare the model input files. These files are:

- The domain netCDF file: Describes the grid structure of the simulated domain. Created using tools provided by CLM5.
- The surface netCDF file: Describes all surface properties of the domain. Generated from global files using tools provided by CLM5.
- The land use timeseries netCDF file: Describes the changes in vegetation type (i.e., plant functional type) for each year.
- Additional, case independent setup and property files are automatically downloaded from the NCAR repository.
- Atmospheric forcing netCDF files have to pre-processed from local weather stations or from climatic projections.

- Additionally, for data assimilation the observed soil water content has to be pre-processed into netCDF files for PDAF.

2.- Calibrating and validating the models: this step implies the use of data to calibrate with. It usually takes from 2-6 weeks full time preparing the information and running simulations until the desired performance is reached.

Carraixet study case: the used data are the same as the used in Action A1 (soil moisture, stand transpiration and remote sensing).

Wüstebach study site: it is equipped with extensive measurement infrastructure from the TERENO project including a soil moisture sensor network and a deforestation / re-naturalization experiment by the national park forest management in the area. This first step included pre-processing the measurements from 150 sensor stations, spinning up the CLM5 model for this site, running the first simulations, and analysing the results. In a second step, the CLM5 has been coupled to the Parallel Data Assimilation Framework (PDAF). Data assimilation enables the model to incorporate observational data so that model simulations are closer to reality, for example for the representation of soil water content. Data assimilation allows to estimate critical and sensitive model parameters like soil properties (see Figure 10 for the working scheme).

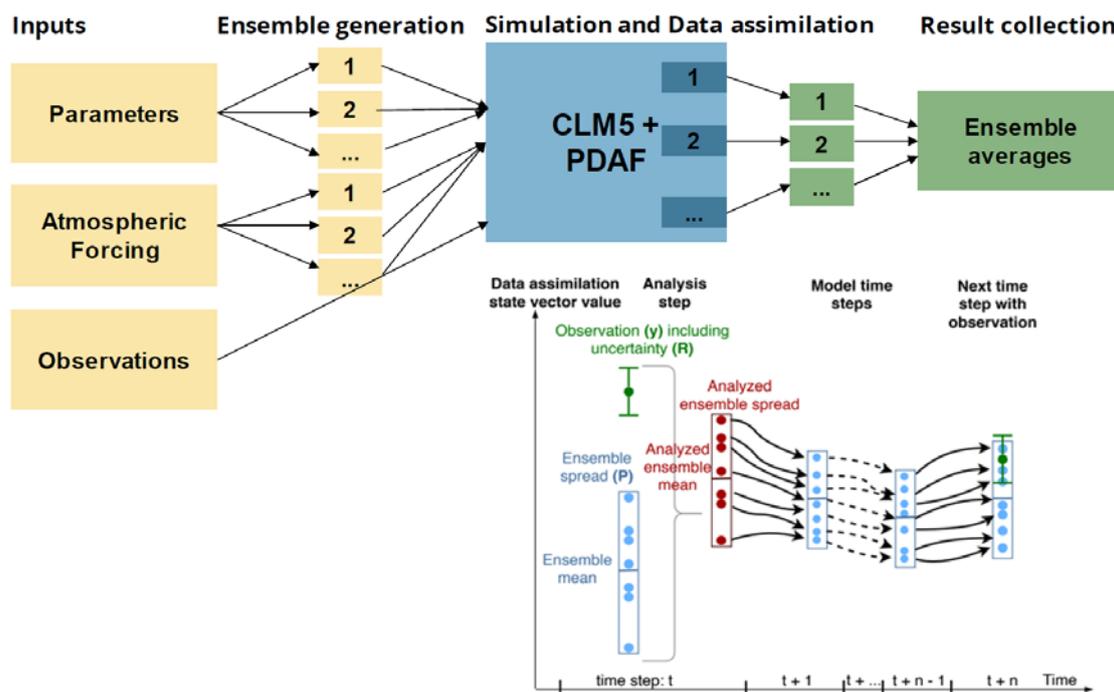




Figure 10: working scheme used with CLM5 model.

3.- Running the simulations:

At this point, the models are already calibrated and validated and therefore ready to use. The simulations are performed using the current forest management situation (no management at all) and different management intensities. Thus, it is necessary to generate the model inputs for these management options. In the case of ECO-TETIS, the forest cover map is modified at each management scenario. When using RHESSys, a new worldfile must be generated for each management scenario where the C pools, forest cover, gap fraction and stem density will be modified accordingly. Climate change scenarios have been analysed when using ECO-TETIS, and it is expected to couple them as well with RHESSys.

Likewise, in the case of Wüstebach, different climatic projections were also studied, which obviously implies transforming these projections into CLM5 climatic inputs. Every climate projection is stored in an individual netCDF file. Each climate projection is then considered one ensemble member. Input namelist files have to be configured for each ensemble member and then CLM5 in ensemble mode can be used to simulate climate projections at the same time.

4.- Performing the matrices:

Once all the simulations are carried out, the results are compiled and pre-processed if necessary to calculate the desired metrics that will describe reproduce forest-water-soil-climate-fire relationships (see Methods section).

Carraixet study case: the software RStudio was used to combine the results from both models. The results from RHESSys are pre-processed using RHESSysIOinR package.

Wüstebach study site: Python scripts are used to collect and calculate the mean of the individual ensemble member results. These ensemble means are then post-processed using additional Python scripts.

5.- Analysis of the results:



The matrices are analysed in three steps:

- 1.- To make sure the properly reproduce forest-water-soil-climate-fire relationships.
- 2.- To evaluate its utility as a first approach for a potential user, where the main effects of forest management can be stated.
- 3.- To be reproduced and used with the DSS tool.

Regarding to the second point, evaluate its utility as a first approach for a potential user, after finishing the firsts matrices, the team organised a meeting with the Valencian Regional Government (Divalterra) to show the effects of forest management on the analysed variables. This meeting raised the interest not just in the future potential of the DSS tool, but also in the capability of the tool into quantifying the provisioning of goods and services such as water, C stock or biomass. In this sense, Divalterra asked for an early application of the tool in Serra's public forest in order to optimize the forest management devoted to fire risk diminishing. This application will be carried out in Action C1.

6. Results and conclusion

Matrices:

Carraixet study case: The matrices presented here (Table 4) correspond to those forest structures within the study site where forest management can be carried out, leaving the rest of the structures out of the analysis because of low forest cover and/or steep slope.

Table 4: Matrices to describe forest-water-soil-climate-fire relationships at Carraixet study case.

Forest structure	Slope (%)	Aspect (°)	Thinning (%)	LAI (m/m)	Fire risk	C (Kg/m ²)	ET (mm)	Tr (m)	Water contribution (m)	Avg €/yr	Water Stress (days/yr)
Quercus ilex	29	50.2	0	1.98	High	2.93	0.19	0.14	0.10	401.50	185
			20	2.03	Above avr	2.46	0.16	0.12	0.11	421.58	187
			30	1.79	Above avr	2.17	0.14	0.11	0.11	429.61	187
			40	1.52	Above avr	1.88	0.12	0.09	0.11	441.65	186
			60	0.97	Above avr	1.27	0.08	0.06	0.12	461.73	185
	33	160.1	0	1.61	High	2.50	0.16	0.11	0.02	311.89	183
			20	1.60	Above avr	2.09	0.14	0.09	0.02	343.24	185
			30	1.40	Above avr	1.85	0.12	0.09	0.02	356.95	184
			40	1.20	Above avr	1.60	0.11	0.07	0.02	367.78	183
			60	0.77	Above avr	1.08	0.07	0.05	0.02	406.02	183
Shrub	23	47.9	0	1.72	High	2.69	0.16	0.12	0.02	113.55	186
			20	1.74	Above avr	2.25	0.14	0.10	0.02	124.62	188
			30	1.52	Above avr	1.99	0.12	0.09	0.03	130.94	187
			40	1.29	Above avr	1.72	0.10	0.08	0.03	137.06	187
			60	0.82	Above avr	1.16	0.06	0.05	0.03	151.36	186

	30	344.5	0	1.30	High	2.09	0.12	0.09	0.90	1642.55	186
			20	1.26	Above avr	1.76	0.10	0.08	0.88	1601.96	188
			30	1.09	Above avr	1.55	0.08	0.07	0.89	1625.24	188
			40	0.92	Above avr	1.33	0.07	0.06	0.90	1649.05	187
			60	0.57	Above avr	0.89	0.04	0.04	0.93	1696.17	186
	8	80.4	0	0.84	High	1.55	0.07	0.06	1.22	1339.30	186
			20	0.78	Above avr	1.30	0.06	0.05	1.19	1300.69	188
			30	0.67	Above avr	1.14	0.05	0.04	1.20	1316.39	189
			40	0.56	Above avr	0.98	0.04	0.03	1.22	1332.21	188
			60	0.35	Above avr	0.65	0.03	0.02	1.25	1364.73	186
Pinus pinaster + Quercus ilex	5	21	0	1.45	High	7.73	0.09	0.07	0.93	3387.24	155
			20	0.93	Above avr	5.90	0.06	0.05	0.92	3345.99	156
			30	0.71	Above avr	5.01	0.05	0.03	0.93	3394.98	156
			40	0.52	Above avr	4.17	0.04	0.03	0.94	3438.32	156
			60	0.23	Above avr	2.59	0.02	0.01	0.96	3507.14	155
	23	199	0	2.19	High	6.33	0.37	0.17	0.00	17.21	210
			20	1.94	Above avr	5.17	0.30	0.14	0.01	19.36	212
			30	1.68	Above avr	4.54	0.26	0.13	0.01	20.15	212
			40	1.41	Above avr	3.91	0.22	0.11	0.01	20.78	212
			60	0.88	Above avr	2.62	0.14	0.07	0.01	23.33	210
	31	160	0	0.68	High	1.33	0.06	0.05	0.03	98.51	187
			20	0.62	Above avr	1.11	0.05	0.04	0.03	107.63	189
			30	0.53	Above avr	0.97	0.04	0.03	0.03	109.21	189
			40	0.45	Above avr	0.83	0.03	0.03	0.03	111.48	188
			60	0.27	Above avr	0.56	0.02	0.02	0.03	118.40	187
Stem-exclusion Aleppo pine	17	295	0	2.89	High	7.57	0.48	0.38	0.01	237.06	304
			20	2.60	Above avr	6.83	0.41	0.33	0.01	288.48	306
			30	2.27	Above avr	6.14	0.37	0.30	0.01	318.63	305

			40	1.95	Above avr	5.45	0.33	0.28	0.01	356.3 2	305
			60	1.31	Above avr	3.92	0.23	0.20	0.01	465.6 6	304
Mature Aleppo pine	17	233	0	1.52	High	2.98	0.20	0.11	0.04	279.9 3	198
			20	1.44	Above avr	2.53	0.17	0.10	0.04	298.4 5	200
			30	1.24	Above avr	2.22	0.15	0.08	0.04	305.9 9	200
			40	1.04	Above avr	1.92	0.12	0.07	0.04	313.3 7	199
			60	0.64	Above avr	1.28	0.08	0.05	0.05	338.8 6	198
	30	181	0	1.61	High	2.50	0.16	0.11	0.02	3118. 90	183
			20	1.60	Above avr	2.09	0.14	0.09	0.02	3432. 38	185
			30	1.40	Above avr	1.85	0.12	0.09	0.02	3569. 51	184
			40	1.20	Above avr	1.60	0.11	0.07	0.02	3677. 78	183
			60	0.77	Above avr	1.08	0.07	0.05	0.02	4060. 16	183
Mature Pinus pinaster	23	157	0	1.96	High	2.88	0.19	0.14	0.02	9016. 25	185
			20	2.02	Above avr	2.42	0.16	0.12	0.03	9395. 57	187
			30	1.78	Above avr	2.14	0.14	0.11	0.03	9567. 94	187
			40	1.52	Above avr	1.86	0.12	0.09	0.03	9757. 00	186
			60	0.97	Above avr	1.25	0.08	0.06	0.03	1054 2.03	185
Stem- exclusion conifer+har dwood	23	316	0	2.45	High	9.11	0.32	0.18	0.00	135.4 5	211
			20	2.20	Above avr	7.52	0.26	0.15	0.00	150.3 1	213
			30	1.90	Above avr	6.61	0.23	0.13	0.00	155.1 3	212
			40	1.60	Above avr	5.70	0.19	0.12	0.00	159.8 9	212
			60	1.00	Above avr	3.82	0.12	0.08	0.00	176.6 1	211
Very young Aleppo pine	15	60	0	0.73	High	5.69	0.07	0.06	0.94	3447. 34	214
			20	0.63	Above avr	4.61	0.06	0.04	0.92	3351. 57	215
			30	0.55	Above avr	4.04	0.05	0.04	0.93	3378. 85	215
			40	0.46	Above avr	3.48	0.04	0.03	0.93	3405. 83	215
			60	0.29	Above avr	2.33	0.03	0.02	0.95	3459. 18	214

Afforestation in Aleppo pine	29	241	0	2.94	High	15.01	0.51	0.35	0.00	545.99	296
			20	2.56	Above avr	12.64	0.44	0.31	0.00	698.27	299
			30	2.24	Above avr	11.19	0.40	0.28	0.00	773.32	298
			40	1.91	Above avr	9.72	0.35	0.26	0.00	857.45	297
			60	1.26	Above avr	6.68	0.24	0.18	0.01	1190.41	296
Afforestation in conifer+hard wood	16	232	0	1.73	High	3.71	0.19	0.12	0.01	2740.14	184
			20	1.71	Above avr	3.09	0.16	0.11	0.02	3053.08	186
			30	1.49	Above avr	2.71	0.14	0.09	0.02	3161.75	186
			40	1.26	Above avr	2.34	0.12	0.08	0.02	3276.89	186
			60	0.79	Above avr	1.57	0.08	0.05	0.02	3630.66	184

These matrices describe forest-water-soil-climate-fire relationships of the targeted forest structures under different management intensities (thinning 20, 30, 40 or 60 % of the forest cover) at its different spatial locations. In general, positive effects can be deduced from forest management, which reduces fires risk and water consumption, and for instance increases water contribution. However, the selected metrics behave different according to slope and aspect variables, which represent the different spatial locations. In agreement with this differential behaviour, when trying to translate these relationships into mathematical equations, the adjust decreased with the number of different locations (Table 5). This behaviour, as explained in the introduction section is completely normal, and reflects the need of using an optimization algorithm to deal with all this variability. Furthermore, looking closely to the numbers, a differential pattern among metrics is observed. For instance, while thinning decreases forest water consumption, which could be considered as a positive effect, some management intensities can also increase the water stress days, which can be negative when dealing with climate change.

Table 5: forest-water-soil-climate relationships of Carraixet study case.

Forest structure	LAI(m/m)	ET(mm)	Transp(mm)	C(Kg/m2)
Quercus ilex	LAI=- 0.0161x+1.969 R ² =0.68	ET=- 0.0017x+0.1796 R ² =0.91	Tr=- 0.0011x+0.1281 R ² =0.77	C=- 0.0258x+2.7557 R ² =0.90
Shrub	LAI=- 0.0123x+1.3971 R ² =0.35	ET=- 0.0012x+0.1176 R ² =0.42	Tr=- 0.0009x+0.0915 R ² =0.42	C=- 0.0203x+2.1474 R ² =0.57
Pinus pinaster + Quercus ilex	LAI=- 0.0165x+1.4604 R ² =0.31	ET=- 0.0019x+0.1721 R ² =0.12	Tr=- 0.001x+0.0952 R ² =0.18	C=- 0.0536x+5.1265 R ² =0.24
Stem-exclusion Aleppo pine	LAI=- 0.027x+3.0166 R ² =0.97	ET=-0.0042x+0.49 R ² =0.99	Tr=- 0.003x+0.3862 R ² =0.98	C=-0.0617x+7.83 R ² =0.97
Mature Aleppo pine	LAI=- 0.0149x+1.6927 R ² =0.86	ET=- 0.0019x+0.1868 R ² =0.88	Tr=- 0.0011x+0.1147 R ² =0.98	C=- 0.0262x+2.7889 R ² =0.88
Mature Pinus pinaster	LAI=- 0.0174x+2.173 R ² =0.83	ET=- 0.0018x+0.1918 R ² =0.98	Tr=- 0.0013x+0.1438 R ² =0.97	C=- 0.0273x+2.9267 R ² =0.99
Stem-exclusion confifer+hardwood	LAI=- 0.0247x+2.573 R ² =0.97	ET=- 0.0032x+0.3203 R ² =0.99	Tr=- 0.0017x+0.1827 R ² =0.99	C=- 0.0884x+9.2069 R ² =0.99
Very young Aleppo pine	LAI=- 0.0076x+0.7594 R ² =0.985	ET=- 0.056x+5.7119 R ² =0.99	Tr=- 0.0006x+0.0558 R ² =0.99	C=- 0.056x+5.7119 R ² =0.99
Afforestation Aleppo pine	LAI=- 0.0285x+0.30372 R ² =0.98	ET=- 0.0045x+0.5231 R ² =0.99	Tr=- 0.0028x+0.3622 R ² =0.98	C=- 0.1396x+15.235 R ² =0.99
Afforestation conifer+hardwood	LAI=- 0.0165x+1.891 R ² =0.89	ET=- 0.0019x+0.1953 R ² =0.98	Tr=- 0.0011x+0.1231 R ² =0.96	C=- 0.0359x+3.7595 R ² =0.99

The climate change scenarios analysed are:

	GCM	RCM
CORDEX-EUR-11-ESGF_pts20181218	CNRM-CERFACS-CNRM-CM5	CLMcom-CCLM4-8-17
		CNRM-ALADIN53
		RMIB-UGent-ALARO-0
		SMHI-RCA4

	ICHEC-EC-EARTH	KNMI-RACMO22E
	IPSL-IPSL-CM5A-MR	IPSL-INERIS-WRF331F SMHI-RCA4
	MOHC-HadGEM2-ES	CLMcom-CCLM4-8-17 KNMI-RACMO22E (v2) SMHI-RCA4
	MPI-M-MPI-ESM-LR	CLMcom-CCLM4-8-17 MPI-CSC-REMO2009 SMHI-RCA4 (v1a)
	NCC-NorESM1-M	DMI-HIRHAM5 (v2)

Detailed information about this procedure can be found in Annex I.

Wüstebach study site:

The matrix for the Wüstebach study site (Table 6) presents three different aspects. First, the matrix compares the ecosystem variables from before and after the clear-cut. In all simulations, soil water content increases slightly after deforestation while outflow increases as well. Transpiration decreases after deforestation and evapotranspiration (ET) decreases as well (Figure 12).

Second, it compares the effect of different simulations, specifically, the effects of introducing data assimilation of in-situ measurements for state variables and also to update soil parameters. Most notable, data assimilation increases soil moisture since observations of Wüstebach show mostly wetter soil than default CLM5 simulations (Figure 13).

Last, the matrix compares the atmospheric forcings from daily climate model data including historical data and future projections. The simulations with climate model data do not include the deforestation and therefore Biomass, GPP, and LAI all increase with time while at the same time soil moisture stays steady (Figure 11).

Table 6: Forest-water-soil-climate-fire matrices of the Wüstebach catchment. The values represent ensemble average values including spread (+/- one standard deviation). Columns with "Before" refer to the deforestation / reforestation experiment in 2013, i.e., the time periods 2009-2012 and 2013-2018 respectively. "OL" refers to open-loop simulations without data assimilation, "DA" refers to data assimilation of soil moisture, and "DA Param." refers to assimilation of soil moisture including parameter updates. Climate columns refer to the simulations using daily climatic data as forcings.

Variable	OL Before	OL After	DA Before	DA After	DA Param . Before	DA Param . After	Climat e 1950 - 2005	Climat e 2006 - 2100
Soil Moisture 5cm (cm/cm)	0.42 +/- 0.03	0.43 +/- 0.04	0.44 +/- 0.04	0.45 +/- 0.05	0.45 +/- 0.06	0.47 +/- 0.06	0.45 +/- 0.03	0.45 +/- 0.02
Biomass (KgC/m²)	17.03 +/- 0.12	1.41 +/- 3.14	17.10 +/- 0.17	1.41 +/- 3.14	17.04 +/- 0.21	1.40 +/- 3.10	19.14 +/- 3.18	20.10 +/- 6.01
GPP (KgC/m²)	0.12 +/- 0.06	0.01 +/- 0.02	0.12 +/- 0.06	0.01 +/- 0.02	0.12 +/- 0.06	0.01 +/- 0.02	0.11 +/- 0.04	0.14 +/- 0.05
Fire (KDBI)	162.38 +/- 156.83	136.58 +/- 169.86	-	-	-	-	-	-
LAI (m²/m²)	4.15 +/- 0.11	0.37 +/- 0.78	4.17 +/- 0.11	0.37 +/- 0.78	4.05 +/- 0.14	0.34 +/- 0.72	4.40 +/- 1.67	5.53 +/- 2.03
Outflow (mm)	56.02 +/- 41.99	68.87 +/- 37.08	106.96 +/- 49.84	113.59 +/- 49.01	54.52 +/- 53.10	59.76 +/- 62.03	71.02 +/- 33.36	68.73 +/- 24.79
Transpiration (mm)	23.32 +/- 16.87	2.02 +/- 5.38	23.04 +/- 17.22	2.01 +/- 5.38	22.31 +/- 16.56	1.69 +/- 4.42	10.57 +/- 4.70	12.21 +/- 4.55
ET (mm)	36.28 +/- 23.76	20.38 +/- 20.93	36.21 +/- 24.16	21.02 +/- 21.33	35.42 +/- 23.69	18.45 +/- 19.06	23.75 +/- 7.54	31.16 +/- 6.22

The time series of preliminary results from CLM5 simulations with the daily climate data (Figure 11) show a steady ensemble average for the annual and summer averages of soil water content at 5 cm depth. The Keetch-Byram drought index shows an increase in the climate projections, but stays within the lowest category for the Wüstebach site, indicating that the site would also at the end of the 21st century not very much affected by drought.

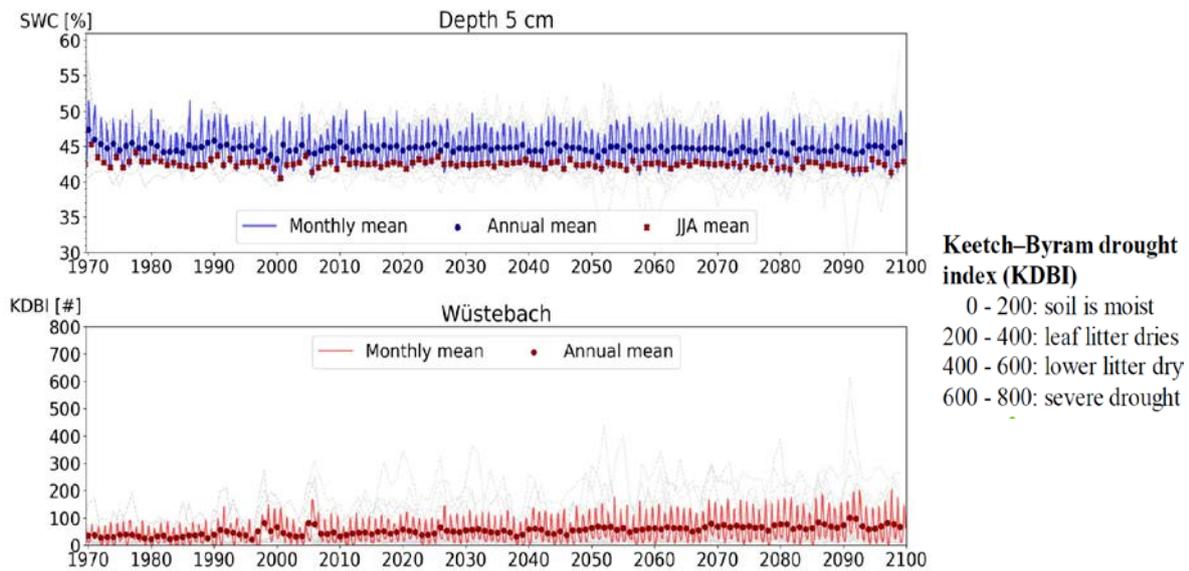


Figure 11: Soil water content at 5cm depth and Keetch-Byram drought index for daily climate projection data simulations for the Wüstebach study site.

The deforestation at the Wüstebach study site has a large impact on various ecosystem variables, for example a significant decrease in evapotranspiration (Figure 12).

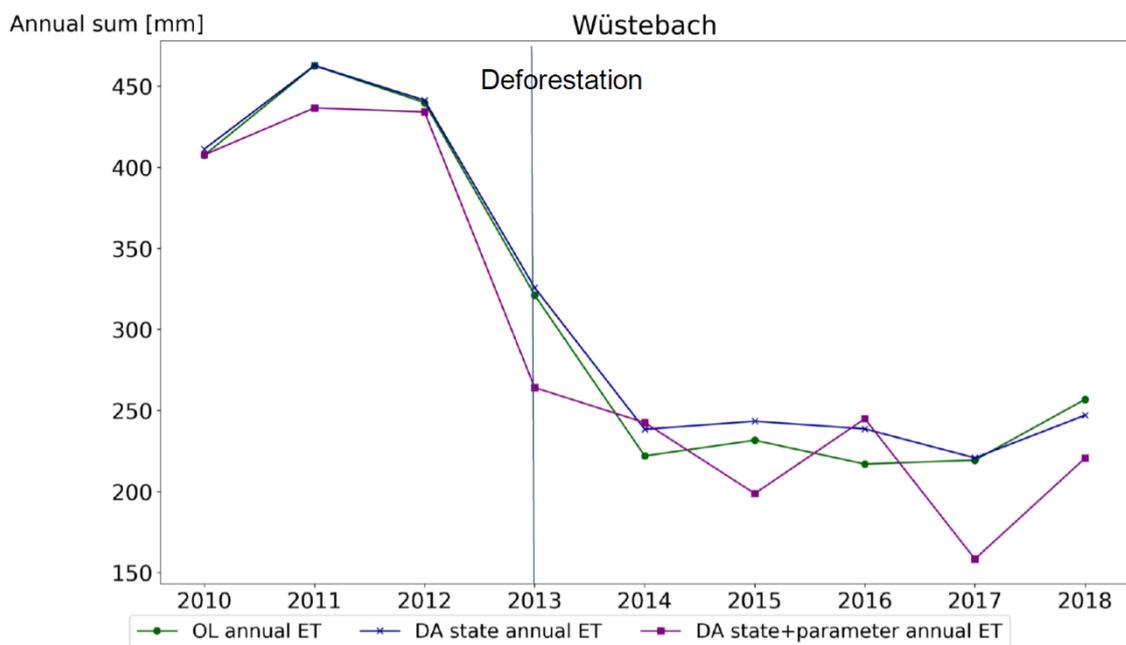


Figure 12: Annual sum of evapotranspiration for open-loop simulations without data assimilation (OL), simulations with data assimilation and updating of soil moisture only (DA state), and simulations with data assimilation and updating of soil moisture and soil parameters (DA state+parameter) simulations. The clearcut time point is also indicated in the graph.

Simulations with default CLM5 produce mostly too low soil water content at 5 cm depth (Figure 13) for the wet conditions found at the Wüstebach study site. Performing data assimilation improves the simulation results and updating soil parameters during data assimilation improves them further.

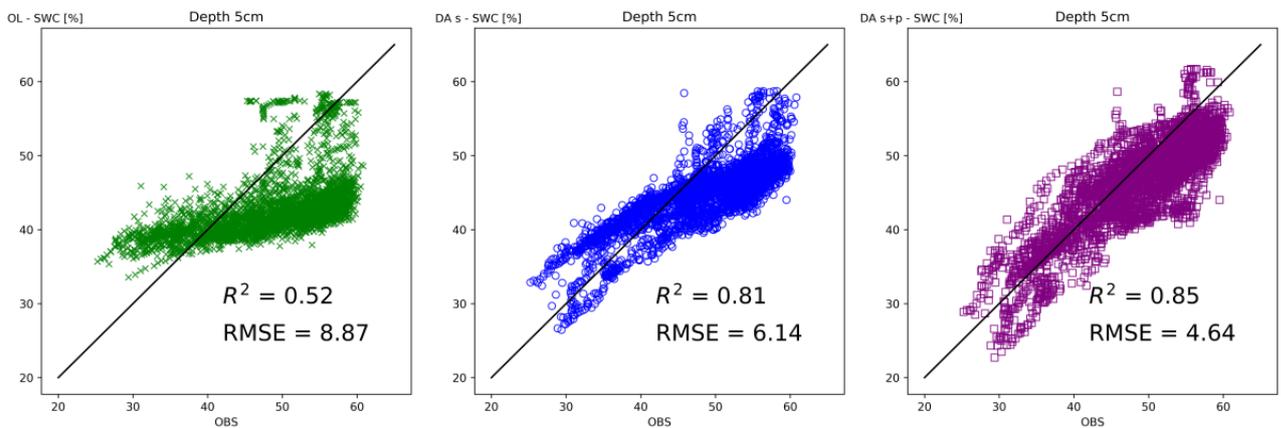


Figure 13: Comparison of in-situ measurements and simulation output of soil water content at 5 cm depth. Each marker represents one daily average in the simulation period of 2009 to 2018. Markers in the upper left triangle of each square imply that observations are drier than simulation results, conversely markers in the lower right triangle of each square means observations are wetter than simulation, and markers on the diagonal means observation and simulation are the same. Left and green shows open-loop simulation, i.e., without data assimilation. Middle and violet shows simulation with data assimilation of the state variable (soil water content). Right and magenta shows simulation with data assimilation of state variable and update of soil parameters.

Both environments produced different matrices as according to the goal of the project, the DSS tool has to couple to the social-ecological needs of the study site, thus, these two different environments will therefore pursue different objectives when applying adaptive management.

Using the matrices for a real study case:

This Deliverable deals with a real study case in Serra's public forest:

Divalterra (a company hired by the Regional Valencian Government) is the company in charge of forest management to face wildfires. They have established 19 Strategic Management Points (SMP) within Serra's public forest. These SMP are patches where they may carry forest management to decrease fire risk. In this sense, RHESys model was used to generate the matrices of these particular points under different management intensities (Table 7). As previously shown, the results conceived as individual patches are usually contradictories among them and/or the different variables, being therefore necessary the use of an optimization algorithm that helps to select the best options. This step is being developed in Action C1.

Table 7: Matrices of the strategic management points (SMP) of Divalterra under different management intensities. Water Rate is ET/PET.

SMP	Thinning	Tr	LAI	Soil Moisture	C	Outflow	ET	Water Rate
1	20	0.11	1.75	0.24	2.62	0.01	0.15	0.78
	30	0.10	1.52	0.24	2.31	0.01	0.13	0.78
	40	0.08	1.29	0.24	1.99	0.01	0.11	0.77
	60	0.06	0.82	0.24	1.34	0.01	0.07	2.68
2	20	0.10	1.45	0.24	2.20	0.02	0.15	1.29
	30	0.09	1.25	0.24	1.95	0.02	0.13	1.29
	40	0.07	1.05	0.24	1.68	0.03	0.11	1.29
	60	0.05	0.65	0.24	1.13	0.03	0.07	1.31
3	20	0.07	1.14	0.24	1.81	0.02	0.09	4.78
	30	0.06	0.99	0.24	1.59	0.02	0.07	5.45
	40	0.05	0.83	0.24	1.36	0.02	0.06	6.28
	60	0.03	0.51	0.24	0.91	0.02	0.04	9.20
4	20	0.08	1.37	0.24	1.97	0.02	0.11	3.99
	30	0.07	1.19	0.24	1.74	0.02	0.09	4.45
	40	0.06	1.00	0.24	1.49	0.02	0.08	5.32
	60	0.04	0.62	0.24	1.00	0.02	0.05	8.17
5	20	0.15	2.20	0.23	7.52	0.00	0.26	1.29
	30	0.13	1.90	0.23	6.61	0.00	0.23	1.30
	40	0.12	1.60	0.24	5.70	0.00	0.19	1.32
	60	0.08	1.00	0.24	3.82	0.00	0.12	1.35
6	20	0.10	1.38	0.24	2.74	0.01	0.13	0.71
	30	0.09	1.19	0.24	2.42	0.01	0.12	0.71
	40	0.07	1.00	0.24	2.08	0.01	0.10	0.70
	60	0.05	0.62	0.24	1.40	0.01	0.06	0.71
7	20	0.07	1.20	0.24	2.11	0.88	0.09	0.66
	30	0.06	1.03	0.24	1.84	0.89	0.08	0.67
	40	0.05	0.87	0.24	1.58	0.91	0.07	0.68
	60	0.03	0.54	0.24	1.06	0.93	0.04	0.70

8	20	0.10	1.61	0.24	2.10	0.00	0.13	0.70
	30	0.09	1.41	0.24	1.85	0.00	0.11	0.70
	40	0.07	1.19	0.24	1.60	0.00	0.10	0.70
	60	0.05	0.75	0.24	1.07	0.00	0.06	0.73
9	20	0.12	1.68	0.23	1.73	0.02	0.23	1.58
	30	0.10	1.46	0.24	1.54	0.02	0.20	1.60
	40	0.09	1.24	0.24	1.34	0.02	0.17	1.61
	60	0.06	0.76	0.24	0.92	0.02	0.11	1.69
10	20	0.09	1.60	0.24	2.09	0.02	0.14	0.80
	30	0.09	1.40	0.24	1.85	0.02	0.12	0.80
	40	0.07	1.20	0.24	1.60	0.02	0.11	0.81
	60	0.05	0.77	0.24	1.08	0.02	0.07	0.85
11	20	0.11	1.79	0.24	2.30	0.01	0.14	0.68
	30	0.09	1.56	0.24	2.03	0.01	0.12	0.68
	40	0.08	1.32	0.24	1.76	0.01	0.10	0.68
	60	0.05	0.84	0.24	1.18	0.02	0.07	0.71
12	20	0.12	2.02	0.24	2.42	0.03	0.16	0.69
	30	0.11	1.78	0.24	2.14	0.03	0.14	0.69
	40	0.09	1.52	0.24	1.86	0.03	0.12	0.69
	60	0.06	0.97	0.24	1.25	0.03	0.08	0.72
13	20	0.31	2.56	0.22	12.64	0.00	0.44	0.61
	30	0.28	2.24	0.22	11.19	0.00	0.40	0.62
	40	0.26	1.91	0.23	9.72	0.00	0.35	0.63
	60	0.18	1.26	0.23	6.68	0.01	0.24	0.65
14	20	0.10	1.76	0.24	2.17	0.13	0.14	0.65
	30	0.09	1.54	0.24	1.92	0.13	0.12	0.65
	40	0.08	1.32	0.24	1.66	0.13	0.10	0.65
	60	0.05	0.83	0.24	1.11	0.14	0.06	0.67
15	20	0.11	1.71	0.24	3.09	0.02	0.16	0.91
	30	0.09	1.49	0.24	2.71	0.02	0.14	0.92
	40	0.08	1.26	0.24	2.34	0.02	0.12	0.92
	60	0.05	0.79	0.24	1.57	0.02	0.08	0.98
16	20	0.09	1.56	0.24	2.15	0.02	0.12	0.67
	30	0.08	1.36	0.24	1.89	0.02	0.10	0.67
	40	0.07	1.15	0.24	1.63	0.02	0.09	0.68
	60	0.04	0.72	0.24	1.09	0.02	0.06	0.71
17	20	0.10	1.44	0.24	2.53	0.04	0.17	1.63
	30	0.08	1.24	0.24	2.22	0.04	0.15	1.64
	40	0.07	1.04	0.24	1.92	0.04	0.12	1.64
	60	0.05	0.64	0.24	1.28	0.05	0.08	1.68
18	20	0.12	1.95	0.24	2.21	0.82	0.16	0.70
	30	0.11	1.72	0.24	1.96	0.84	0.14	0.69
	40	0.09	1.49	0.24	1.70	0.86	0.12	0.69
	60	0.06	0.95	0.24	1.15	0.90	0.07	0.71



19	20	0.09	1.48	0.24	1.93	0.86	0.11	0.67
	30	0.08	1.29	0.24	1.70	0.87	0.10	0.67
	40	0.07	1.09	0.24	1.47	0.89	0.08	0.68
	60	0.04	0.68	0.24	0.99	0.92	0.05	0.69

6. References

Cornes, R., G. van der Schrier, E.J.M. van den Besselaar, and P.D. Jones. 2018: An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Datasets, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 123. doi:10.1029/2017JD028200.

Francés, F., Vélez, J.I., Vélez, J.J., 2007. Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. *J. Hydrol.* (0022-1694) 332 (1), 226–240. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.06.032>.

Furusho-Percot, C., Goergen, K., Hartick, C. Kulkarni, K. Keune, J. Kollet, S. Pan-European groundwater to atmosphere terrestrial systems climatology from a physically consistent simulation. *Sci Data* 6, 320 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0328-7>.

Gasper, F., Goergen, K., Kollet, S., Shrestha, P., Sulis, M., Rihani, J., and Geimer, M. (2014): Implementation and scaling of the fully coupled Terrestrial Systems Modeling Platform (TerrSysMP) in a massively parallel supercomputing environment -a case study on JUQUEEN (IBM Blue Gene/Q). *Geoscientific Model Development*, 7(5), 2531-2543. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-2531-2014>, 2014.

Gudmundsson, L. and Seneviratne, Sonia I(2016): E-RUN version 1.1: Observational gridded runoff estimates for Europe, link to data in NetCDFformat (69 MB).

Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B. et al. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg Environ Change* 14, 563–578 (2014). <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>.

Katragkou, E., García-Díez, M., Vautard, R., Sobolowski, S., Zanis, P., Alexandri, G., Cardoso, R. M., Colette, A., Fernandez, J., Gobiet, A., Goergen, K., Karacostas, T., Knist, S., Mayer, S., Soares, P. M. M., Pytharoulis, I., Tegoulis, I., Tsikerdekis, A., and Jacob, D.: Regional climate hindcast simulations within EURO-CORDEX: evaluation of a WRF multi-physics ensemble, *Geosci. Model Dev.*, 8, 603–618, <https://doi.org/10.5194/gmd-8-603-2015>, 2015.

Kotlarski, S., Keuler, K., Christensen, O. B., Colette, A., Déqué, M., Gobiet, A., Goergen, K., Jacob, D., Lüthi, D., van Meijgaard, E., Nikulin, G., Schär, C., Teichmann, C., Vautard, R., Warrach-Sagi, K., and Wulfmeyer, V.: Regional climate modeling on European scales: a joint standard evaluation of the EURO-CORDEX RCM ensemble, *Geosci. Model Dev.*, 7, 1297–1333, <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1297-2014>, 2014.

Kollet, S. J., & Maxwell, R. M. (2006). Integrated surface–groundwater flow modeling: A free-surface overland flow boundary condition in a parallel groundwater flow model. *Advances in Water Resources*, 29(7), 945–958. doi:10.1016/j.advwatres.2005.08.006



Kollet, S.; Gasper, F.; Brdar, S.; Goergen, K.; Hendricks-Franssen, H.-J.; Keune, J.; Kurtz, W.; Küll, V.; Pappenberger, F.; Poll, S.; Trömel, S.; Shrestha, P.; Simmer, C.; Sulis, M. Introduction of an Experimental Terrestrial Forecasting/Monitoring System at Regional to Continental Scales Based on the Terrestrial Systems Modeling Platform (v1.1.0). *Water* 2018, 10, 1697.

Kuffour, B. N. O., Engdahl, N. B., Woodward, C. S., Condon, L. E., Kollet, S., and Maxwell, R. M.: Simulating coupled surface–subsurface flows with ParFlow v3.5.0: capabilities, applications, and ongoing development of an open-source, massively parallel, integrated hydrologic model, *Geosci. Model Dev.*, 13, 1373–1397, <https://doi.org/10.5194/gmd-13-1373-2020>, 2020

Maraun, D. Bias Correcting Climate Change Simulations - a Critical Review. *Curr Clim Change Rep* 2, 211–220 (2016). <https://doi.org/10.1007/s40641-016-0050-x>

Martens, B., Miralles, D.G., Lievens, H., van der Schalie, R., de Jeu, R.A.M., Fernández-Prieto, D., Beck, H.E., Dorigo, W.A., and Verhoest, N.E.C.: GLEAM v3: satellite-based land evaporation and root-zone soil moisture, *Geoscientific Model Development*, 10, 1903–1925. doi:10.5194/gmd-10-1903-2017, 2017.

Maxwell, R. M. (2013). A terrain-following grid transform and preconditioner for parallel, large-scale, integrated hydrologic modeling. *Advances in Water Resources*, 53, 109–117. doi:10.1016/j.advwatres.2012.10.001.

Miralles, D.G., Holmes, T.R.H., de Jeu, R.A.M., Gash, J.H., Meesters, A.G.C.A., Dolman, A.J.: Global land-surface evaporation estimated from satellite-based observations, *Hydrology and Earth System Sciences*, 15, 453–469. doi:10.5194/hess-15-453-2011, 2011.

Shrestha, P., Sulis, M., Masbou, M., Kollet, S., and Simmer, C. (2014): A Scale-Consistent Terrestrial Systems Modeling Platform Based on COSMO, CLM, and ParFlow. *Monthly Weather Review*, 142(9), 3466–3483. doi:10.1175/MWR-D-14-00029.

Tague, C. L., & Band, L. E. (2004). RHESys: Regional Hydro-Ecologic Simulation System—An object-oriented approach to spatially distributed modeling of carbon, water, and nutrient cycling. *Earth interactions*, 8(19), 1-42.

Taylor, K.E. in a Single Diagram. *Journal of Geophysical Research* 2001, 106, 7183–7192. doi:10.1029/2000JD900719.

Vautard, R., Gobiet, A., Jacob, D. et al. The simulation of European heat waves from an ensemble of regional climate models within the EURO-CORDEX project. *Clim Dyn* 41, 2555–2575 (2013). <https://doi.org/10.1007/s00382-013-1714-z>.

PANGAEA. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.861371>



Pasquato, M., Medici, C., Friend, A.D., Francés, F., 2015. Comparing two approaches for parsimonious vegetation modelling in semiarid regions using satellite data. *Ecohydrology* (1936-0592) 8 (6), 1024–1036. <https://doi.org/10.1002/eco.1559>. <https://doi.org/10.1002/eco.1559>. ECO-14-0043.R1.

Ruiz-Pérez, G., González-Sanchis, M., Campo, A.D., Francés, F., 2016. Can a parsimonious model implemented with satellite data be used for modelling the vegetation dynamics and water cycle in water-controlled environments? *Ecol. Model.* (0304-3800) 324, 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.01.002> <http://www.sciencedirect>.

ANNEX I: step by step methodology with ECO-TETIS

This annex explains every step needed to use ECO-TETIS model under two different contexts: one where detailed and accurate information about hydrology and vegetation dynamics is available (Carraixet), and another one (Ceira) where the only available information is the one that can be founded on-line. Ceira study case is being currently developed in action C1, but we decided to expose here the firsts steps taken in this study case to better understand the potential of ECO-TETIS model, and the necessary steps under these two different contexts.

DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS CASOS DE ESTUDIO: CUENCA HIDROLÓGICA DEL BARRANCO DE CARRAIXET (VALENCIA, ESPAÑA) Y CUENCA HIDROLÓGICA DEL RÍO CEIRA (COIMBRA, PORTUGAL).

SITUACIÓN GEOGRÁFICA

Una cuenca hidrológica representativa de la climatología y la hidrología observable en los países meridionales europeos se seleccionó para la implementación del modelo ECO-TETIS y el análisis de escenarios de gestión forestal, cambio climático y cambio global.

El caso de estudio es la cuenca hidrológica del barranco del Carraixet (Valencia, España). El Barranco de Carraixet se encuentra en la Demarcación Hidrográfica del Júcar, en la provincia de Valencia. Nace en el municipio de Gátova, en la Sierra Calderona, recogiendo las aguas de la vertiente sur de la misma. Su desembocadura hacia el Mar Mediterráneo se encuentra al norte de la ciudad de Valencia, uno de los motores fundamentales de la zona oriental de España, más concretamente en el municipio de Alboraya.

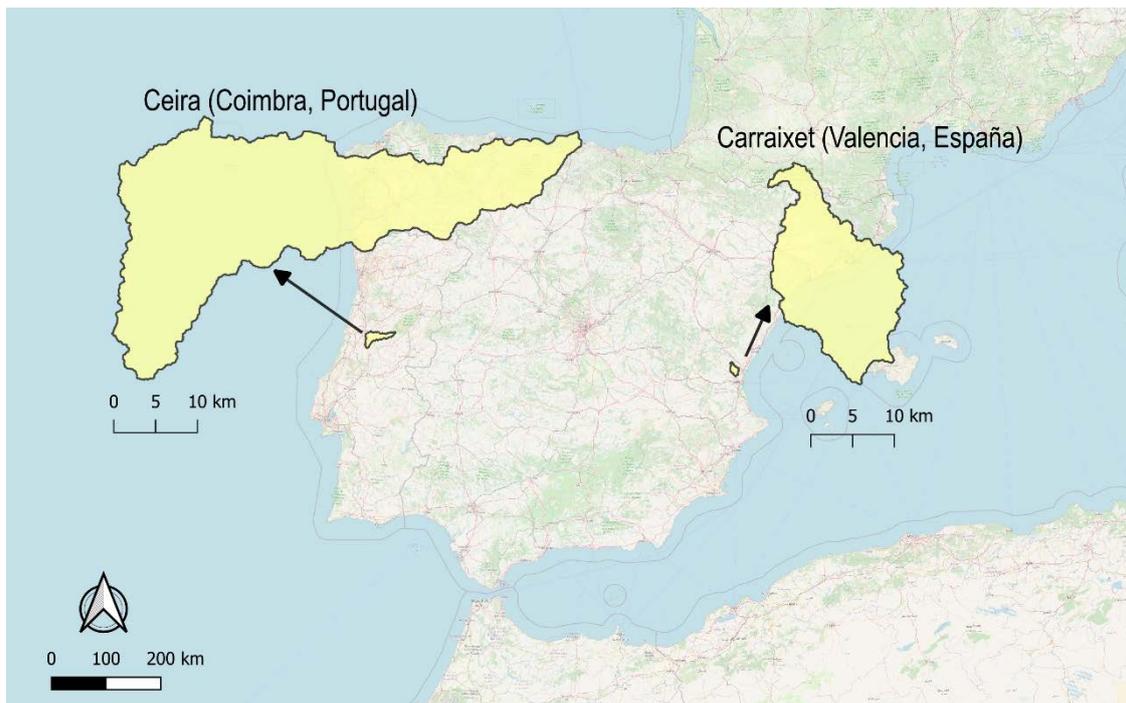


Figura 1. Situación geográfica de las cuencas hidrográficas del Río Ceira (Portugal) y el Barranco de Carraixet (España).

El segundo caso es la cuenca hidrológica del Río Ceira (Coimbra, Portugal). El Río Ceira se encuentra en la provincia de Coimbra y pertenece a la región morfoclimática 4 de Portugal, que abarca las cuencas de los ríos Mondego, Lis y Vouga. Nace en la Sierra de Açor, cerca del pueblo de Piódão, a unos 1300m de altitud sobre el nivel del mar. Ceira es afluente del Río Mondego, al que desemboca por su margen izquierda a unos metros aguas arriba de la ciudad de Coimbra. Este caso de estudio se está desarrollando dentro de la acción C1, y será por tanto expuesto en profundidad en el reporte de dicha acción.

La delimitación del área de estudio del Barranco de Carraixet se ha realizado con la herramienta *r.water.outlet* de GRASS y ha considerado la cuenca drenante hasta el punto en el que el cauce intersecta con la autovía A7 (coordenadas del punto de desagüe: 721950, 4384520m, ETRS89 30N EPSG: 25830). El interés sobre las áreas forestales de la cuenca y la facilidad para localizar el punto de desagüe en cualquier mapa, permiten la reproducibilidad del análisis y la disponibilidad de una región de 240.53 km², idónea por la representatividad de sus usos para el análisis de diferentes objetivos forestales.

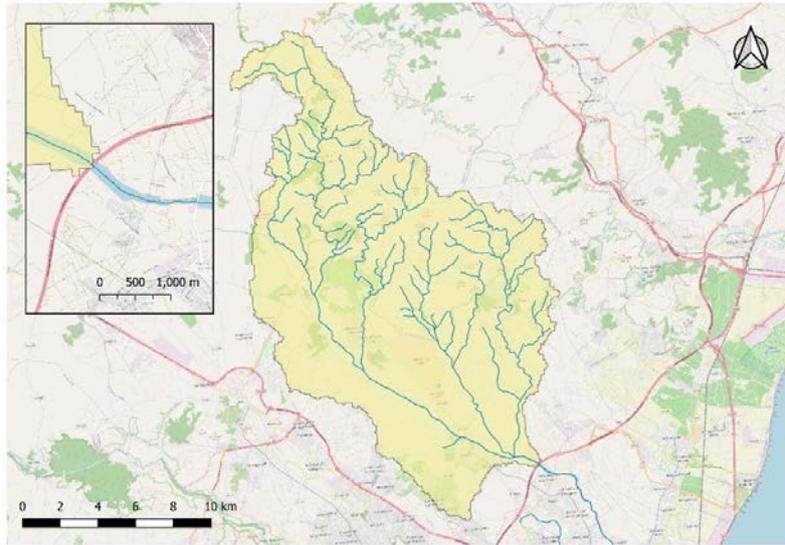


Figura 2. Situación geográfica del punto de desagüe considerado para la delimitación de la cuenca del Barranco del Carraixet (España).

Siguiendo el criterio anterior, en el caso del Río Ceira la delimitación del área de estudio engloba una cuenca drenante de 731.75 km² hasta la intersección del cauce con la carretera EN110 (coordenadas del punto de desagüe: 551580, 4447200m, ETRS89 29N EPSG: 25829). Este punto es interesante además pues inmediatamente aguas abajo hay una estación de aforo, denominada Ponte Conraria (código 12G/08H).

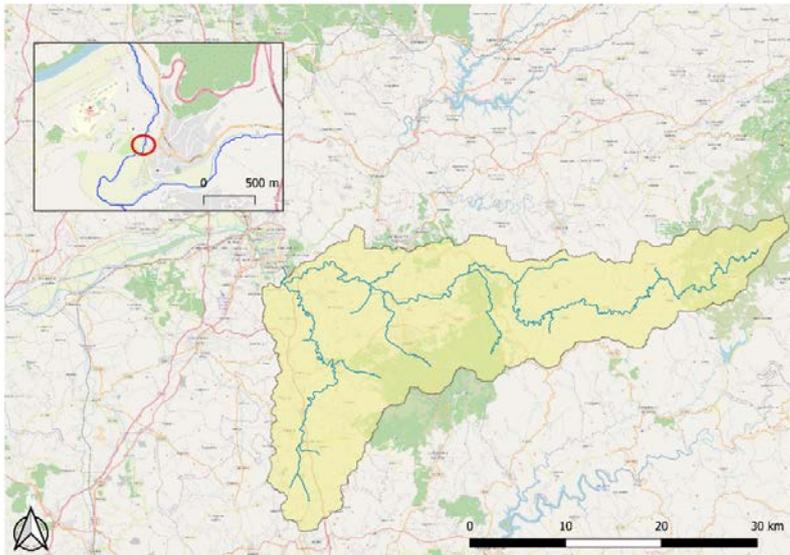


Figura 3. Situación geográfica del punto de desagüe considerado para la delimitación de la cuenca del Río Ceira (Portugal).

CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS GENERALES

Las dos zonas en estudio presentan un clima típicamente mediterráneo con veranos cálidos y secos, otoños nublados y lluviosos e inviernos fríos, aunque no en exceso. Durante el transcurso del año, las temperaturas generalmente varían de 4 °C a 28 °C y rara vez bajan a menos de -1 °C o suben a más de 35 °C.

Gracias a la información del [Atlas Climático Digital de la Península Ibérica](http://www.opengis.uab.es/cgi-bin/iberia/MiraMon5_0.cgi) (Ninyerola, Pons y Roure, 2005; WMS: http://www.opengis.uab.es/cgi-bin/iberia/MiraMon5_0.cgi). Podemos comprobar de manera muy visual las diferencias entre las precipitaciones en la cuenca del río Ceira y en la cuenca del Barranco del Carraixet.

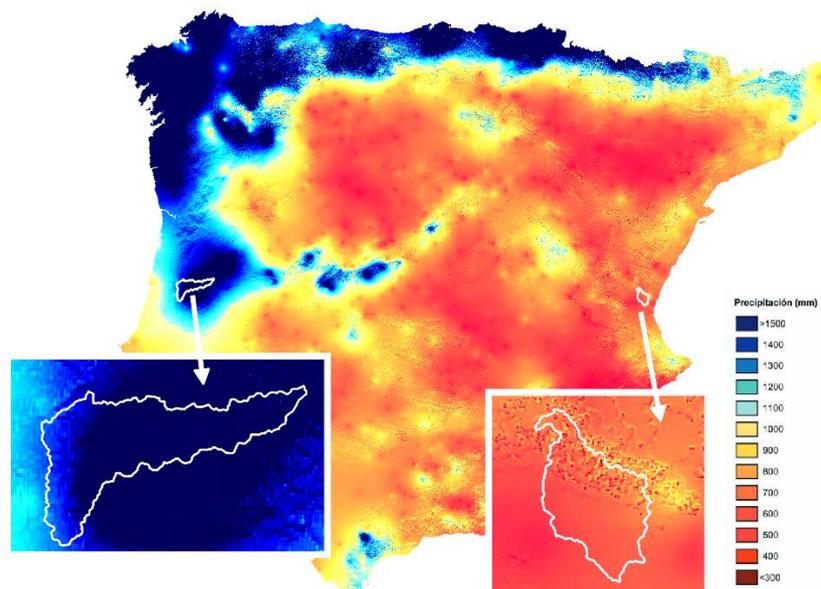


Figura 4. Precipitación media anual (mm/año) histórica en las cuencas de estudio.

En la cuenca del Río Ceira, la [precipitación media anual](#) oscila entre 1000 mm/año en las zonas bajas de la cuenca y los 1400 mm/año en las zonas de cabecera. En contraste, podemos observar cómo la precipitación media anual en el Barranco de Carraixet es mucho menor con valores que solo alcanzan los 800-900 mm/año en zonas puntuales de la cabecera, siendo más representativas las precipitaciones menores de 500 mm.

En términos de temperatura, vemos como las diferencias son mucho menores en términos de temperatura media anual, siendo ligeramente más cálidas en la cuenca del Barranco del Carraixet por no presentar un rango de altitudes tan amplio como en el caso portugués.

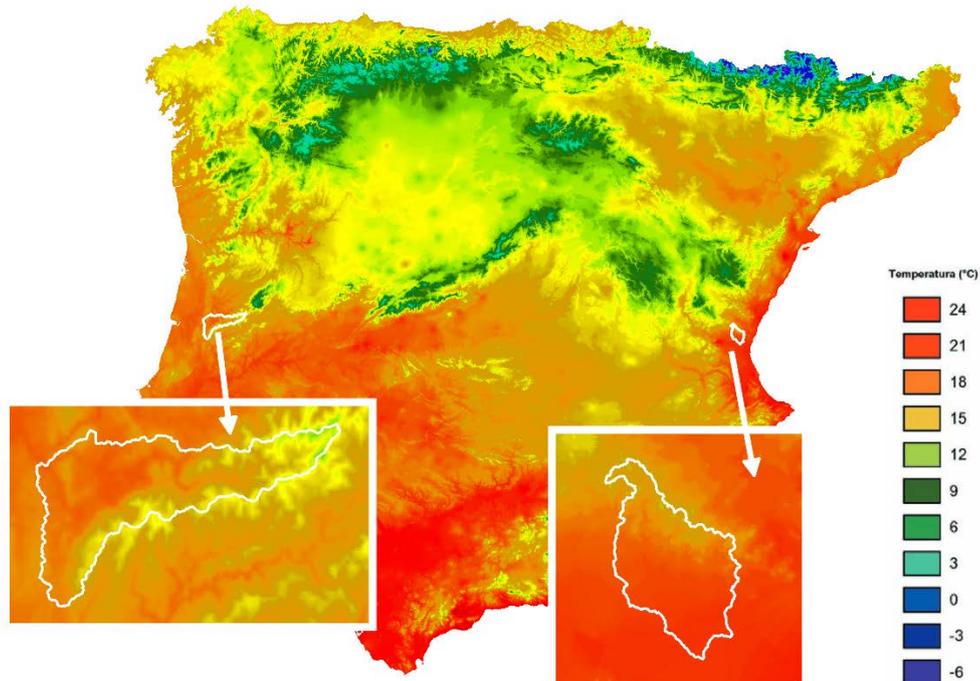


Figura 5. Temperatura media anual (°C) histórica en las cuencas de estudio

En Ceira la [temperatura media anual](#) se encuentra entre los 12 y los 18 °C con una amplitud térmica media de aproximadamente 10 °C. En Carraixet encontramos valores medios entre 15 y 18 °C con una amplitud media de aproximadamente 8 °C.

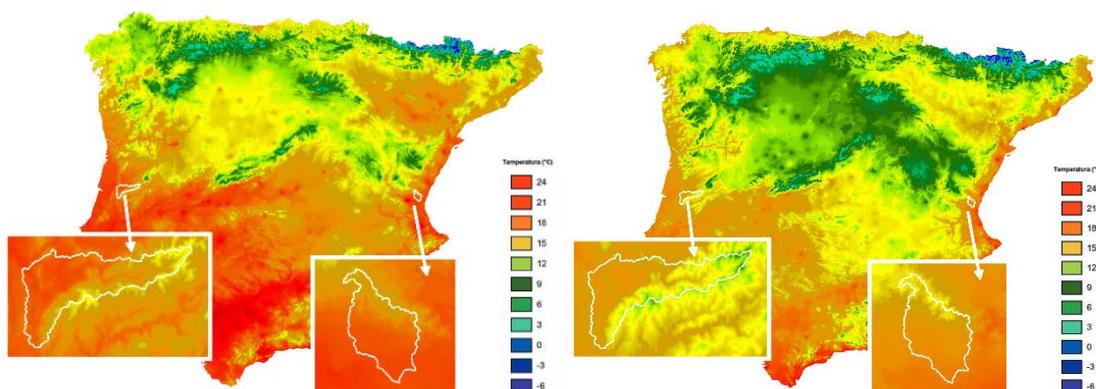


Figura 6. Valores medios históricos de la temperatura máxima anual (°C, izquierda) y de la temperatura mínima anual (°C, derecha) en las cuencas de estudio.

TOPOGRAFÍA

Las cuencas hidrológicas sometidas a condiciones climáticas similares pueden presentar regímenes de escorrentía completamente diferentes. Los usos del suelo, la edafología y la litología son elementos muy influyentes. Sin embargo, las características físicas de la superficie del terreno tienen una especial trascendencia en la propagación de los flujos de escorrentía.

El Barranco del Carraixet discurre por una cuenca con un desnivel de aproximadamente 846 m. Un tercio de la cuenca, situado en la zona septentrional, presenta las mayores altitudes que oscilan entre aproximadamente los 450 y los 897.48 m.s.n.m. La superficie restante presenta menores diferencias de altitud, siendo el desnivel en la mitad meridional de la cuenca mucho más reducido (200 m). Como puede comprobarse en el perfil hipsométrico de la cuenca, ésta presenta una superficie importante de territorios entre los 51.35 metros y los 100 metros sobre el nivel del mar.

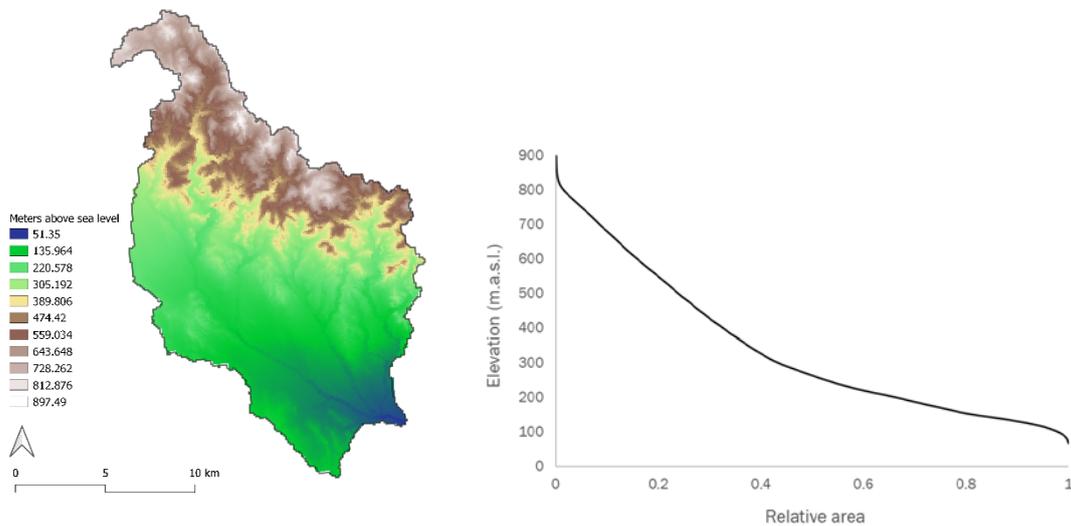


Figura 7. Modelo digital de elevaciones (m.s.n.m.) y curva hipsométrica de la cuenca del Barranco de Carraixet.

Tal como nos indica la hipsometría de la cuenca, se trata de una cuenca madura en la que se ha alcanzado una cierta estabilidad geomorfológica. Por consiguiente, en términos generales la cuenca no debería presentar procesos erosivos importantes en la mayor parte de su superficie.

El Río Ceira nace a casi 1394 metros de altitud sobre el nivel del mar. Desde su nacimiento hasta poco antes de su confluencia con el Río Mondego, avanza encontrando a lo largo de su recorrido un desnivel de algo más de 1358 metros.

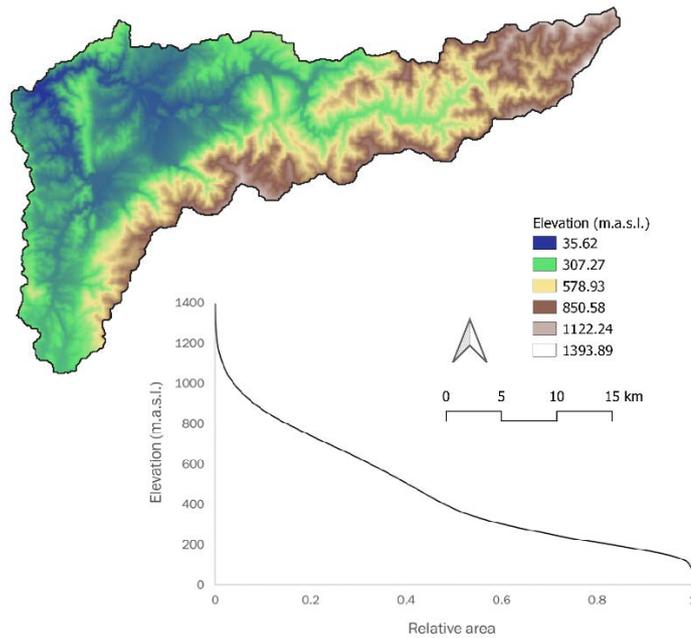


Figura 8. Modelo digital de elevaciones (m.s.n.m.) y curva hipsométrica de la cuenca del Barranco de Carraixet.

Al drenar hacia el noroeste, encontramos las cotas más elevadas en la sierra que enmarca la cuenca por sus flancos meridional y oriental. Como se puede observar tanto en el mapa como en el perfil hipsométrico de esta cuenca madura, es una quinta parte de la superficie de la cuenca la que concentra las mayores elevaciones reduciéndose la altitud a la mitad una vez dejamos el 20% de la superficie aguas arriba a nuestras espaldas. Si seguimos el recorrido del río hasta la zona media de la cuenca, nos encontraremos en altitudes cercanas a los 440 metros (elevación media de la cuenca: 438.61 m; desviación estándar: 274.76 m). Llegados a este punto los procesos erosivos consecuencia de la topografía son prácticamente ausentes y las pendientes circundantes se suavizan hasta llegar a una cota mínima de 35.62 m.s.n.m. en el punto de desagüe a la altura de la estación foronómica de Ponte Conraria, inmediatamente aguas abajo del pueblo de Ceira.

El índice topográfico se emplea habitualmente como método de cuantificación del control topográfico sobre los procesos hidrológicos. Se define como $\ln(\alpha / \tan(\beta))$ donde α corresponde a la superficie de contribución de aguas arriba y β es la pendiente en radianes (Sørensen *et al.*, 2005). Este índice resulta útil para identificar zonas con un potencial de inundabilidad elevado o zonas que, sin ser zonas húmedas, son susceptibles de ser zonas de acumulación de agua.

El índice topográfico en la cuenca del Barranco de Carraixet abarca desde un valor máximo igual a 24.26 hasta un mínimo igual a 4.97. Encontramos valores medios de 9.58, con una desviación estándar equivalente a 3.06. Mediante clasificación en tres categorías definidas por los umbrales de la media y la suma de media y desviación estándar podemos realizar una estimación cualitativa del potencial de inundabilidad de las diferentes áreas de la cuenca.

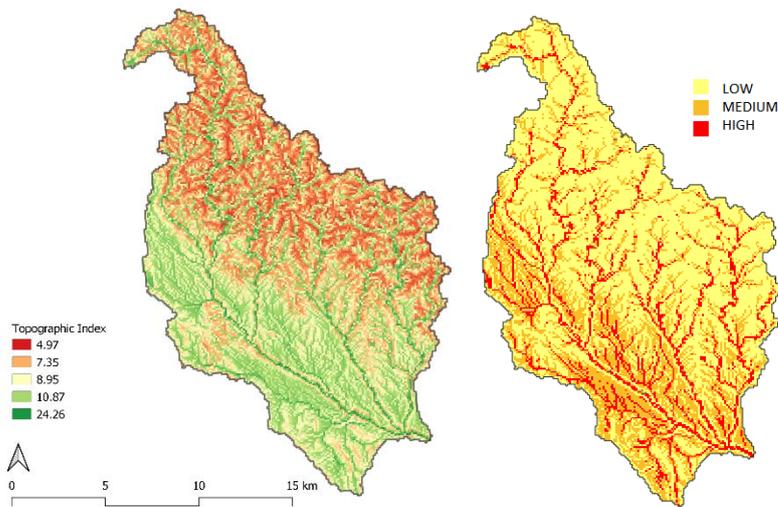


Figura 9. Índice topográfico en la cuenca del Barranco de Carraixet.

Los valores del índice topográfico en el Río Ceira abarcan de 5.32 a 25.49, con un valor medio equivalente a 8.74 (desviación estándar igual a 2.84). En el mapa cualitativo podemos observar aquellas zonas de la cuenca donde existe una mayor potencialidad topográfica para encontrar acumulación de agua o al menos una mayor humedad del suelo.

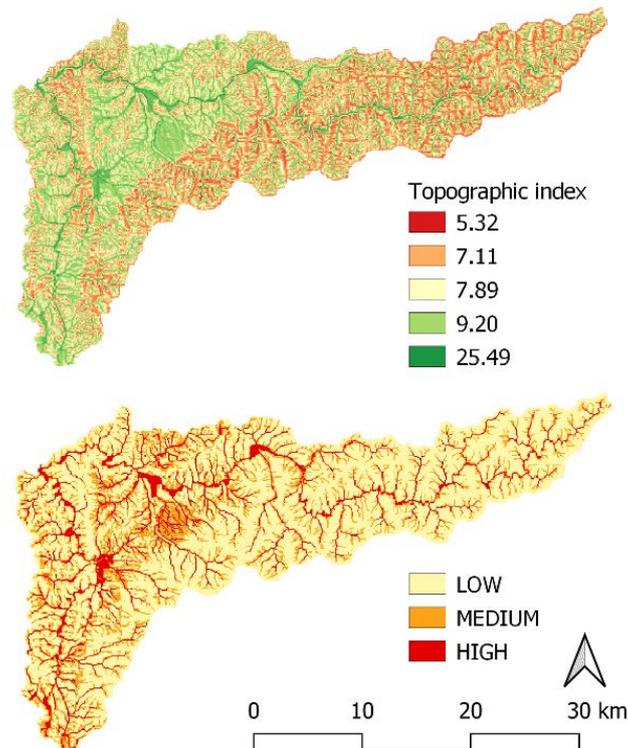
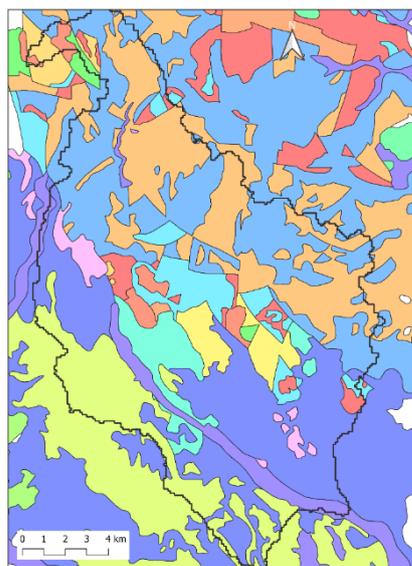


Figura 10. Índice topográfico en la cuenca del Barranco de Carraixet.

MARCO HIDROGEOLÓGICO



- Arcillas abigarradas y yesos, a veces con margas y areniscas (F. Keuper)
- Arcillas y lutitas (a veces, con cantos y yesíferas), areniscas y conglomerados
- Arenas, areniscas, arcillas, calizas y margas (Facies Nurbok)
- Areniscas, conglomerados y lutitas, rojos (Facies Buntsandstein)
- Calizas generalmente oolíticas, con nódulos de sílex y, a veces, margas (Fm. Carb. de Cheiva)
- Calizas, calizas oolíticas, margas, brechas y dolomías
- Calizas, dolomías y margas
- Calizas, dolomías, margas (Dol. Villa de Ves, Cibalán, F. Tabadillo, Hontoria; Mgas. Chera)
- Calizas, margas y areniscas
- Conglomerados, areniscas, lutitas, margas, calizas y lignitos
- Costras calcáreas, dalles y costras lentiformes bicóncavas y multifacéticas
- Dolomías, brechas dolomíticas, carnioles y calizas en bancos (Fm. Cortes de Tajuña)
- Dolomías, calizas y margas (F. Muschelkalk)
- Gravas, arenas, arcillas y limos (Depósitos de glaci, piedemonte y superficies)
- Gravas, arenas, limos (Depósitos de aluviales, fondos de valle y terrazas bajas en los ríos princ.)

Figura 11. Mapa geológico de la cuenca del Barranco de Carraixet.

Se distinguen en la cuenca del Barranco de Carraixet cuatro zonas litológicas principales con formaciones geológicas características. Tomamos como referencia el mapa geológico disponible en el [Instituto Geológico y Minero de España](#).

Predominan en primera instancia las areniscas, conglomerados y lutitas, rojos. Esta primera zona está localizada en la zona noreste de la cuenca, en el corazón de la Sierra Calderona. Se diferencia en la cabecera del barranco y en la parte central de la cuenca una segunda área formada por dolomías, calizas y margas. No solo es una formación con una presencia en superficie destacable; también desde el punto de vista hidrogeológico debe ser tenida en cuenta por el comportamiento particular que presenta en términos de una mayor permeabilidad de las capas más profundas del suelo que la observada en zonas circundantes. Gravas, conglomerados, arenas y limos están presentes en el cauce del barranco aguas abajo del municipio de Olocau. Esta tercera formación geológica es la segunda más abundante en la zona de estudio. Por último, encontramos una combinación de conglomerados con areniscas, arcillas, calizas y evaporitas que, aunque no

son muy abundantes en la cuenca, vale la pena sean tenidas en cuenta.

En caso de la cuenca del río Ceira se ha obtenido información de las unidades y formaciones geológicas a partir del documento de [Plan de gestión de la región hidrográfica 4](#), de la Administração da Região Hidrográfica do Centro, I.P. Encontramos en la zona de estudio zonas con permeabilidad baja o muy baja caracterizadas por formaciones de Dagorda, Pereiros e Grés de Silves (TJ), Cascalleiras de Planalto da Beira baixa (PB), la formación de Perais caracterizada por turbiditas (CBP) y la formación de Arcoses de Coja, Nave de Haver, Longroiva (FI_N). Con permeabilidades medias se distinguen en el tercio occidental formaciones de gres de Buçaco (C1G), conglomerados de Folques y lutitas de Vidoal (MF), así como arcillas de Aveiro y Vagos del cretácico superior combinadas con grés de Verba y gres de Oiã, formadas principalmente por arcillas de Taveiro (C3). Por último, encontramos una zona de pizarras y vulcanitas ácidas con permeabilidad alta (PES) en el margen occidental de la cuenca.

Figura 12. Mapa geológico de la cuenca del Río Ceira.

Se ha complementado esta información con la disponible en el [mapa de litología global GLiM](#), que confirma que las formaciones litológicas concuerdan en términos de permeabilidad presentando la cuenca una gran superficie de zonas poco permeables de este a oeste con bandas de mayor permeabilidad hacia el margen occidental de la cuenca.

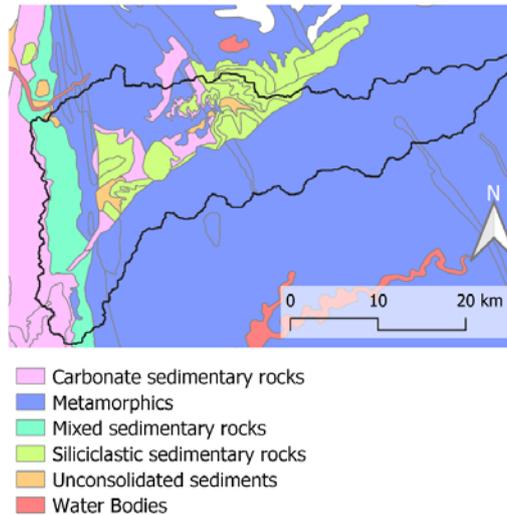


Figura 13. Mapa litológico de la cuenca del Río Ceira.

USO DEL SUELO

Se ha descargado la capa de [Corine Land Cover](#) más reciente (correspondiente al año 2018) para tener una visión general de los usos del suelo de las regiones en estudio.

La cuenca del Barranco de Carraixet presenta áreas fundamentalmente forestales en la mitad norte de la cuenca. Con una presencia relevante de praderas y un entramado importante de boques de coníferas y de caducifolias, se observan áreas puntuales de cultivos y de construcciones urbanas. El entorno cambia en la mitad meridional de la cuenca, a lo largo de la ladera derecha del río, en la que los usos agrícolas y urbanos son predominantes. Aguas abajo del término municipal de Olocau, la presencia forestal es anecdótica.

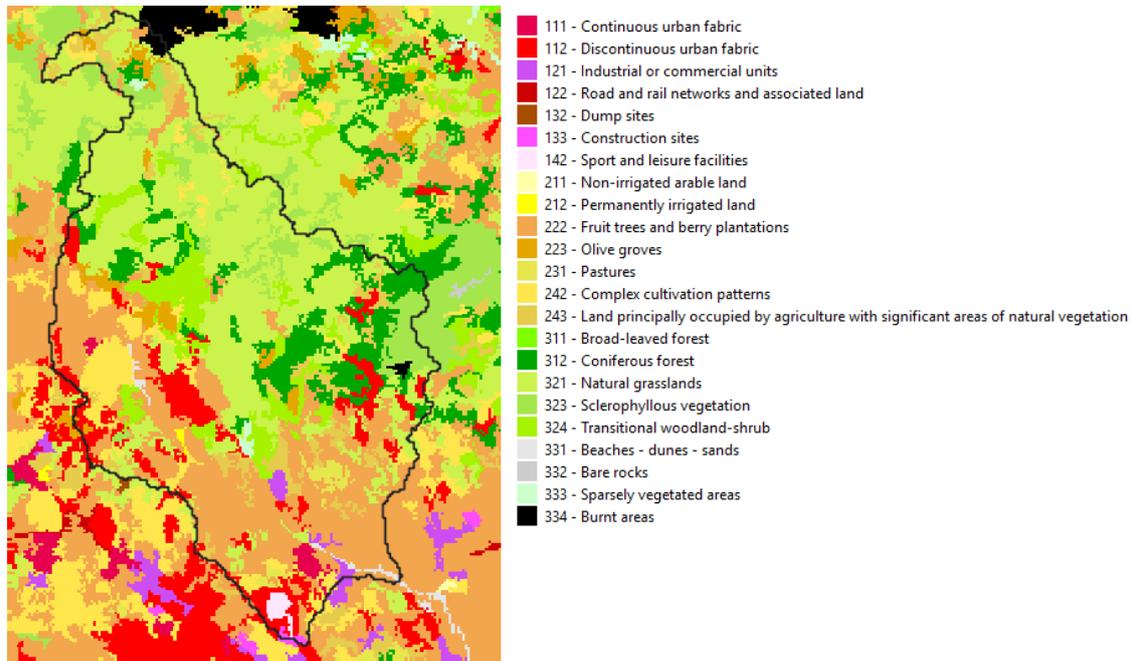


Figura 14. Mapa de usos del suelo Corine Land Cover, año 2018, en la cuenca del Barranco del Carraixet.

La cuenca del Río Ceira, con una superficie mayoritaria cubierta por entramados de bosques caducifolios, de coníferas y mixtos, presenta en el mapa de [Corine Land Cover](#) del año 2018 zonas de transición y áreas de patrones de cultivos complejos circundando las áreas urbanas que el río encuentra a su paso. Se localizan además dos superficies quemadas. La mayor de ellas, coronada por el pico de Malhadas (1000 m.s.n.m) y que afectó a las poblaciones de Cadafaz y Colmeal para alcanzar en la ladera derecha del río los territorios hasta la cima del Vieiro (859 m.s.n.m). La segunda zona de afección por incendios en los límites de la cuenca se localiza en la zona sureste, al oeste de la carretera ER347, en una zona fundamentalmente forestal. Aunque esta área de afección es menor que la anterior, se ha decidido mostrar en el siguiente mapa la situación de contorno para tratar de evidenciar la relevancia que tiene el riesgo de incendio en la parte alta de la cuenca, pudiendo extenderse en el peor de los casos al resto de la cuenca.

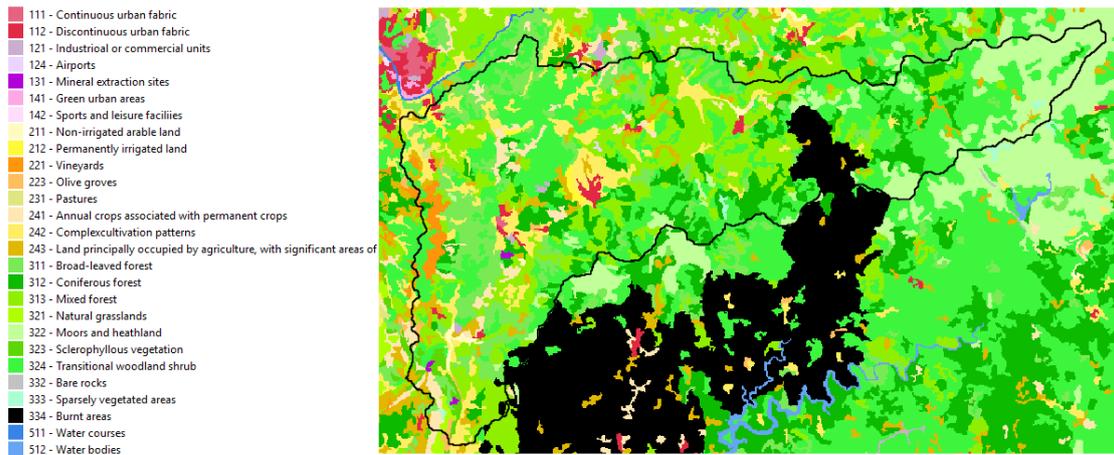


Figura 15. Mapa de usos del suelo Corine Land Cover, año 2018, en la cuenca del Río Ceira.

DESCRIPCIÓN Y ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN HIDROMETEOROLÓGICA

Para la caracterización de la hidro-meteorología de las dos cuencas de estudio se han tomado como referencia los datos registrados de diferentes variables ambientales por parte diferentes organismos nacionales. Estos registros son puntuales e incompletos desde el punto de temporal. Por ese motivo, se ha tratado de dar un contexto espacial lo más completo posible contemplando las estaciones de medición cercanas de las diferentes redes con información accesible.

Tabla 1. Estaciones hidro-meteorológicas para la obtención de series temporales de referencia asimilables a la cuenca del Barranco de Carraixet

CODE	STATION	DATA	SOURCE	XETRS89_30N	YETRS89_30N	ELEVATION (m.a.s.l.)	DATE_INI orig data	DATE_END orig data
V101	MONCADA	P, Tmed. Tmin, Tmax, ET, RAD	SIAR	723368	4385233	61	20/01/1999	30/08/2020
V1010	MONCADA MALLA	P, Tmed. Tmin, Tmax, ET, RAD	SIAR	723762	4385501	65	30/03/1999	22/04/2012
V26	BETERA	P, Tmed. Tmin, Tmax, ET, RAD	SIAR	717423	4386260	97	12/02/2008	30/08/2020
V16	BETERA (BAJA)	P, Tmed. Tmin, Tmax, ET, RAD	SIAR	717362	4386170	96	23/01/2001	28/02/2007
V02	LLIRIA	P, Tmed. Tmin, Tmax, ET, RAD	SIAR	703474	4396160	231	21/10/1999	30/08/2020

V01	PEDRALBA	P, Tmed. Tmin, Tmax, ET, RAD	SIAR	696061	4382190	229	26/11/1999	30/08/2020
CS09	SEGORBE	P, Tmed. Tmin, Tmax, ET, RAD	SIAR	715427	4410510	346	27/02/2001	30/08/2020
OP08	ALTO DEL PINO	P	SAIH	722911	4396697	709	01/01/2000	30/08/2020
OA02	MARINES	P	SAIH	708415	4397656	284	01/01/2000	30/08/2020
OP02	PORTACELI	P	SAIH	716103	4395732	370	01/01/2000	30/08/2020
0001	CARRAIXET-BÉTERA	Qd, Qi max	SAIH	718412	4386362	86	01/01/2000	30/08/2020

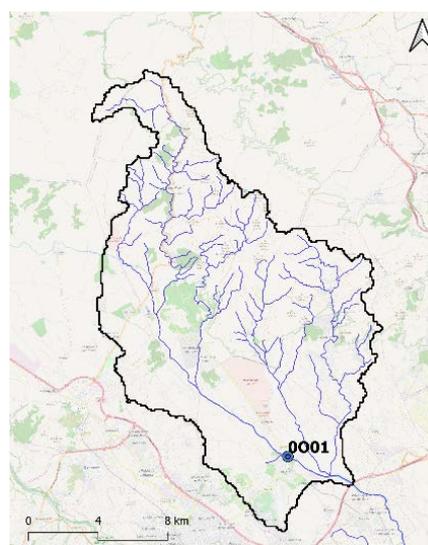


Figura 16. Estaciones meteorológicas (izquierda) e hidrológicas (derecha) para la obtención de series temporales de referencia asimilables a la cuenca del Barranco de Carraixet.

Tabla 2. Estaciones hidro-meteorológicas para la obtención de series temporales de referencia asimilables a la cuenca del Río Ceira.

CÓDIGO	NOME	DATOS	FUENTE	X ETRS89_29N	Y ETRS89_29N	ELEV. (m.a.s.l.)	DATE INI	DATE END
12G/02UG	COIMBRA	P	SNIRH	547890	4451909	27	15/04/1980	30/07/2008
12H/03U	ARGANIL	P	SNIRH	580842	4451663	199	14/12/1979	30/09/1997
12J/01UG	CÔJA	P	SNIRH	586659	4456459	245	01/10/1983	26/08/2019
13G/01UG	PENELA	P	SNIRH	552058	4431359	253	01/09/1931	10/11/2015
13H/03UG	LOUSÃ	P	SNIRH	564349	4440187	184	01/10/1983	25/07/2017
13H/04C	LOUÇAINHA (SIMONTE)	P, TMED. TMIN, TMAX	SNIRH	559500	4430971	664	26/08/1969	30/09/1983
13H/06C	LOUÇAINHA (OUTEIRO)	P, ET, RAD (W/m2), TMED	SNIRH	559349	4431480	754	11/04/1963	25/07/2017
13H/09UG	CARAPINHAL	P	SNIRH	556272	4438965	203	01/08/1979	25/07/2017
13I/01G	GÓIS	P	SNIRH	575512	4445533	190	20/07/1917	26/08/2019
13I/02UG	CADAFAZ	P	SNIRH	580567	4443035	592	01/10/1980	26/08/2019
13J/01UG	FAJÃO	P	SNIRH	591714	4444185	700	18/09/1931	28/06/2017
13H/05A	ALBUFEIRA DA LOUÇAINHA	RES_LEVEL	SNIRH	558558	4430726	610	29/11/2001	26/06/2006
12J/01A	ALBUFEIRA DO ALTO CEIRA (R.E.)	QIN, QOUT	SNIRH	598296	4449207	670	13/09/2016	12/07/2020
12H/04H	CANEIRO (AZUD)	NO DATA	SNIRH	558106	4447046	52	-	-
12J/02H	CHÃO DO CADAVAL	NO DATA	SNIRH	591348	4446964	448	-	-
13H/01H	FÁBRICA DO BOQUE (SERPINS)	QD	SNIRH	566038	4445442	102	23/12/1980	30/09/1990
13H/04H	GEVIM	WEAR_LEVEL	SNIRH	562831	4443849	95	10/05/2002	31/12/2005
13H/03H	LOUÇAINHA	QD	SNIRH	558273	4430728	586	01/10/1973	14/11/2007
12G/02H	PONTE CABOUÇO	QD	SNIRH	553479	4447839	30	01/10/1973	12/07/2020
13H/02H	PONTE CAMINHO DE FERRO (CEIRA)	NO DATA	SNIRH	566614	4445125	112	-	-
12G/08H	PONTE CONRARIA	QD	SNIRH	551641	4447447	25	01/10/1986	30/10/2019
13I/01H	PONTE GÓIS	QD	SNIRH	575562	4445372	194	01/10/1980	09/03/2005



Figura 17. Estaciones meteorológicas para la obtención de series temporales de referencia asimilables a la cuenca del Río Ceira

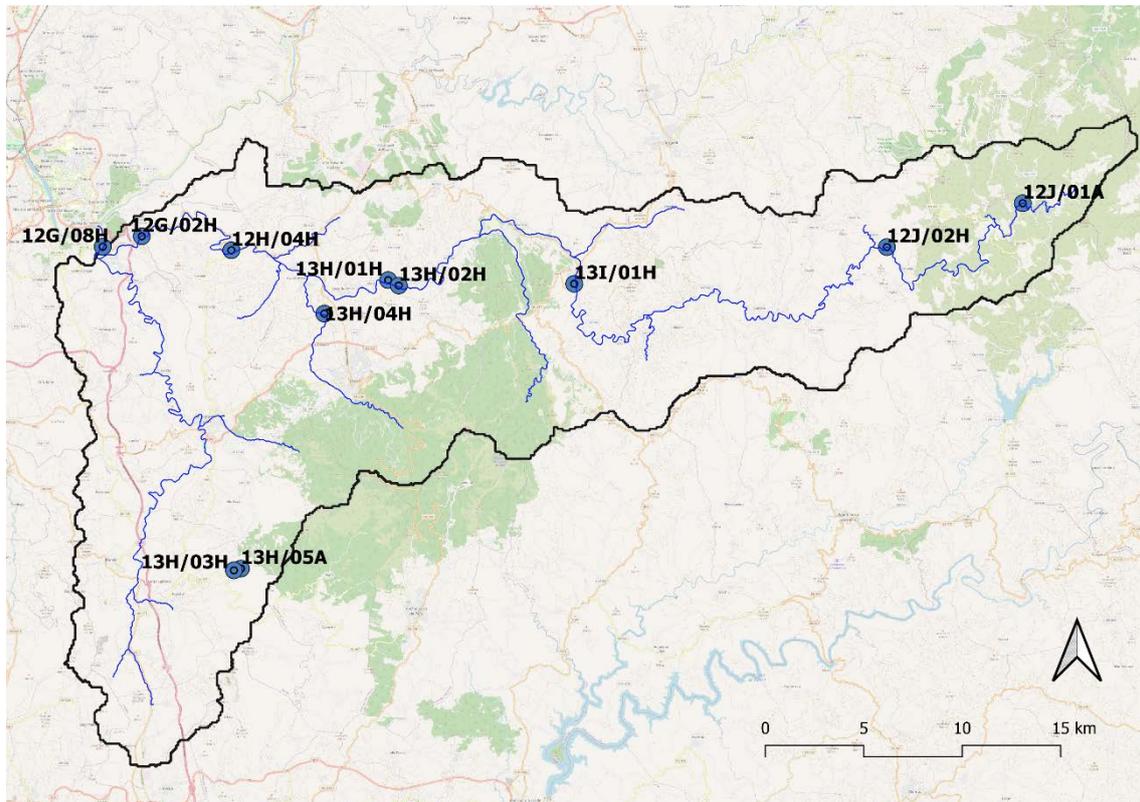


Figura 18. Estaciones de aforos para la obtención de series hidrológicas temporales de referencia asimilables a la cuenca del Río Ceira

PRECIPITACIÓN

Los datos pluviométricos en las estaciones consideradas representativas para el caso de estudio del Barranco de Carraixet resultaron bastante completos y de buena calidad a excepción de la estación Moncada malla, actualmente inactiva.

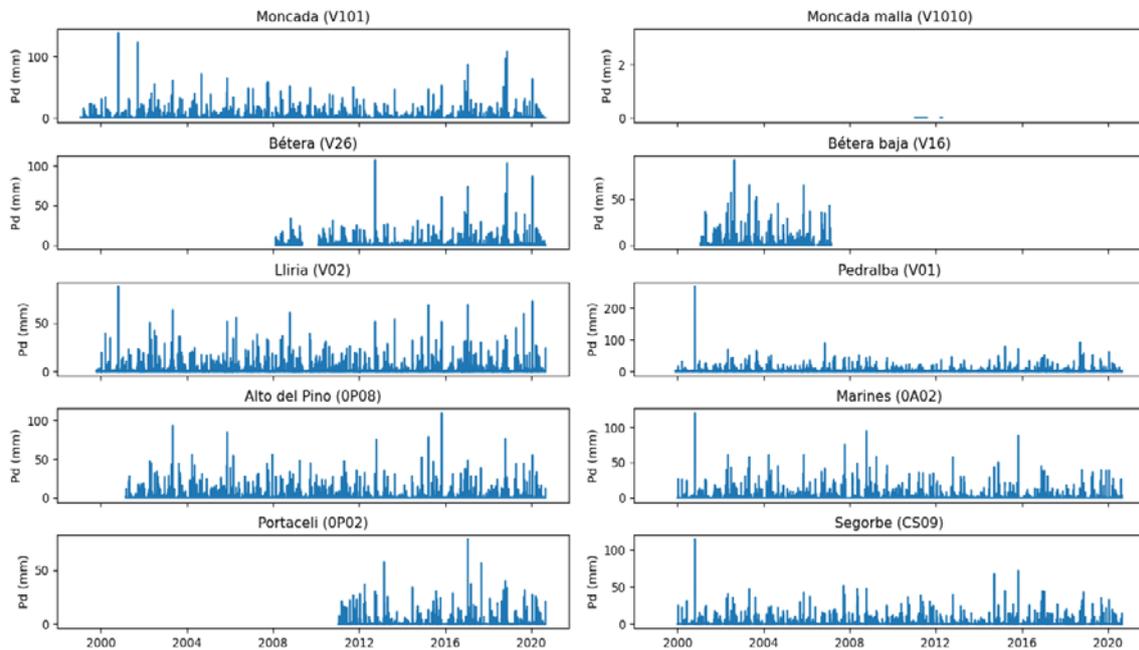


Figura 19. Series de precipitaciones medias diarias de las estaciones meteorológicas asimilables al Barranco del Carraixet.

A analizar las funciones de densidad (Kernel density estimation, smoothing bandwidth 0.2) de los datos de precipitación de las diferentes estaciones pluviométricas de la cuenca del Barranco de Carraixet, se observó un comportamiento similar en los diferentes puntos de la cuenca y se descartaron definitivamente los datos registrados en la estación de Moncada Malla (V1010).

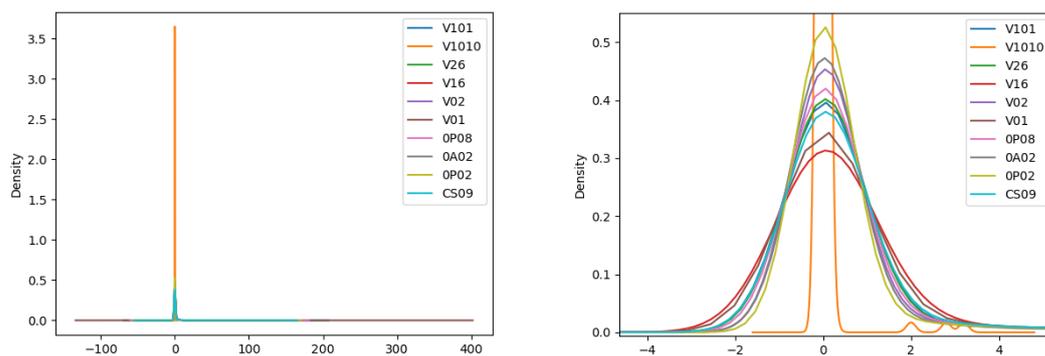


Figura 20. Funciones de densidad de las precipitaciones en la cuenca del Barranco de Carraixet

Las series de precipitación disponibles en la cuenca del Río Ceira resultaron intermitentes, con varios periodos carentes de datos, incluso en los años más recientes.

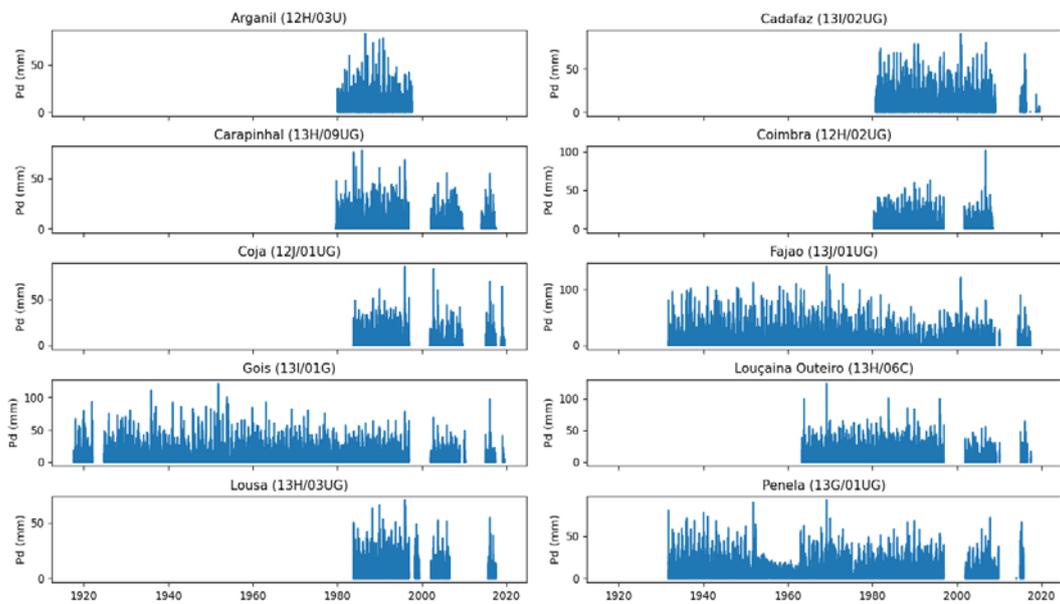


Figura 21. Series de precipitaciones medias diarias de las estaciones meteorológicas asimilables al Río Ceira.

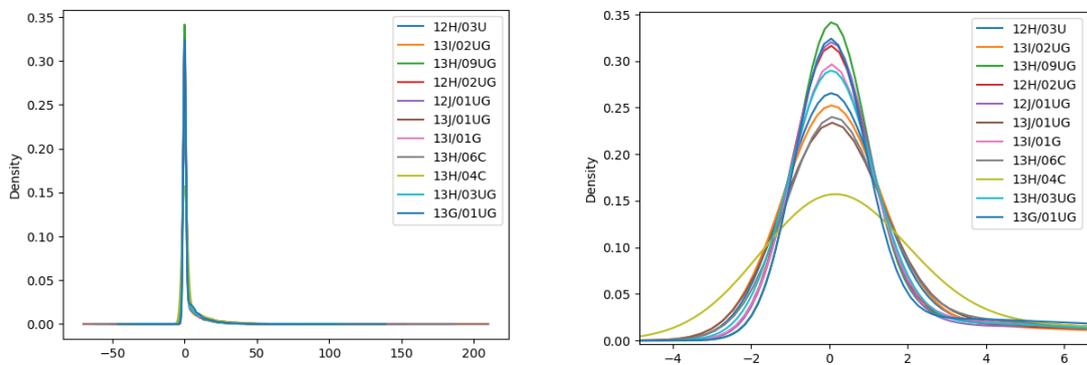


Figura 22. Funciones de densidad de las precipitaciones en la cuenca del Río Ceira.

TEMPERATURA

Las temperaturas en la cuenca del Barranco del Carraixet mostraron una marcada estacionalidad y una fuerte correlación entre las diferentes mediciones espaciales.

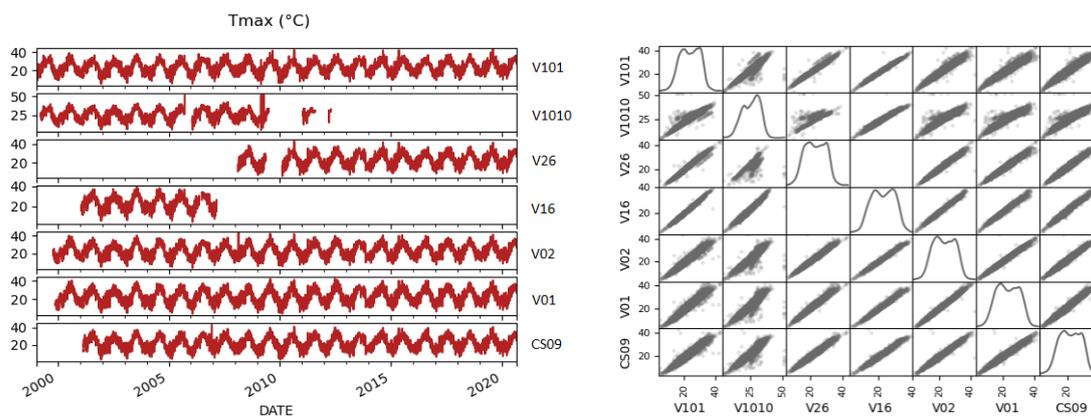


Figura 23. Series de temperaturas máximas registradas en las estaciones meteorológicas del Barranco del Carraixet (izquierda) y matriz de correlaciones entre los datos de las diferentes estaciones (derecha).

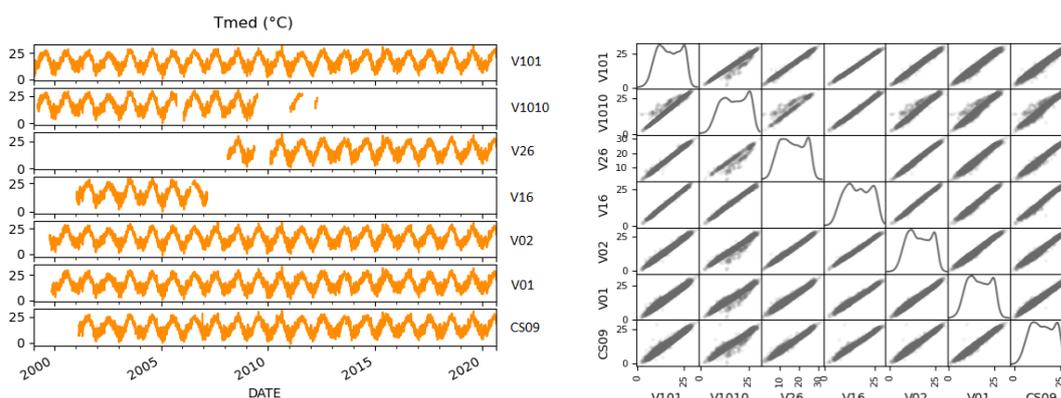


Figura 24. Series de temperaturas medias registradas en las estaciones meteorológicas del Barranco del Carraixet (izquierda) y matriz de correlaciones entre los datos de las diferentes estaciones (derecha).

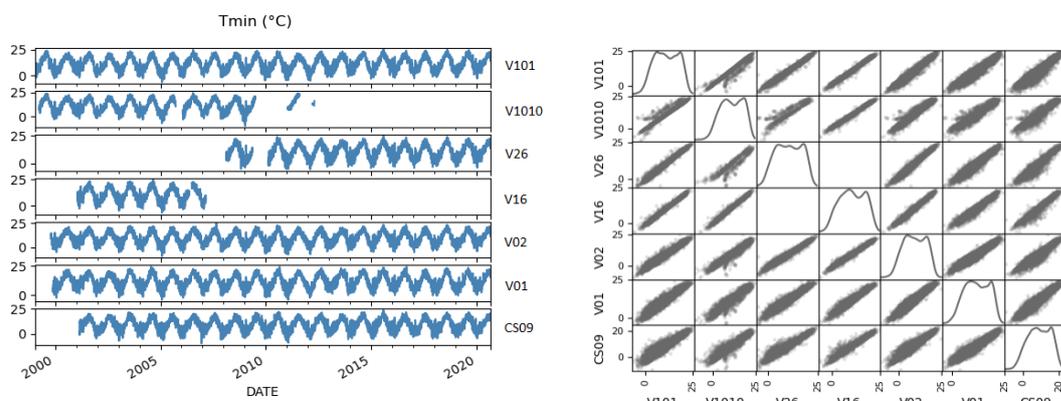


Figura 25. Series de temperaturas mínimas registradas en las estaciones meteorológicas del Barranco del Carraixet (izquierda) y matriz de correlaciones entre los datos de las diferentes estaciones (derecha).

Las funciones de densidad mostraron temperaturas máximas frecuentes entre 15 °C en invierno y 35 °C en verano, temperaturas medias típicas entre los 9 °C y los 26 °C y temperaturas mínimas entre 4 y 20 °C.

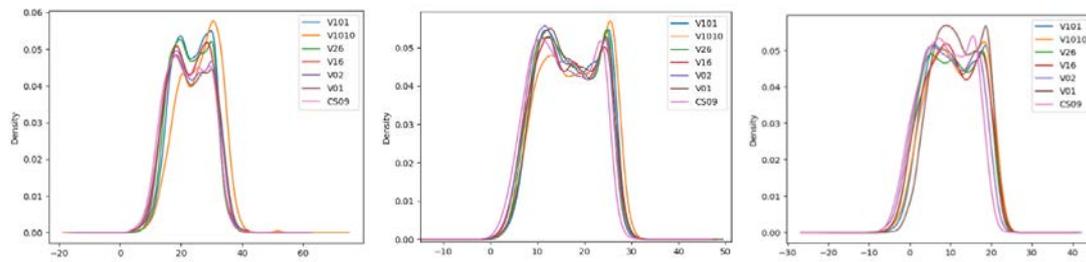
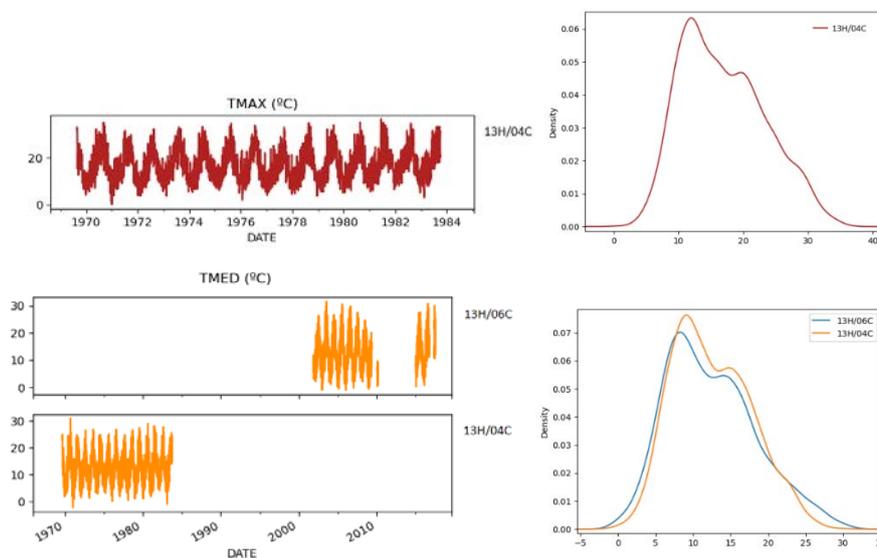


Figura 26. Funciones de densidad de las temperaturas máximas (izquierda), medias (centro) y mínimas (derecha) en la cuenca del Barranco del Carraixet.

En la cuenca del Río Ceira por el contrario la información medida en estación meteorológica es muy escasa, tanto espacial como temporalmente. Se amplió la búsqueda en otras estaciones ligeramente alejadas de la cuenca pero sin éxito. Ante la necesidad de recurrir a valores medios más groseros provenientes de atlas temáticos, se consideraron los datos del [Atlas Climático Digital de la Península Ibérica](http://www.opengis.uab.es/cgi-bin/iberia/MiraMon5_0.cgi) (Ninyerola, Pons y Roure, 2005; WMS: http://www.opengis.uab.es/cgi-bin/iberia/MiraMon5_0.cgi), entre los que encontramos valores distribuidos espacialmente para los diferentes meses del año. Esta fuente alternativa de datos se evaluará y adaptará en la siguiente etapa del proyecto y los datos serán completados de la manera más representativa posible. La metodología consistirá en establecer regiones homogéneas con valores medios diarios basados en las estimaciones mensuales típicas de la temperatura máxima, media y mínima en la cuenca.



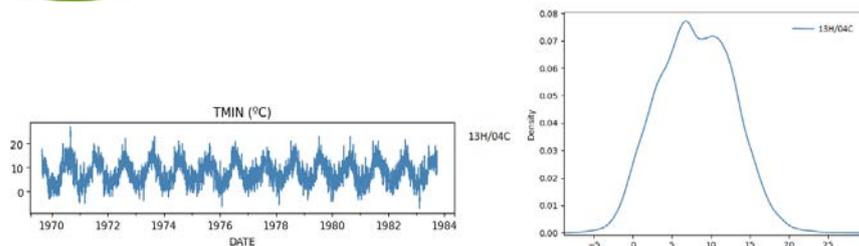


Figura 27. Series de temperaturas máxima, media y mínima en las estaciones situadas en la cabecera suroeste de la cuenca del Río Ceira, y sus funciones de densidad.

RADIACIÓN Y EVAPOTRANSPIRACIÓN DE REFERENCIA

Del mismo modo, encontramos estacionalidad y una fuerte correlación entre las diferentes estaciones en términos de evapotranspiración y radiación solar.

La evapotranspiración de referencia en el Barranco del Carraixet oscila entre aproximadamente 1 y 5 mm/d. Nuevamente se comprobó que no era recomendable considerar los datos de la estación V1010 en la modelación hidrológica, por lo que la estación fue descartada.

El análisis de la radiación solar demostró que los valores más frecuentes oscilaban entre 9 y 27 MJ/m², siendo ligeramente más probables los inferiores.

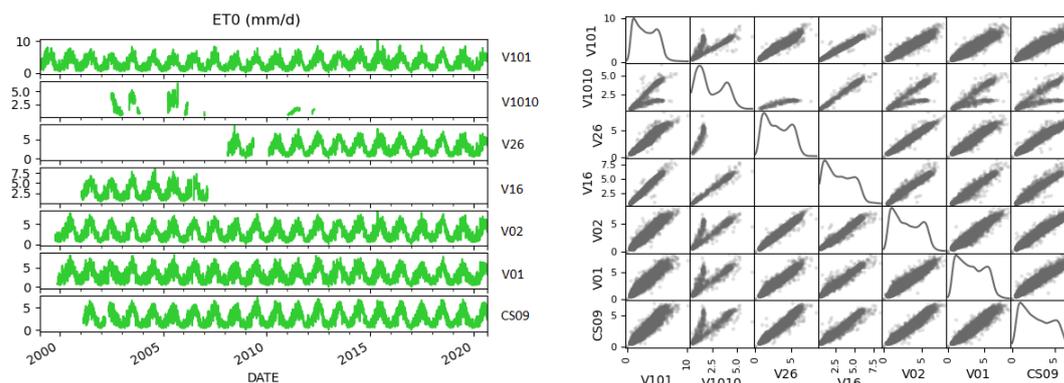


Figura 28. Series de evapotranspiración de referencia (mm/d) de las estaciones meteorológicas del Barranco del Carraixet (izquierda) y matriz de correlaciones entre los datos de las diferentes estaciones (derecha).

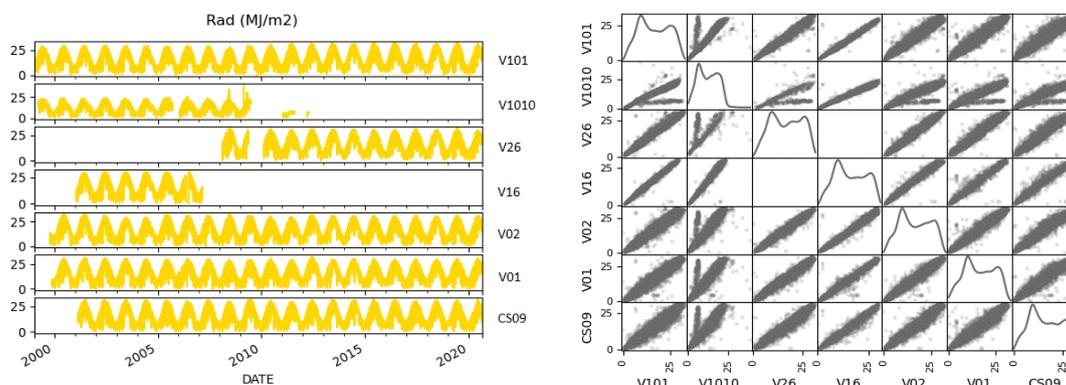


Figura 29. Series de radiación solar (MJ/m²) de las estaciones meteorológicas del Barranco del Carraixet (izquierda) y matriz de correlaciones entre los datos de las diferentes estaciones (derecha).

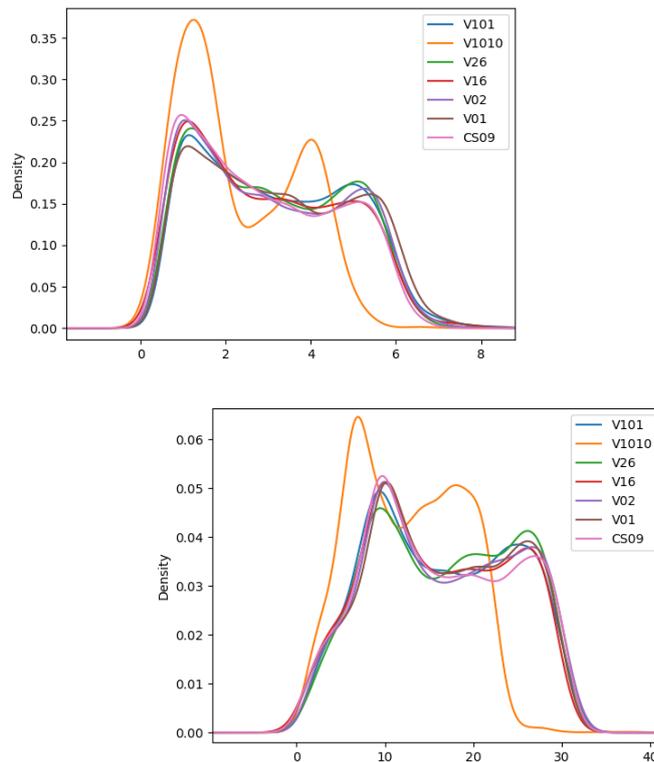


Figura 30. Funciones de densidad de las series de evapotranspiración de referencia (mm/d) (izquierda) y de radiación solar (MJ/m²) (derecha)

Los datos de evapotranspiración de referencia y de radiación en la cuenca del río Ceira resultaron escasos e incompletos, del mismo modo que sucedía para el caso de las temperaturas. Puesto que se deberá recurrir a valores medios más groseros provenientes de atlas temáticos, se ha decidido realizar la estimación de la evapotranspiración de referencia media diaria aplicando la ecuación simplificada de Harreaves (Allen *et al.*, 1998). Partiendo de los datos de temperatura, se calibrará el factor corrector de la ecuación de tal modo que la ET_0 calculada por este método se aproximará al máximo a la evapotranspiración calculada mediante la ecuación de Penman-Monteith en la estación 13H/06C. La ecuación de Penman-Monteith combina el efecto indirecto de la temperatura a través de la radiación solar y la resistencia aerodinámica. Es la más reconocida y la más empleada, pero presenta el inconveniente de requerir una gran cantidad de información (temperatura del aire, albedo, presión atmosférica, nubosidad, etc.) que en este caso es desconocida.

Allen *et al.* (1998) indican que el uso de ecuación de Hargreaves simplificada es una alternativa viable para el cálculo de la ET_0 cuando no están disponibles las variables meteorológicas necesarias para su cálculo mediante la ecuación de Penman-Monteith.

$$ET_0 = 0.0023 (T_{med} + 17.78) \cdot R_a (T_{min_{max}}^{0.5})$$

Donde ET_0 es la evapotranspiración diaria de referencia (mm/d), T_{med} es la temperatura media (°C), T_{max} y T_{min} son las temperaturas máxima y mínima (°C) respectivamente y R_a es la radiación solar extraterrestre (MJ/m²).

Es frecuente su uso debido a que tanto los valores de T_{max} y T_{min} , por ser datos empíricos, como los de R_a , por estar tabulados, son datos relativamente sencillos de obtener. Sin embargo, los resultados de la ecuación deben ser verificados por comparación con estimaciones realizadas mediante la ecuación de Penman-Monteith para la región del Río Ceira, pudiendo realizarse análisis de regresión entre ambas estimaciones que permitan calibrar la ecuación de Hargreaves (Allen *et al.*, 1998). En este trabajo se minimizará el error mediante la calibración de un factor multiplicador (FC) en un análisis de regresión (mínimo el error cuadrático medio) entre las estimaciones obtenidas mediante la ecuación simplificada de Hargreaves y los estimados en la estación de Louçaina Outeiro mediante la ecuación de Penman-Monteith.

$$ET_0 = FC (T_{med} + 17.78) \cdot R_a (T_{min_{max}}^{0.5})$$

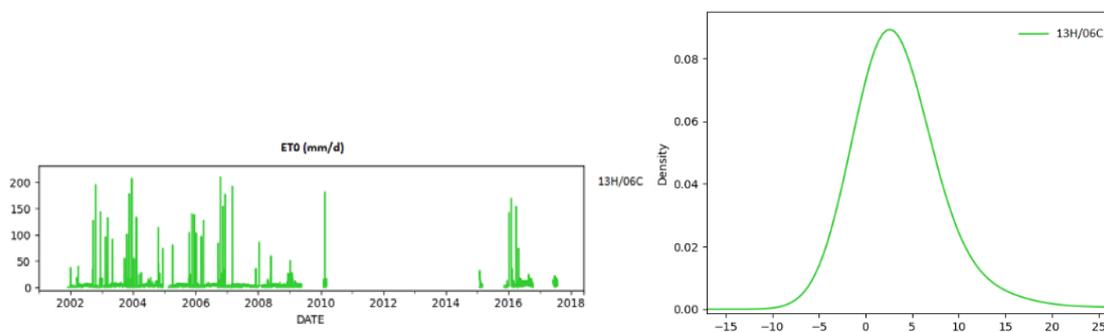


Figura 31. Serie de evapotranspiración de referencia (mm/d) de la estación de Louçaina Outeiro 13H/06 (izquierda) y función de densidad de la distribución de los datos (derecha).

Los únicos datos de radiación disponibles en estación meteorológica correspondieron nuevamente a los correspondientes a la estación de Louçaina Outeiro. En consecuencia se decidió recurrir a la información del atlas europeo de radiación del Photovoltaic Geographical information System [PVGIS](#), accesible en la plataforma del servicio EU Science Hub (European Commission's science and knowledge service). La adaptación de la información se realizará en la primera fase de la siguiente etapa del proyecto.

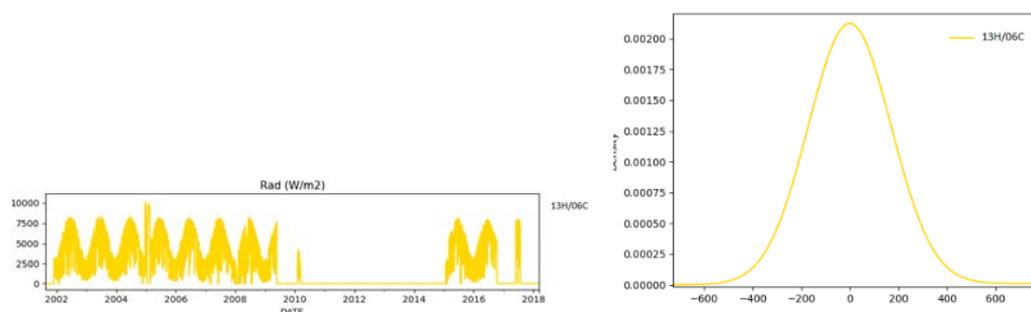


Figura 32. Serie de radiación solar (MJ/m^2) de la estación meteorológicas de Louçaina Outeiro 13H/06 (izquierda) y función de densidad de la distribución de los datos (derecha).

CAUDAL

Existen registros de caudales medios diarios en la estación de aforos 0001 Bétera-Carraixet de la cuenca del Barranco de Carraixet, para el periodo entre 01/01/2000 y 30/08/2020. Esta serie se analizó desde la perspectiva de la curva de caudales clasificados. Esta curva muestra el porcentaje de tiempo durante el cual el caudal es superior a una cantidad dada, con independencia de su continuidad en el tiempo. Se comprobó solo se registró caudal en el cauce un 15% del tiempo y con valores que rara vez superaban un caudal de 1 m³/s. Esto implica que el 85% del tiempo el cauce estaba seco. El valor máximo de la serie correspondió a 29 m³/s el día 24/10/2000 con un caudal máximo instantáneo equivalente a 100 m³/s. La media de los registros correspondió a 0.01m³/s.

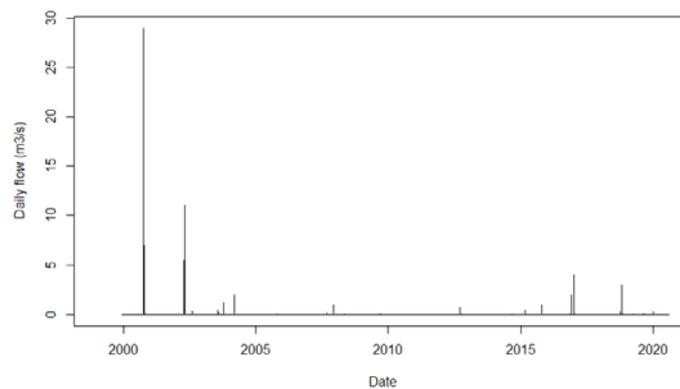


Figura 33. Serie de caudales medios diarios en la estación de aforos 0001 Bétera-Carraixet (2000-2020) en la cuenca del Barranco del Carraixet.

Tabla 3. Caudales superiores a 1 m³/s registrados en la estación de aforos 0001 Bétera-Carraixet (2000-2020) en la cuenca del Barranco del Carraixet.

Date	Qd (m ³ /s)	Qi max (m ³ /s)
2000-10-23	5	12
2000-10-24	29	100
2000-10-25	12	35
2000-10-26	2	3
2000-10-27	2	2
2002-05-08	11	31
2002-05-09	6	15
2004-03-29	2	16
2016-12-19	2	5
2017-01-20	4	8
2017-01-21	2	7
2018-11-16	3	18

Flow Classification Curve

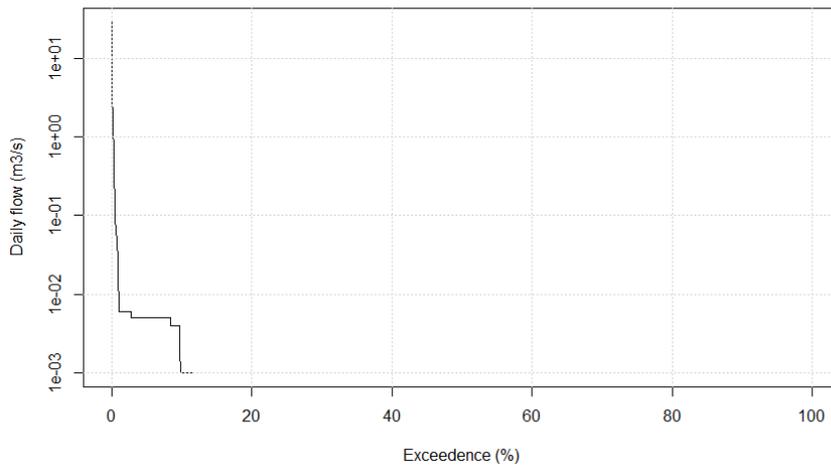


Figura 34. Curva de caudales clasificados de los registros en la estación de aforos 0001 Bétera-Carraixet (2000-2020) en la cuenca del Barranco del Carraixet.

Las series de caudales disponibles en la cuenca del Río Ceira consistieron en datos por periodos de tiempo cortos. La serie más larga, la de la estación de aforos de Ponte Cabouco 12G/02H mostró intermitencia de observaciones a lo largo de la serie. Sin embargo, tanto sus datos como los de la estación de Ponte Conraria 12G/08H ofrecieron una información muy necesaria a la hora de implementar el modelo ECO-TETIS por estar registrados en puntos muy cercanos al punto de desagüe de la cuenca, cercano además a la confluencia del río Ceira con el Río Mondego.

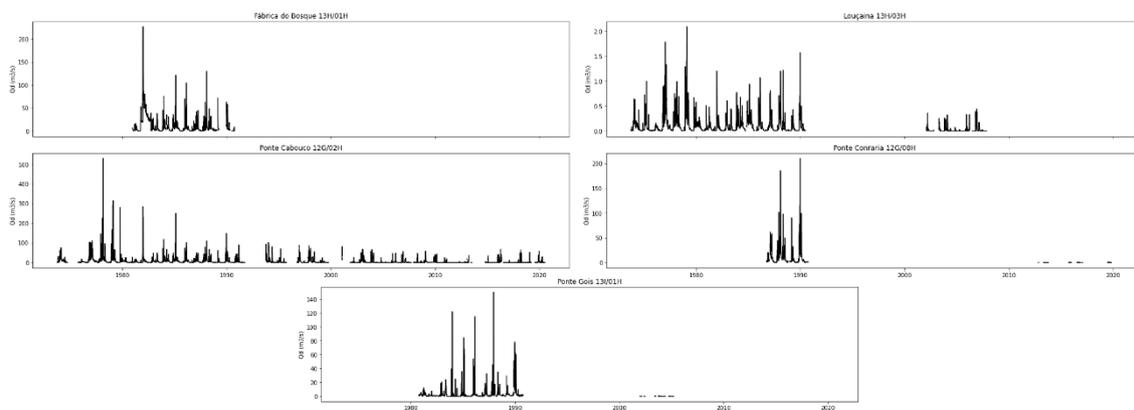


Figura 35. Series de caudales medios diarios, Q_d (m^3/s), en las estaciones de aforo Fábrica do Bosque 13H/01H, Louçaina 13H/03H, Ponte Cabouco 12G/02H, Ponte Conraria 12G/08H y Ponte Gois 13I/01H del Río Ceira

Tabla 4. Superficie de drenaje y estadísticos correspondientes a las series de caudal medio diario de la cuenca del Río Ceira.

Gauging station name and code	Draining area (km^2)	Min (m^3/s)	1 st Quartile (m^3/s)	Median (m^3/s)	Mean (m^3/s)	3 rd Quartile (m^3/s)	Max (m^3/s)	Number of NaNs
Fábrica do Bosque 13H/01H	207.0	0.00	0.96	3.63	10.16	11.44	226.52	13964
Louçaina 13H/03H	5.6	0.00	0.01	0.02	0.09	0.11	2.09	9196
Ponte Cabouco 12G/02H	498.6	0.00	0.84	5.83	5.832	4.65	530.70	3360

Ponte Conraria 12G/08H	731.2	0.00	0.00	1.80	7.62	7.30	210.90	15267
Ponte Gois 13I/01H	345.71	0.00	0.08	0.84	2.44	2.08	150.38	13046

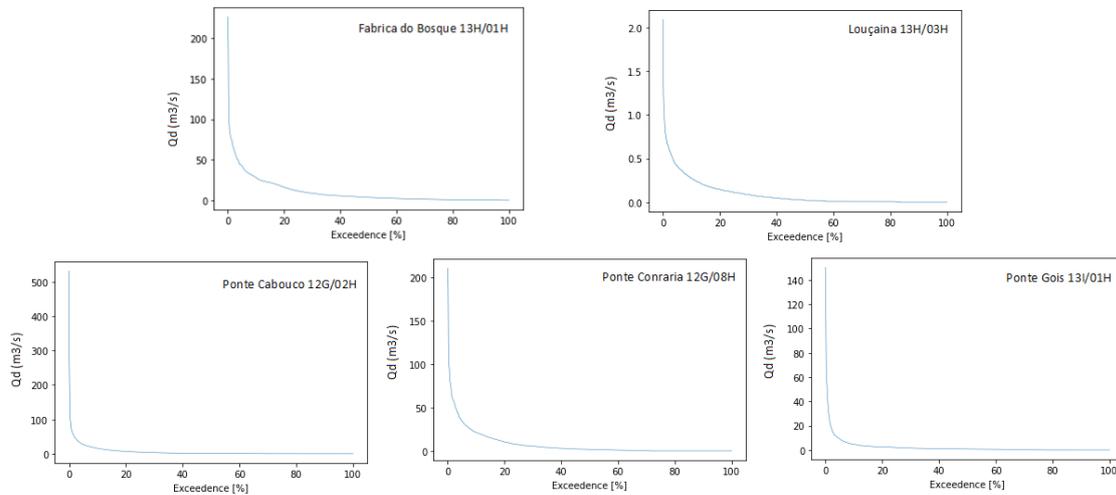


Figura 36. Curva de caudales medios diarios clasificados, Q_d (m^3/s), en las estaciones de aforo Fabrica do Bosque 13H/01H, Louçaina 13H/03H, Ponte Cabouco 12G/02H, Ponte Conraria 12G/08H y Ponte Gois 13I/01H del Río Ceira

ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS PARA LA MODELACIÓN HIDROLÓGICA

MODELO DIGITAL DEL TERRENO Y SUS MAPAS HIDROLÓGICOS DERIVADOS

MODELO DIGITAL DEL TERRENO

La definición de la topografía de la cuenca del Barranco del Carraixet parte del mapa de elevaciones proporcionado por el [Instituto Cartográfico Valenciano \(ICV\)](#). El modelo digital del terreno, en adelante MDT, tiene originalmente una resolución de 100 m. Existen otras fuentes de información disponibles como el [Centro Nacional de Descargas](#) que proporciona mapas de 200, 25 y 5 m de resolución, o el [SRTM 90m Digital Elevation Data](#) para todo el globo con el que se puede obtener información de hasta 30m de resolución. Sin embargo, la calidad del mapa del ICV tiene una gran calidad y su resolución se ha considerado óptima para las dimensiones de la cuenca, por lo que será la resolución empleada en todo el análisis hidrológico.

Partiendo del MDT 100m del ICV, se ha realizado un recorte en la proyección EPSG:25830 - ETRS89 / UTM zone 30N con extensión: 602597.5, 4174577.5; 831797.5, 4534877.5 (2292x3603 celdas). Para ello fueron necesarias las hojas 640, 667, 668, 669, 695, 696, 721 y 722 de su base de datos.

En una primera aproximación al análisis de la calidad del MDT para la modelación hidrológica, se ha procedido a la eliminación de sumideros espurios mediante la herramienta *Fill sinks* (Wang & Liu) de SAGA (pendiente mínima de 0,01 grados). Los resultados ofrecidos por esta herramienta se correspondieron con los obtenidos mediante la herramienta *r.fill.dir* de GRASS tras 3 iteraciones. Un 4,30% de la región analizada se corrige mediante el rellenado de espurios, no existiendo zonas problemáticas dentro de la superficie de la cuenca.

A continuación, se procedió a la corrección hidrológica del MDT mediante el forzado o socavado de la red hidrológica. Para ello se utilizó la herramienta *r.carve* de GRASS, considerando como mapa de líneas azules el mapa disponible en la web de descargas de la [Confederación Hidrográfica del Júcar](#). La coherencia de la red de drenaje de referencia se comprobó con una segunda fuente de datos, el [mapa de red hidrográfica suministrado por el MITECO para el MDT 100m](#) y con mayor grado de detalle. Confirmada la viabilidad del mapa con dicha fuente y los con los mapas de *Open Street View* y las imágenes satélite de *Google maps*, se consideró adecuado el marco de referencia para el socavado de cauces sobre el MDT, ya libre de sumideros.

Para asegurar la efectividad de la herramienta se estableció un umbral de ancho del cauce correspondiente al doble de la resolución del MDT, es decir 200m. Para calibrar la profundidad necesaria de socavado se analizaron uno a uno los resultados de socavados con profundidades de 2, 3, 4, 4.5 y 5m e inmediatamente se volvieron a rellenar sumideros mediante *Fill sinks (Wang & Liu)* de SAGA para asegurarnos de que el MDT resultante seleccionado fuera hidrológicamente correcto.

Para comprobar qué socavado de la red es el que representa mejor el desarrollo de la red de cauces en comparación con el mapa de líneas azules se han creado nuevas capas (entre 2 y 5m de socavado) mediante la clasificación de orden de Strahler. El resultado es una clasificación categórica de los cauces, de aguas arriba a aguas abajo, de manera que los afluentes de cabecera tienen orden 1 y cuando dos de igual orden confluyen se eleva el orden en una unidad. En el caso de confluir dos de orden diferente se hereda el mayor de los dos órdenes. Mediante calibración por comparación visual entre los mapas Strahler y el MLA, se concluyó que la red de cauces empieza en el orden 4 de Strahler y se pudo comprobar que para que la red se representara correctamente era necesario realizar un excavado del mapa de líneas azules de al menos 4 m.

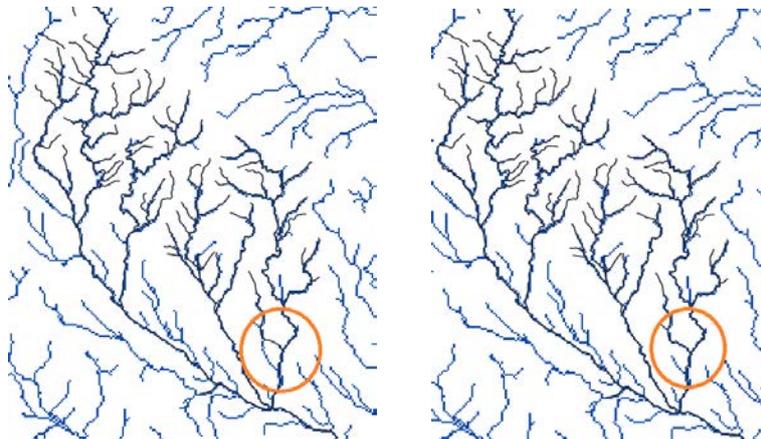


Figura 37. Calibración del proceso de socavado de cauces en el modelo digital de elevaciones de la cuenca del Barranco del Carraixet. A la izquierda se muestra la red de cauces del modelo digital de elevaciones (azul) frente al mapa de líneas azules (negro) utilizando una profundidad de socavado de 3,5 m, a la derecha la comparación asignando una profundidad de socavado de 4 m.

Como se puede ver en las imágenes anteriores, existe una zona crítica al excavar con 3,5 m (izquierda) que se resuelve cuando parametrizamos a 4 m de profundidad (derecha). En ambas, las celdas azules representan la red de cauces con orden de Strahler igual o superior a 4 y las líneas negras corresponden al MLA de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

El MDT hidrológicamente correcto se muestra a continuación.

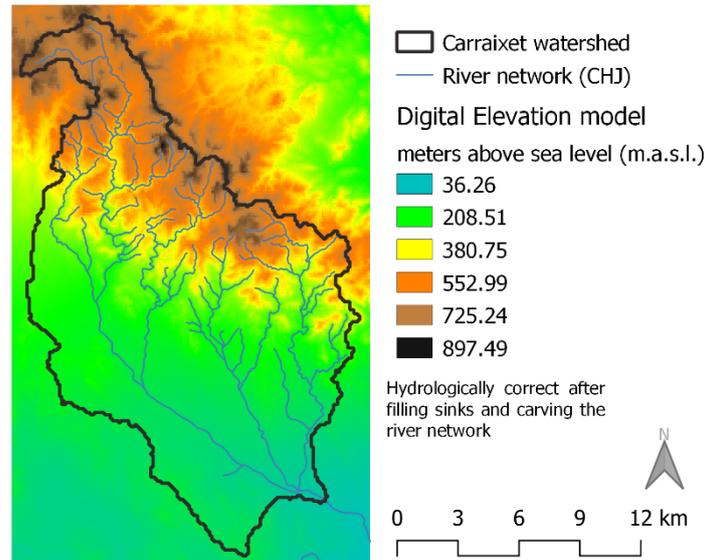


Figura 38. Modelo digital de elevaciones corregido desde el punto de vista hidrológico para la cuenca del Barranco de Carraixet.

Como se comentó anteriormente, la superficie correspondiente a la cuenca presenta altitudes que abarcan desde los 897.48 hasta los 51.35 m.s.n.m, con una altitud media de 322.19 m.s.n.m y una desviación estándar de 205.258 m).

En el caso del Río Ceira, se partió del mapa de elevaciones proporcionado por el *Consortium for Spatial Information* (CGIAR-CSI), [SRTM Digital Elevation Data](#), con el que se puede obtener información de 90m de resolución que se considera detallada para la zona de estudio.

Se descargaron las hojas 35_04 y 35_05 y una vez combinadas se reproyectó la capa resultante en el sistema de coordenadas ETRS89 - UTM zone 29N (EPSG:25829). Se recortó en una región de trabajo que abarcara la cuenca y mantuviera unos márgenes suficientes para su correcto estudio hidrológico: 534879.5, 4470670.4; 616691.3, 4409197.2 (909x683 celdas).

En esta ocasión, y tras evaluar las diferentes opciones se ha procedido al rellenado de espurios mediante la herramienta *r.fill.dir* de GRASS. En el uso de la herramienta *Fill Sinks* (Wang & Liu) de SAGA se obtuvieron modificaciones sobre casi la mitad del territorio y la red de drenaje no se comportaba correctamente. Tras realizar el rellenado de espurios mediante 3 iteraciones de la herramienta *r.fill.dir* de GRASS, se lograron eliminar las áreas problemáticas en la cuenca del Río Ceira y se obtuvo un nuevo MDT que variaba en el 3.76% de la superficie de la región analizada con una corrección máxima de 38 metros.

Se procedió a continuación a la corrección hidrológica del MDT mediante el forzado de la red de drenaje. Para ello se utilizó la herramienta *r.carve* de GRASS y se consideró como mapa de líneas azules el mapa disponible en la web de descargas del [Sistema Nacional de Informação Geográfica \(SNIG\)](#).

Se recortó el MLA del SNIG de manera que se restringió el socavado de cauces a los correspondientes a la cuenca de estudio. El forzado de la red se parametrizó mediante un ancho de cauce correspondiente al doble de la resolución del MDT, es decir 180 m. Debido a la

sinuosidad del cauce y al tamaño de cuenca, la red no se logró representar de manera exacta. Se probaron socavados diferentes entre 1 y 50 metros. Tras obtener las capas en cada uno de los socavados propuestos se volvieron a rellenar los sumideros mediante *r.fill.dir* de GRASS. Se calculó el orden de cauces mediante la herramienta *Strahler order* de SAGA para comprobar el desarrollo de los cauces en los diferentes MDT resultantes. Se ha calibró por comparación visual de los mapas Strahler y el MLA el inicio de la red de cauces (orden 5 de Strahler). Mediante comparación visual se pudo comprobar que para que la red se representara correctamente era necesario realizar un excavado del mapa de líneas azules de 7 m, con el que se alcanzó la representatividad del cauce y su sinuosidad sin llegar a distorsionarlo en exceso.

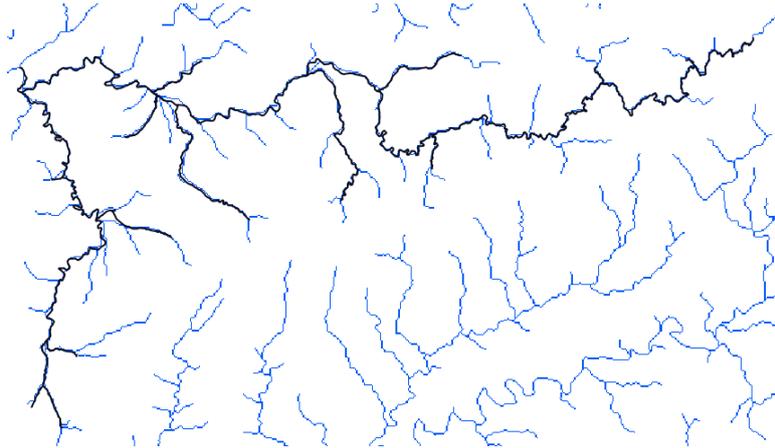


Figura 39. Red de cauces del modelo digital de elevaciones (azul) frente al mapa de líneas azules (negro) utilizando una profundidad de socavado de 7 m.

Como se puede ver en la siguiente imagen, hay tres zonas críticas. Sin embargo, no se lograron corregir aun excavando 50 m (imagen derecha). El resto de la red distorsionaba a mayores profundidades de excavado por lo que se ha adoptado 7m (imagen izquierda) como solución de compromiso teniendo en cuenta que las variaciones que se introducirán no van a afectar de manera significativa a la modelación hidrológica con ECO-TETIS.

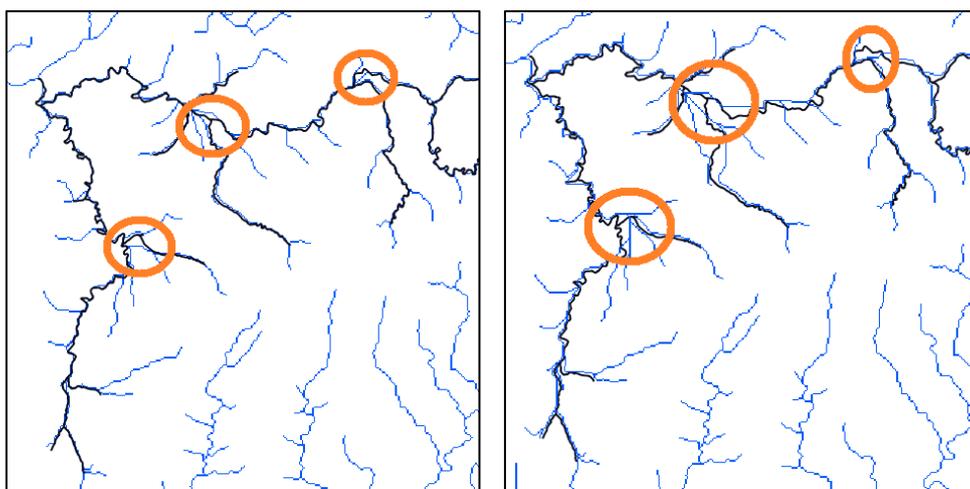


Figura 40. Calibración del proceso de socavado de cauces en el modelo digital de elevaciones de la cuenca del Río Ceira. A la izquierda se muestra la red de cauces del modelo digital de elevaciones (azul) frente al mapa de líneas azules (negro) utilizando una profundidad de socavado de 7 m, a la derecha la comparación asignando una profundidad de socavado de 50 m.

El modelo digital de elevaciones corregido se muestra a continuación. Como se describió en el apartado introductorio, la superficie de cuenca presenta altitudes que van desde los 1393.89 m.s.n.m hasta los 35.62 m.s.n.m, a los que se encuentra el punto de desagüe seleccionado. La cuenca presenta una elevación media sobre el nivel del mar de 438.61 m, con una desviación estándar equivalente a 274.76 m.

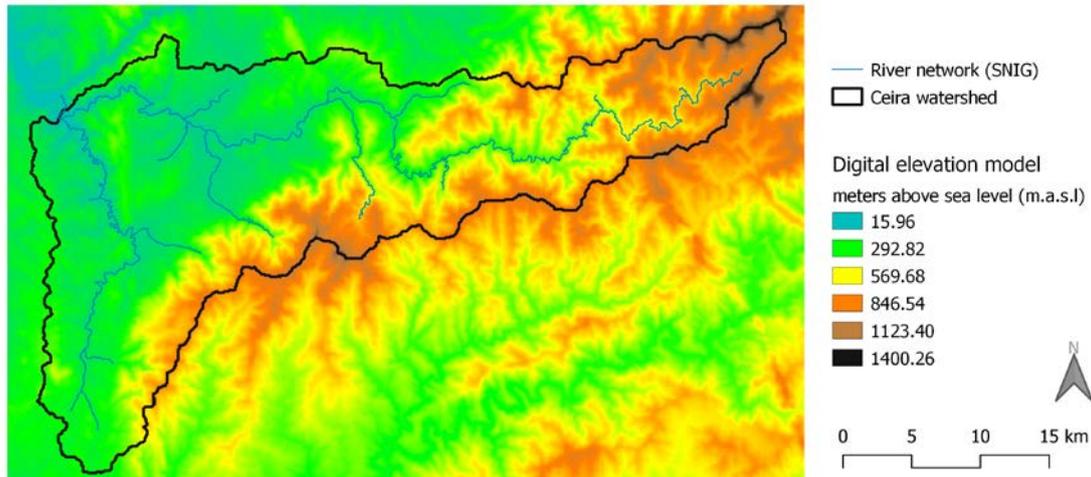


Figura 41. Modelo digital de elevaciones corregido desde el punto de vista hidrológico para la cuenca del Río Ceira.

MAPA DE PENDIENTES

Se calcularon los mapas de pendientes mediante la herramienta *r.slope.aspect* de GRASS. Los resultados mostraron pendientes máximas ligeramente superiores en el caso de la cuenca del Barranco de Carraixet (88.19 %) al compararlas con el valor máximo de pendiente de la cuenca del río Ceira (84.24 %). En la parte baja de ambas cuencas se reducen drásticamente las pendientes hasta predominar las llanuras con pendiente prácticamente nula. De hecho, ambas cuencas presentan pendientes escarpadas en las zonas puntuales de la cabecera, pero rápidamente la pendiente se reduce y predominan las pendientes más suaves. De este modo, observamos en la cuenca del Barranco de Carraixet un valor medio de pendiente igual a 13.88 % con una desviación típica del mismo orden (14.19 %). En el caso de la cuenca del Río Ceira, la media es ligeramente superior (21.57 %) aunque la desviación estándar es comparable (14.12 %)

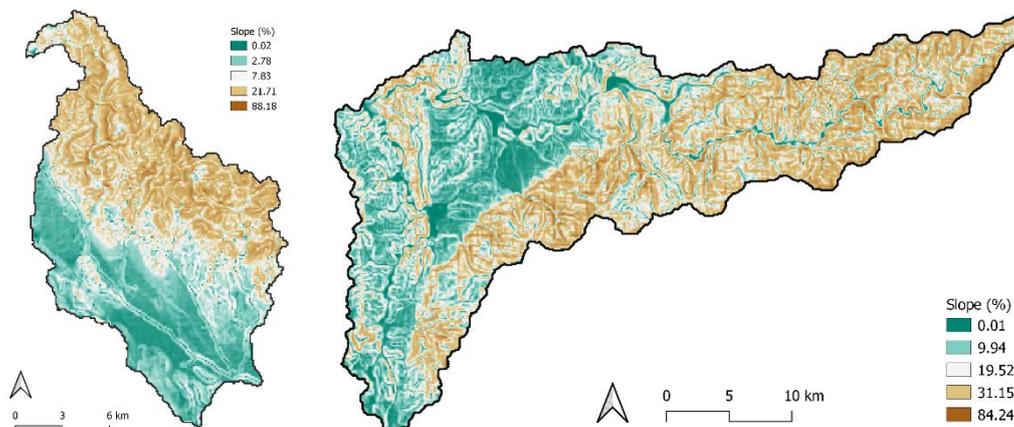


Figura 42. Mapas de pendientes (%) de la cuenca del Barranco del Carraixet (izquierda) y de la cuenca del Río Ceira (derecha).

MAPA DE DIRECCIONES DE DRENAJE

Se calcularon las direcciones de drenaje mediante la herramienta *r.watershed* de GRASS. La herramienta se parametrizó seleccionando el modelo D8 (O'Callaghan y Mark, 1984) de direcciones de drenajes únicas. Este modelo D8 considera que cada celda drena a una de las 8 que la rodean, más concretamente a aquella con máxima i_k , donde i_k corresponde al cociente de la diferencia de cotas de la celda con la adyacente, $z(c)-z(c_k)$, y la distancia entre centros, d_k , siguiendo la expresión:

$$i_k = \frac{z(c) - z(c_k)}{d_k}$$

Por considerar ambas cuencas convergentes, aceptamos como válido el modelo. El resultado es indicativo del aspecto para cada celda en sentido contrario a las agujas del reloj desde el Noreste. En el caso de existir valores nulos, estos señalarían la localización de los sumideros definido. En este caso, no se ha considerado mapa de depresiones por lo que los mapas de direcciones de drenaje no presentan sumideros. Se ha comprobado la delimitación correcta de las cuencas de estudio mediante la ausencia de valores negativos en los mapas de direcciones de drenaje. Los valores negativos indican que la escorrentía superficial no se encuentra dentro de los límites de la región geográfica en estudio (indicando el valor absoluto la dirección del flujo).

La codificación resultante de la herramienta se ha reclasificado en base a los requerimientos de ECO-TETIS.

r.watershed			ECO-TETIS		
3	2	1	32	64	128
4	★	8	16	★	1
5	6	7	8	4	2

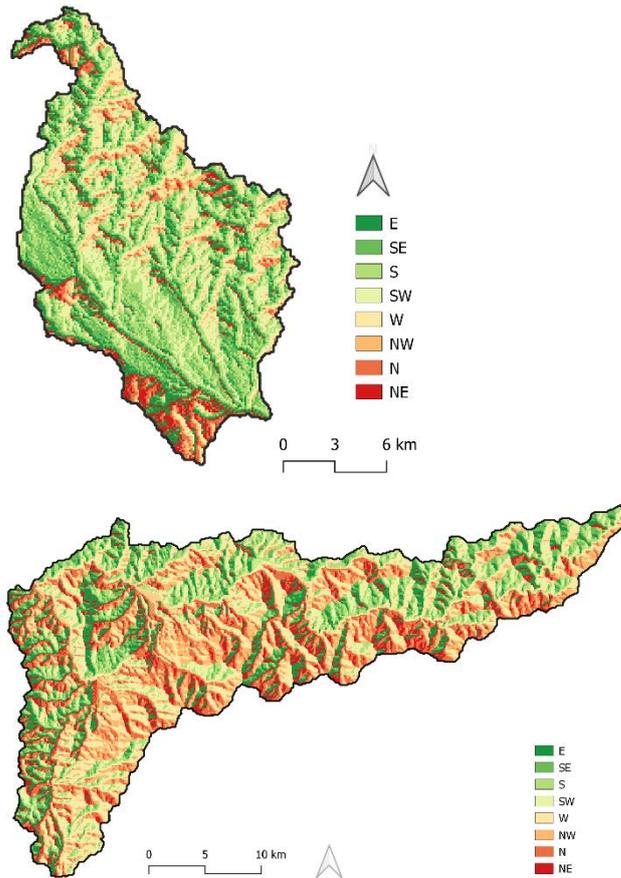


Figura 43. Mapas de direcciones de flujo de la cuenca del Barranco del Carraxet (izquierda) y de la cuenca del Río Ceira (derecha).

El punto de desagüe en el Barranco de Carraxet está localizado en dirección sureste (SE), siendo el mapa resultante coherente espacialmente. Desde un punto de vista estadístico, observamos como tan solo el 57% de la superficie de la cuenca drena en esa dirección o en dirección sur (S) o este (E). Las direcciones de drenaje menos intuitivas, entendiendo aquellas como las que derivan el agua hacia puntos más alejados en proyección ortogonal del punto de desagüe, se concentran en la parte alta de la cuenca, donde la sierra presenta montes cuyas divisorias presentan una direccionalidad homóloga que corta perpendicularmente a la dirección de flujo del cauce principal. Se observa además una zona en la parte baja de la cuenca, en la margen derecha del barranco, en la que el flujo drena en dirección fundamentalmente norte (N) o noreste (NE).

Tabla 5. Superficie de las cuencas analizadas (%) en la que se observan las diferentes direcciones de flujo.

Drainage Direction	CARRAIXET (% area)	CEIRA (% area)
NE	6%	10%
N	5%	15%
NW	5%	14%
W	12%	18%
SW	14%	11%
S	26%	12%
SE	17%	8%
E	14%	12%

En el caso del Río Ceira, el punto de desagüe se encuentra situado en el extremo noroeste de la cuenca (NW). Un 47% de la superficie de la cuenca drenante presenta direcciones de flujo directas hacia N, NW o noreste (NE). En este caso, las divisorias de las montañas que acompañan al río en la parte alta de la cuenca surcan la superficie en paralelo al mismo siguiendo su sinuosidad. En la cuenca media y en las cabeceras de los tributarios (Río Corvo y Río Arouce) que fluyen de sur a norte en la parte oeste y central de la cuenca, el intrincado relieve muestra sentidos de flujo contrarios al del cauce principal en algunas zonas en términos de dirección de drenaje.

MAPA DE CELDAS DRENANTES ACUMULADAS

Mediante la herramienta *r.watershed* de GRASS se obtuvieron los mapas de celdas drenantes acumuladas. En la ejecución de la herramienta se forzó la acumulación de flujo positivo incluso ante posibles subestimaciones.

El mapa de celdas drenantes acumuladas representa el número de celdas en valor absoluto que drenan a cada celda, más 1 unidad (ella misma). Los números negativos indican las celdas que tienen un punto de drenaje fuera de la zona de estudio, es decir fuera de la región geográfica sobre la que se realiza el análisis computacional. Se comprobó que las delimitaciones de las superficies de cuenca eran correctas en base a la ausencia de valores < 1 en el mapa de celdas drenantes acumuladas.

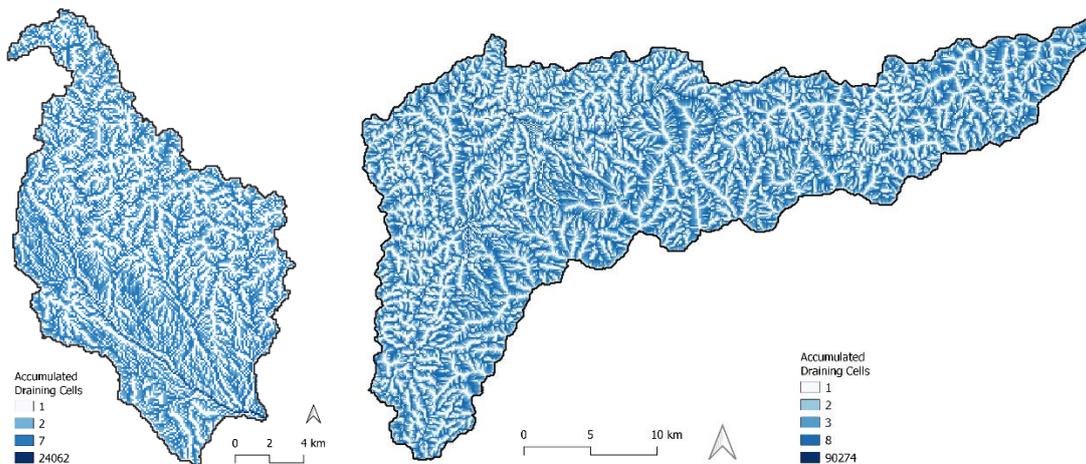


Figura 44. Mapas de número de celdas drenantes acumuladas (representación por cuantiles) de la cuenca del Barranto del Carraixet (izquierda) y de la cuenca del Río Ceira (derecha).

Como se puede comprobar en los mapas, la mayor parte de las celdas de las cuencas drenan el agua de una superficie pequeña. A medida que los flujos van fluyendo en los diferentes canales el número de celdas acumuladas asciende drásticamente.

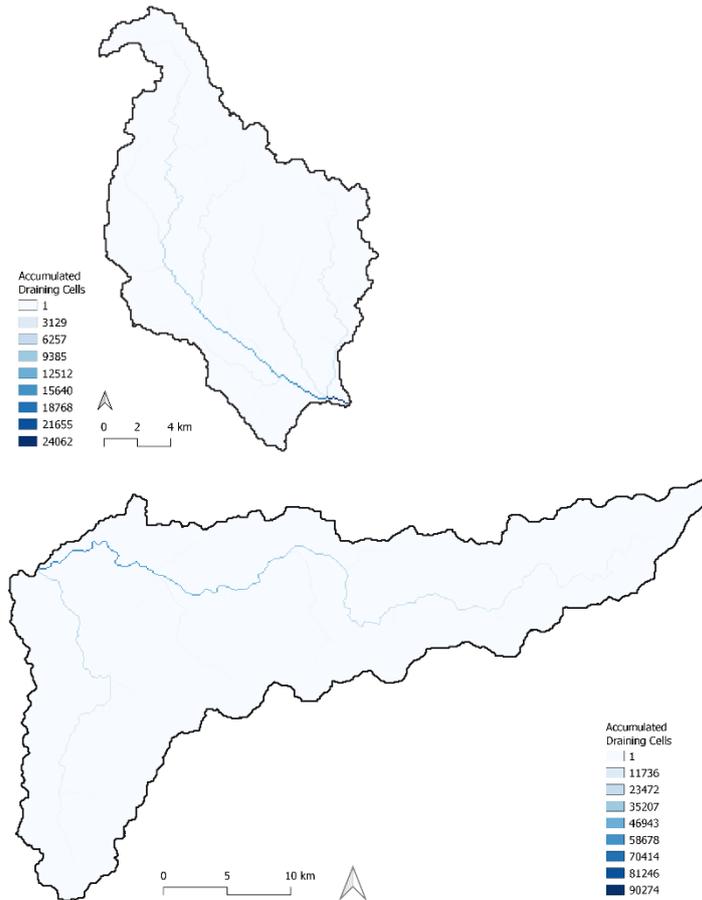


Figura 45. Mapas de número de celdas drenantes acumuladas de la cuenca del Barranco del Carraixet (izquierda) y de la cuenca del Río Ceira (derecha).

Por comparación del mapa de celdas drenantes acumuladas con el inicio de los cauces del mapa de líneas azules se dedujeron las áreas umbrales para los cauces de ambas redes. En el caso del Barranco del Carraixet se estableció el área umbral en 0.5 km². En la cuenca del Río Ceira se estimó el área umbral en aproximadamente 9.7 km².

MAPA DE VELOCIDAD DE FLUJO EN LADERA

Mediante la calculadora ráster disponible en el sistema de información geográfica QGIS se realizó una aproximación de la velocidad de los flujos en ladera siguiendo la expresión:

$$v = 1.4142 * \sqrt{s_0}$$

Donde v es la velocidad de flujo (m/s) y s_0 corresponde a la pendiente (m/m) en cada una de las celdas de la cuenca.

Esta aproximación requiere únicamente el mapa de pendientes y es válida para velocidades razonables entre 0.001 y 1 m/s. En las dos cuencas de estudio encontramos de manera puntual velocidades ligeramente superiores a la unidad. En cualquier caso, se asume que es una estimación válida pues los problemas en la estimación suelen venir de velocidades inferiores a

0.001 y el valor mínimo estimado corresponde a 0.019 m/s en el Barranco del Carraixet y a 0.015 m/s en la cuenca del Río Ceira.

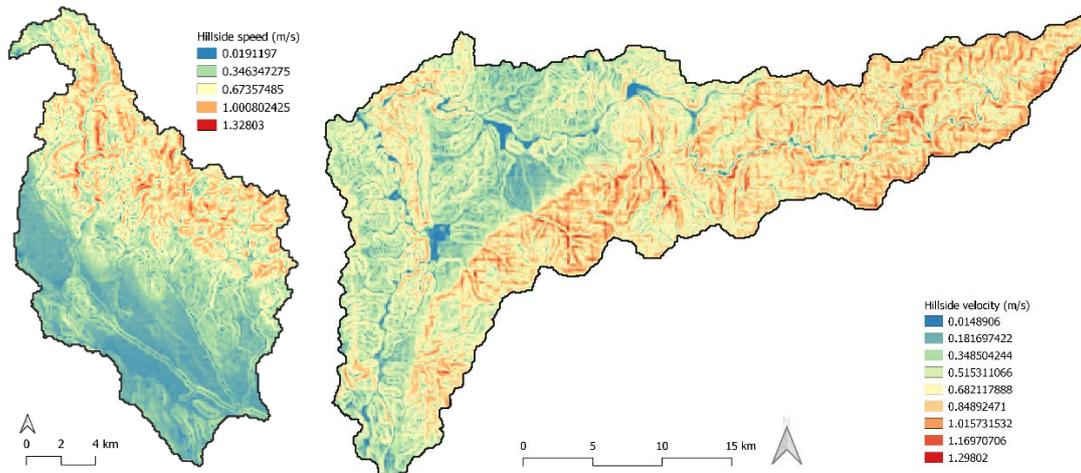


Figura 46. Mapas de velocidad de flujo (m/s) drenantes acumuladas de la cuenca del Barranco del Carraixet (izquierda) y de la cuenca del Río Ceira (derecha).

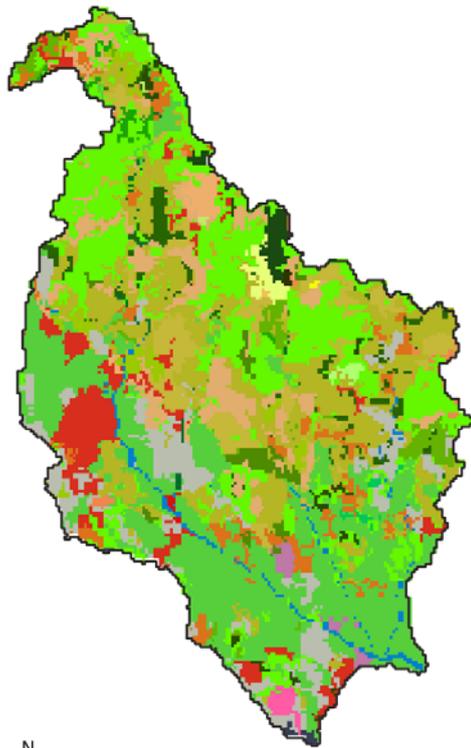
Mediante estos mapas, aportamos al modelo ECO-TETIS una velocidad de flujo estacionaria pero distribuida en el espacio, es decir diferente en cada una de las celdas de la cuenca, para el análisis hidrológico.

USOS DEL SUELO Y SUS PARÁMETROS HIDROLÓGICOS DERIVADOS

MAPA DE USOS DEL SUELO

Para la generación de los mapas de uso del suelo en ambas cuencas de estudio se parte de la referencia proporcionada por el mapa [Corine Land Cover](#) del año 2018 (incluidos en el apartado introductorio).

Dado el interés forestal del proyecto, las zonas forestales se analizaron en mayor profundidad. Mediante la información del [Inventario Forestal Nacional](#) (Mapa Forestal de España) e imágenes LiDAR se desglosaron los usos forestales en diferentes usos de suelo más detallados. Adicionalmente, se definió una pequeña superficie situada en la Sierra de Calderona, a la altura del municipio de Serra que corresponde con la parcela experimental de esta cuenca de estudio.



1. Treatment Plot
2. Urban
3. Water
4. Grass
5. Shrub
6. Scattered Aleppo pine
7. Quercus suber
8. Ceratonia siliqua
9. Mature scattered Aleppo pine
10. Evergreen hardwood forest
11. Mature Aleppo pine
12. Stem-exclusion Aleppo pine stands
13. Mature Pinus pinaster
14. Stem-exclusion conifer+hardwood
15. Riparian forest
16. Olea europea
17. Very young Aleppo pine stands
18. Initiation Quercus ilex
19. Initiation Conifer+hardwood
20. Initiation Pinus pinaster
21. Afforestation Aleppo pine
22. Afforestation conifer + Hardwood
23. Coniferous forest
24. Sclerophyllous vegetation
25. Pastures
26. Permanently irrigated land
27. Fruit trees and berry plantations
28. Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation
29. Complex cultivation patterns
30. Industrial or commercial units
31. Road and rail networks and associated land
32. Construction sites
34. Sport and leisure facilities

Figura 47. Mapa de usos del suelo utilizado en la modelación hidrológica de la cuenca del Barranco del Carraixet.

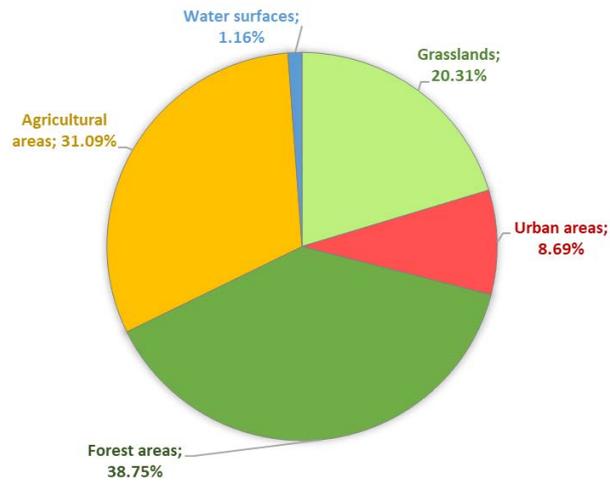


Figura 48. Proporción de los diferentes usos del suelo definidos en la Cuenca del Barranco de Carraixet agrupando los diferentes usos forestales, agrícolas y urbanos.

En la cuenca del Río Ceira, se matizaron las coberturas del suelo en la cuenca en base a información más detallada en términos de especies forestales dominantes. Este trabajo se realizó tomando como referencia el [Inventario Forestal Nacional](#) de Portugal del año 2015 (*Instituto da Conservação da Natureza y das Florestas*).

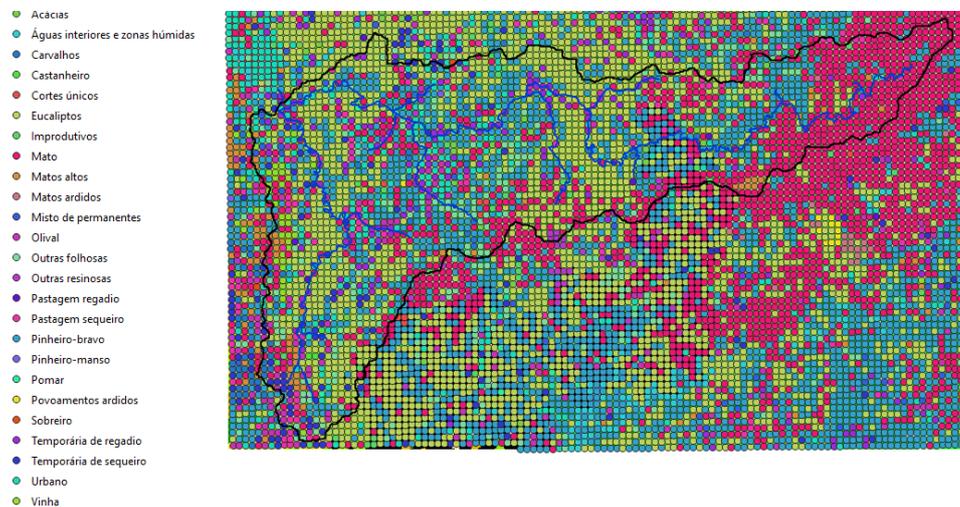


Figura 49. Mapa especies forestales del Inventario Forestal Nacional de Portugal en la cuenca del Río Ceira (año 2015).

A partir del mapa de puntos original se creó una cuadrícula completa con la resolución adecuada en base al vecino más próximo. Como resultado se obtuvo el mapa que se muestra a continuación.

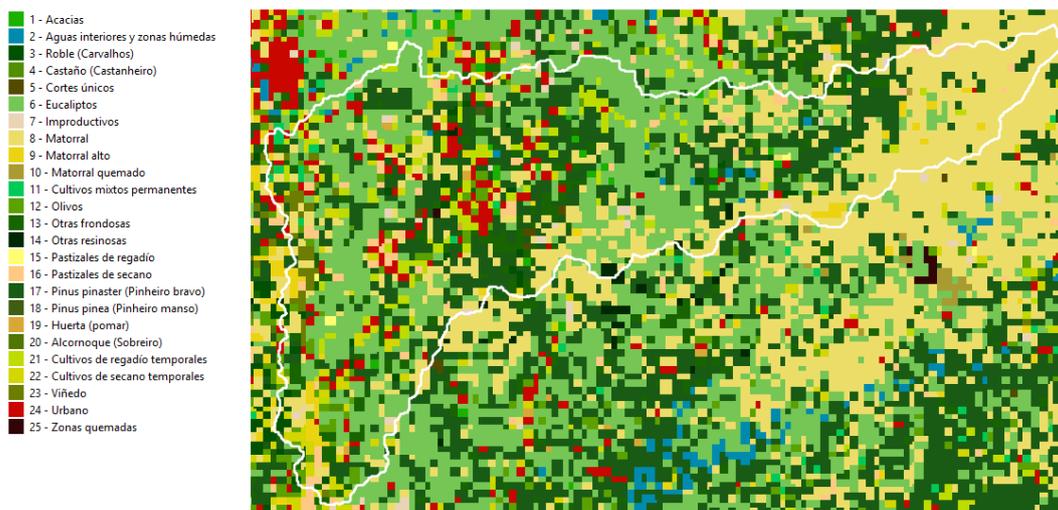


Figura 50. Mapa rasterizado de especies forestales del Inventario Forestal Nacional de Portugal en la cuenca del Río Ceira (año 2015).

Se combinaron el mapa de usos *Corine Land Cover* (año 2018) con el mapa de usos principales del Inventario Forestal Portugués de 2015 y se analizaron los diferentes casos posibles, tanto a nivel de categorías como por su importancia en términos de superficie. Se comprobó que la cuenca presentaba una gran presencia de *Eucalyptus globulus* y *Pinus pinaster*. Además, se consideró la diferenciación por presencia de *Quercus robur*, *Acacia dealbata* (mimosa invasora en la región de Coimbra), *Castanea sativa* y *Pinus pinea*, a pesar de que la presencia en superficie de estos tres últimos es mucho más reducida. Se analizó también la presencia de *Quercus faginea*; finalmente no se tuvo en cuenta para la diferenciación por no haber encontrado ningún alcornoque en la cuenca de especial importancia.

Teniendo en cuenta lo anterior, se reclasificaron las celdas pertinentes del mapa de usos de CORINE (tomado como referencia) siempre que los usos propuestos por el Inventario Forestal Nacional coincidieran con alguna de las categorías seleccionadas anteriormente. Se tuvieron en cuenta para la reclasificación aquellos usos CORINE que correspondían con las categorías forestales de bosque caducifolio, de coníferas o mixto, así como las zonas de transición, praderas, zonas de vegetación esclerófila y zonas de matorral mesófilo. Para finalizar se contemplaron diferentes áreas de suelo desnudo en las que se incluyeron las zonas quemadas y algunas zonas de cultivo catalogadas como complejas o en asociación con vegetación natural.

En ausencia de informes cuantitativos de los incendios o documentación relacionada con la gestión forestal, la regeneración natural y los esfuerzos de repoblación o replantación llevados a cabo en los últimos dos años, se han buscado alternativas válidas para corregir la asignación del uso del suelo de superficies quemadas en 2018. Con ese objetivo, se analizaron en detalle las imágenes de satélite del presente año 2020 disponibles a través de *Google Maps*. Como ejemplo se muestra a continuación una de las zonas quemadas que se han reclasificado como cobertura de *Eucalyptus globulus* en la estimación de usos del suelo del año 2020.

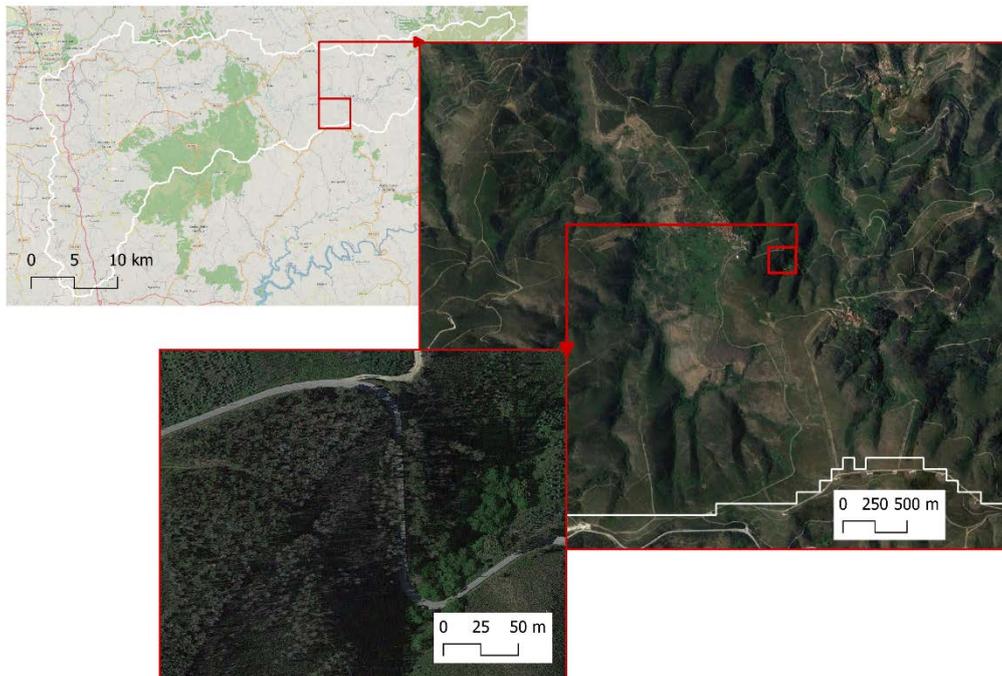


Figura 51. Ejemplo de reclasificación de una zona quemada en 2018, con Eucalyptus globulus como uso del suelo en 2020.

Finalizado el análisis, el mapa de usos o coberturas del suelo en la cuenca del Río Ceira se consideró validado para el año 2020 tal como se muestra a continuación con una diferenciación de 33 usos o coberturas del suelo, entre los que predominan los forestales.

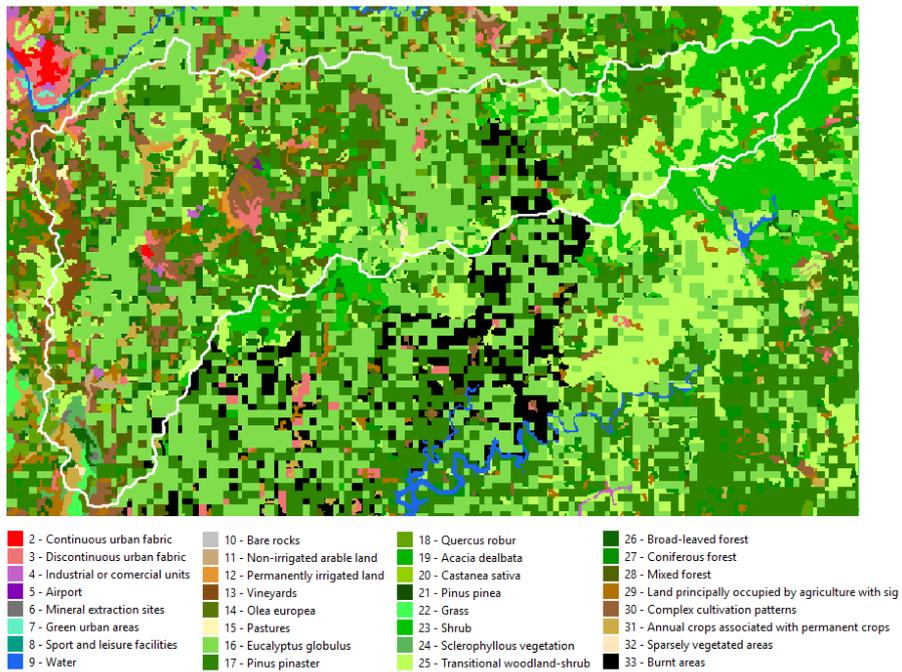


Figura 52. Mapa de usos del suelo utilizado en la modelación hidrológica de la cuenca del Barranco del Carraxet.

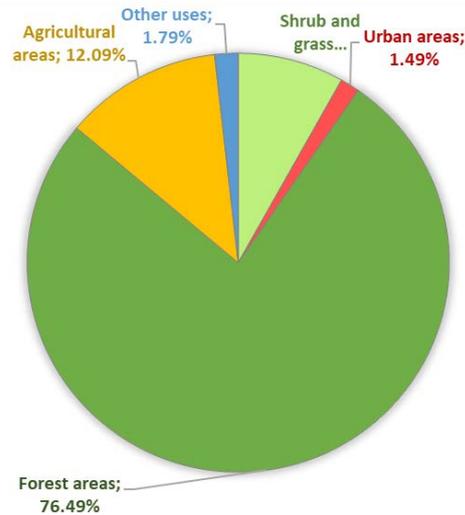


Figura 53. Proporción de los diferentes usos del suelo definidos en la Cuenca del Río Ceira agrupando los diferentes usos forestales, agrícolas y urbanos.

FACTORES DE VEGETACIÓN MENSUALES ASOCIADOS A CADA USO DEL SUELO

El factor de vegetación equivale al factor de cultivo para el cálculo de la evapotranspiración al que hace referencia el Documento de la FAO nº 56. Su estimación para las cuencas del Barranco del Carraixet y el Río Ceira se realizó teniendo en cuenta exclusivamente de la densidad de cubierta vegetal, más concretamente una densidad aproximada de hojas por unidad de superficie, considerando la variabilidad mensual de las especies dominantes en cada uno de los usos y asumiendo que no existen restricciones de humedad. Se estimó para cada celda tomando como referencia el mapa de usos del suelo de las cuencas en estudio y se consideraron coberturas medias para cada uno de los tipos de uso presentes en ambas regiones.

Tabla 6. Factores de vegetación mensuales estimados por uso en el caso del Barranco de Carraixet.

Coverage	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Treatment Plot	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Urban	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Water	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Grass	0.4	0.4	0.5	0.75	0.95	0.9	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
Shrub	0.7	0.7	0.75	0.88	0.98	0.95	0.75	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Scattered Aleppo pine	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Quercus suber	0.6	0.6	0.65	0.7	0.75	0.8	0.8	0.8	0.8	0.75	0.7	0.6
Ceratonia siliqua	0.6	0.6	0.65	0.7	0.75	0.8	0.8	0.8	0.8	0.75	0.7	0.6
Mature scattered Aleppo pine	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Evergreen hardwood forest	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Mature Aleppo pine	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Stem-exclusion Aleppo pine stands	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Mature Pinus pinaster	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Stem-exclusion conifer+hardwood	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Riparian forest	0.6	0.6	0.8	1	1	1	1	1	1	1	0.8	0.6
Olea europea	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
Very young Aleppo pine stands	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Initiation Quercus ilex	0.6	0.6	0.65	0.7	0.75	0.8	0.8	0.8	0.8	0.75	0.7	0.6
Initiation Conifer+hardwood	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Initiation Pinus pinaster	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Afforestation Aleppo pine	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Afforestation conifer + Hardwood	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Coniferous forest	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Sclerophyllous vegetation	0.6	0.6	0.65	0.7	0.75	0.8	0.8	0.8	0.8	0.75	0.7	0.6
Pastures	0.4	0.4	0.4	0.6	0.8	0.8	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
Permanently irrigated land	0.3	0.3	0.3	0.6	0.8	0.9	0.8	0.5	0.3	0.2	0.3	0.3
Fruit trees and berry plantations	0.3	0.3	0.6	0.7	0.8	0.8	0.7	0.7	0.7	0.6	0.6	0.3
Land principally occupied by agriculture, with significant areas of	0.5	0.5	0.5	0.7	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.7	0.5	0.5
Complex cultivation patterns	0.4	0.4	0.4	0.6	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.4

Industrial or commercial units	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Road and rail networks and associated land	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Construction sites	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Sport and leisure facilities	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

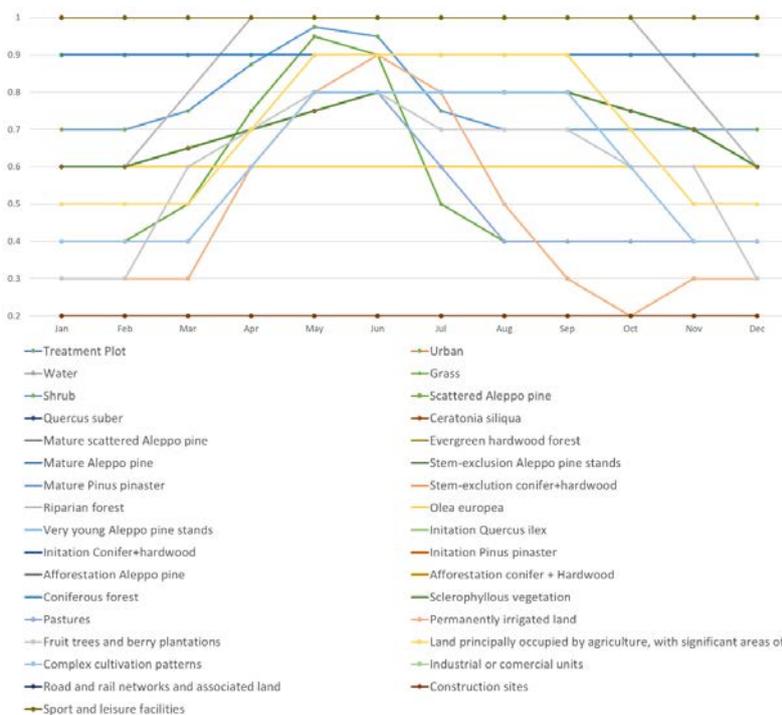


Figura 54. Factores de vegetación mensuales estimados por uso en el caso del Barranco de Carraixet.

De manera análoga se estimaron los factores de vegetación mensuales para los diferentes usos presentes en la cuenca del Río Ceira.

Tabla 7. Factores de vegetación mensuales estimados por uso en el caso del Río Ceira.

Coverage	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Treatment Plot	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Continuous urban fabric	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Discontinuous urban fabric	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.7	0.7	0.7
Industrial or commercial units	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Airports	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Mineral extraction sites	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Green urban areas	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Sport and leisure facilities	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Water	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bare rocks	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Non-irrigated arable land	0.2	0.2	0.2	0.3	0.4	0.5	0.5	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2
Permanently irrigated land	0.3	0.3	0.3	0.6	0.8	0.9	0.8	0.5	0.3	0.2	0.3	0.3
Vineyards	0.2	0.2	0.2	0.3	0.4	0.6	0.7	0.7	0.6	0.5	0.2	0.2
Olea europea	0.2	0.2	0.2	0.3	0.4	0.6	0.7	0.7	0.6	0.5	0.2	0.2
Pastures	0.4	0.4	0.4	0.6	0.8	0.8	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
Eucalyptus globulus	0.5	0.6	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	0.6	0.6	0.6
Pinus pinaster	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Quercus robur	0.6	0.6	0.65	0.7	0.75	0.8	0.8	0.8	0.8	0.75	0.7	0.6
Acacia ssp.	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Castanea sativa	0.2	0.2	0.2	0.4	0.5	0.7	0.8	0.8	0.7	0.6	0.2	0.2
Pinus pinea	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Grass	0.4	0.4	0.5	0.75	0.95	0.9	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
Shrub	0.7	0.7	0.75	0.88	0.98	0.95	0.75	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Sclerophyllous vegetation	0.6	0.6	0.65	0.7	0.75	0.8	0.8	0.8	0.8	0.75	0.7	0.6
Transitional woodland-shrub	0.8	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8
Broad-leaved forest	0.6	0.6	0.6	0.8	1	1	1	1	1	0.8	0.6	0.6
Coniferous forest	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Mixed forest	0.8	0.8	0.8	0.9	1	1	1	1	1	0.9	0.8	0.8
Land principally occupied by agriculture with significant areas of natural vegetation	0.5	0.5	0.5	0.7	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.7	0.5	0.5

Complex cultivation patterns	0.4	0.4	0.4	0.6	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.6	0.4	0.4
Annual crops associated with permanent crops	0.2	0.3	0.4	0.7	0.8	0.8	0.7	0.5	0.2	0.2	0.2	0.2
Sparsely vegetated areas	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2
Burnt areas	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1

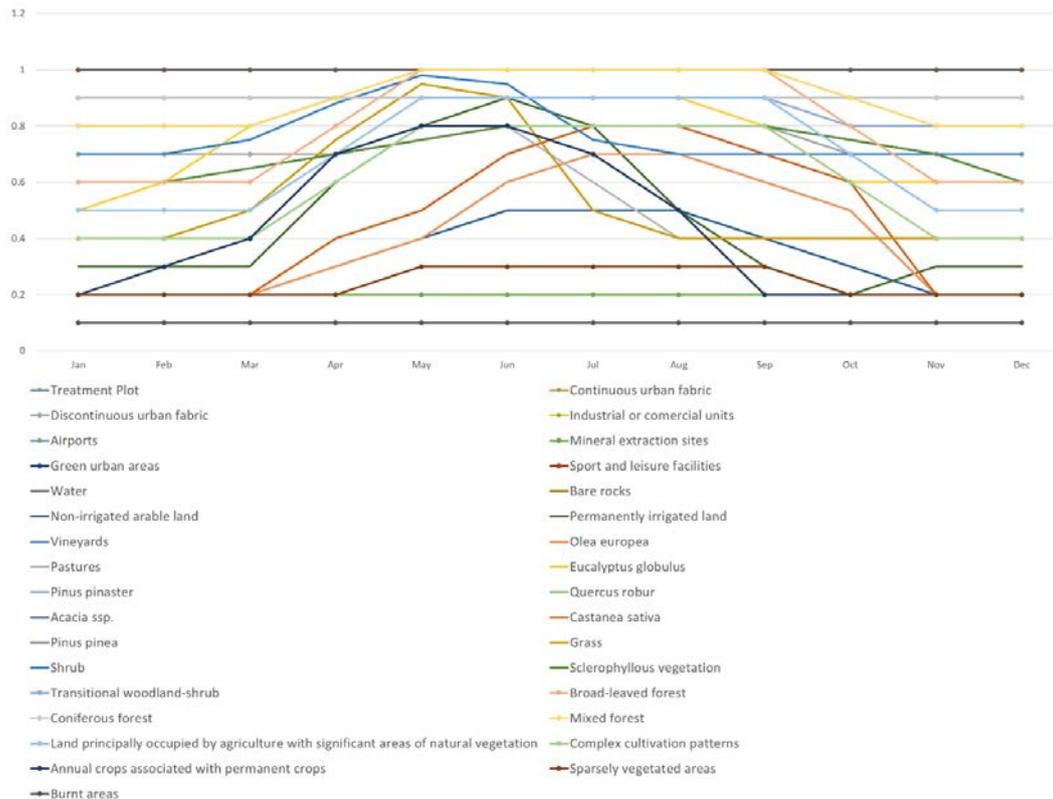


Figura 55. Factores de vegetación mensuales estimados por uso en el caso del Río Ceira.

ECO-TETIS no separa el cálculo de la evaporación del cálculo de la transpiración y la evapotranspiración viene definida por la curva de extracción de agua por lo que es función del agua disponible en el suelo además de la parametrización de los usos que cubren cada una de las celdas. Por ese motivo cuanto más impermeable es un uso, mayor debe ser su factor de vegetación. En el caso de superficies sin vegetación, esos valores elevados de este parámetro son corregidos, incluso anulados, mediante la profundidad efectiva de raíces y la densidad de cubierta vegetal o cobertura de cada una de las celdas. Con este enfoque permitimos maximizar la evaporación en dichos usos.

FRACCIÓN DE COBERTURA DE LA SUPERFICIE DEL SUELO

La fracción de cobertura de los diferentes usos interviene en la regulación de los flujos hidrológicos en la capa superficial del suelo. De ella dependen los procesos de interceptación y de evapotranspiración. En ECO-TETIS se considera estática siempre que no se aporte una condición diferente a la inicial, como es el caso de un escenario de tala de vegetación. No se debe confundir la fracción de cobertura con la densidad de biomasa o con el factor de vegetación. Simplificándolo al máximo podemos expresarlo como el porcentaje en superficie que cubre el uso asignado a una celda concreta, expresado en m/m. Por tanto, la fracción de cobertura se proporciona al modelo en forma de mapa que contiene valores entre 0 y 1.

Para la estimación del mapa de fracción de cobertura en la cuenca del Barranco de Carraixet se parte del último vuelo LiDAR (2015).

Lamentablemente la metodología anterior no se desarrolló para la totalidad de la cuenca, restringiéndose a las superficies cubiertas por usos forestales. Para completar la capa disponible se analizaron diferentes fuentes de información disponible.

En primer lugar se descargó el mapa de *Copernicus HRL Forest* denominada [Tree Cover Density \(TCD\)](#). Este mapa representa la proyección ortogonal del dosel vegetal sobre la superficie del suelo, proporcionando información de la proporción de cobertura del dosel vegetal forestal en cada píxel. Puesto que una parte importante de la superficie en la cuenca del Barranco de Carraixet se encuentra cubierta por el uso herbáceo, se ha decidido comprobar también la validez de la capa disponible en relación a la cobertura de hierbas [HRL Grasslands 2015](#).

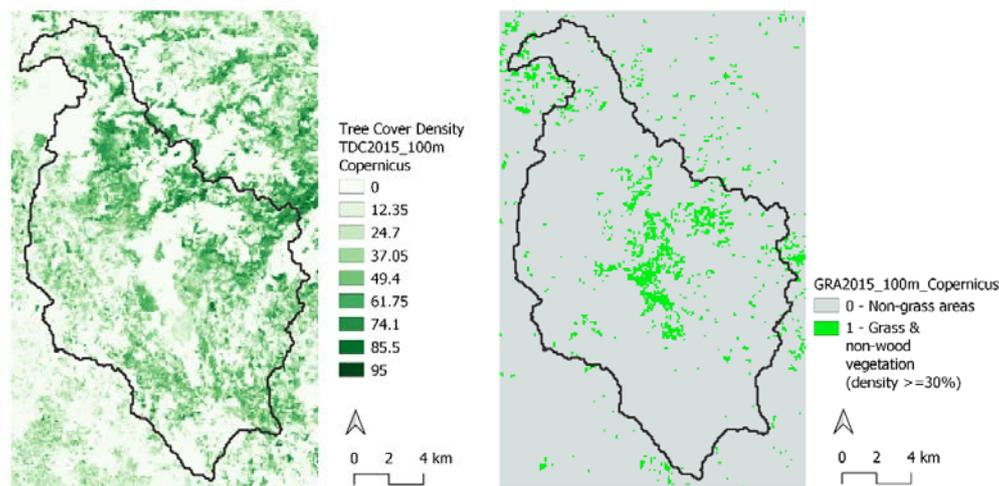


Figura 56. Mapas de fracción de cobertura de referencia para usos del suelo cuyo estrato dominante es arbóreo (izquierda) y para usos del suelo con estrato herbáceo dominante en la cuenca del Barranco del Carraixet.

Puesto que este último solo nos aporta información de si el píxel se clasifica como herbáceo con una densidad de hierbas de al menos un 30%, se toma este valor como referencia para completar el mapa de densidad de cubierta arbórea. En resumen, se planteó como primera alternativa para asignar las fracciones de cobertura faltantes en el Barranco de Carraixet el mapa de densidad de cubierta arbórea completado con una fracción de cubierta equivalente a 0.3 en el uso del suelo herbáceo.

Como segunda alternativa se comprobó el comportamiento de la capa de Landsat de porcentaje de suelo desnudo [Global bare soil Landsat 30m](#) (Hansen *et al.*, 2013; Ying *et al.*, 2017).

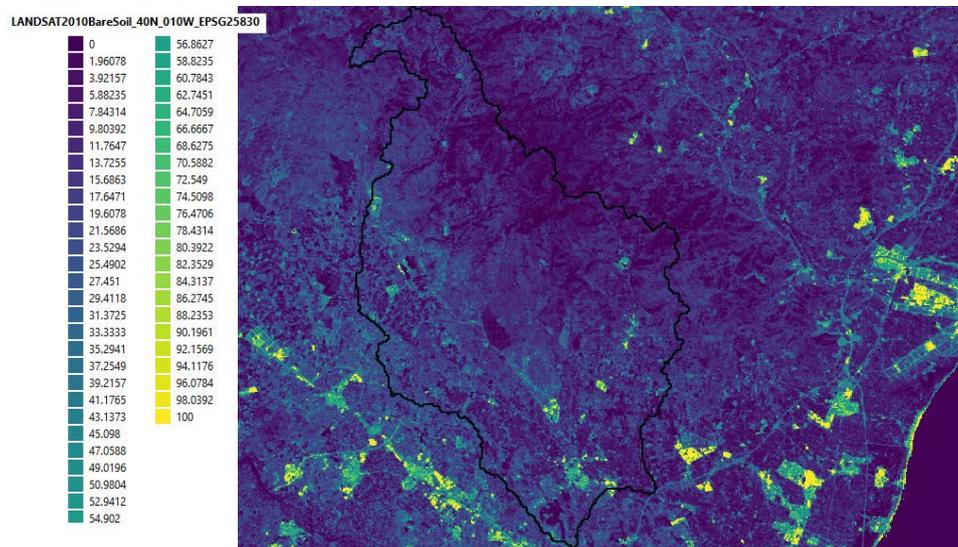


Figura 57. Imagen Landsat de porcentaje de suelo desnudo Global bare soil Landsat 30m (año 2015) en la cuenca del Barranco del Carraixet.

Por último, se analizaron las imágenes [MODIS 44B](#) para el año 2016, con 250m de resolución (Dimiceli *et al.*, 2015).

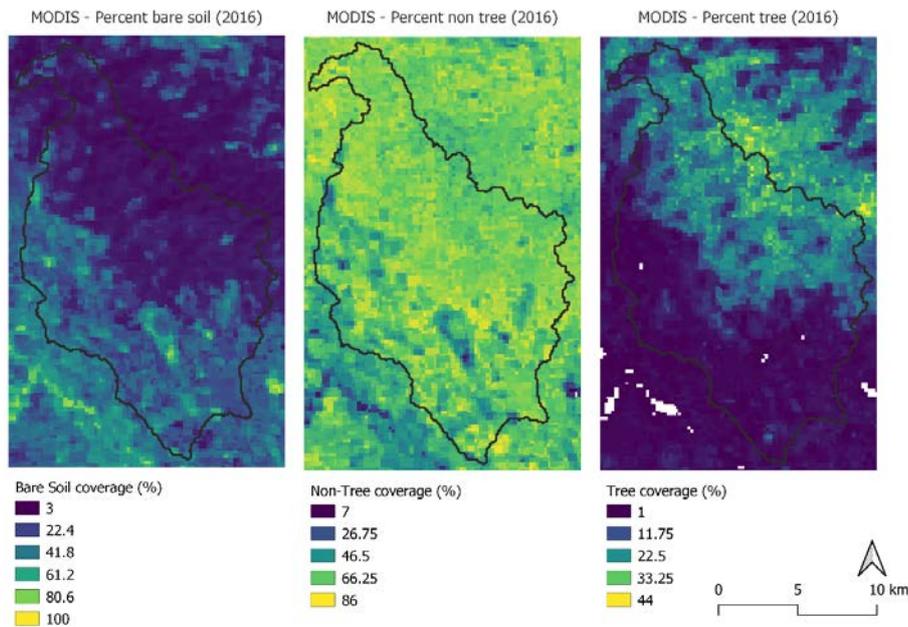


Figura 58. Imágenes MODIS 44B (año 2016) de porcentaje de suelo desnudo Global bare soil Landsat 30m en la cuenca del Barranco del Carraxet.

Para la toma de decisiones a la hora de completar la zona de fracciones de cobertura disponibles con alta resolución y fiabilidad, se compararon estos datos de referencia con los recursos de Copernicus, Landsat y MODIS. Fue necesario reclasificar los usos del suelo de manera que se pudiera comprobar para qué usos asimilables a uno u otro estrato de cobertura (arbóreo, herbáceo o suelo desnudo) la fracción de cobertura era mejor representada por uno u otro recurso.

Tabla 8. Reclasificación de los diferentes usos del suelo presentes en la cuenca del Barranco del Carraxet para la generación de máscaras de asignación de fracciones de cobertura desde diferentes fuentes de información.

Coverage	Tree dominant	Non-Tree dominant	Bare soil dominant
----------	---------------	-------------------	--------------------

Treatment Plot	1	0	0
Urban	0	0	1
Water	0	0	0
Grass	0	1	0
Shrub	0	1	0
Scattered Aleppo pine	1	0	0
Quercus suber	1	0	0
Ceratonia siliqua	1	0	0
Mature scattered Aleppo pine	1	0	0
Evergreen hardwood forest	1	0	0
Mature Aleppo pine	1	0	0
Stem-exclusion Aleppo pine stands	1	0	0
Mature Pinus pinaster	1	0	0
Stem-exclusion conifer+hardwood	1	0	0
Riparian forest	1	0	0
Olea europea	1	0	0
Very young Aleppo pine stands	1	0	0
Initiation Quercus ilex	0	1	0
Initiation Conifer+hardwood	0	1	0
Initiation Pinus pinaster	0	1	0
Afforestation Aleppo pine	1	0	0
Afforestation conifer + Hardwood	1	0	0
Coniferous forest	1	0	0
Sclerophyllous vegetation	0	1	0
Pastures	0	1	0
Permanently irrigated land	0	1	0
Fruit trees and berry plantations	1	0	0
Land principally occupied by agriculture, with significant areas of	1	0	0
Complex cultivation patterns	0	1	0
Industrial or commercial units	0	0	1
Road and rail networks and associated land	0	0	1
Construction sites	0	0	1
Sport and leisure facilities	0	0	1

Con esta asignación de usos a los diferentes estratos se comparó la información de los mapas de *Copernicus* con las fracciones de cobertura de referencia.

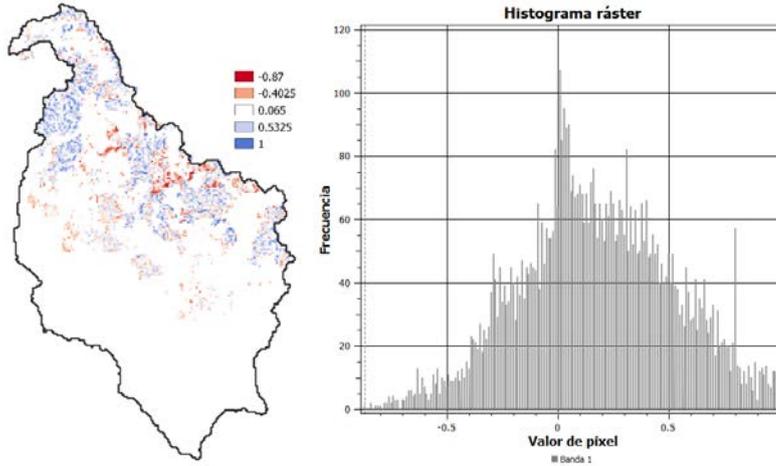


Figura 59. Diferencias entre fracción de cobertura LiDAR de referencia y Non-Tree dominant uses (Copernicus) en la cuenca del Barranco de Carraxet.

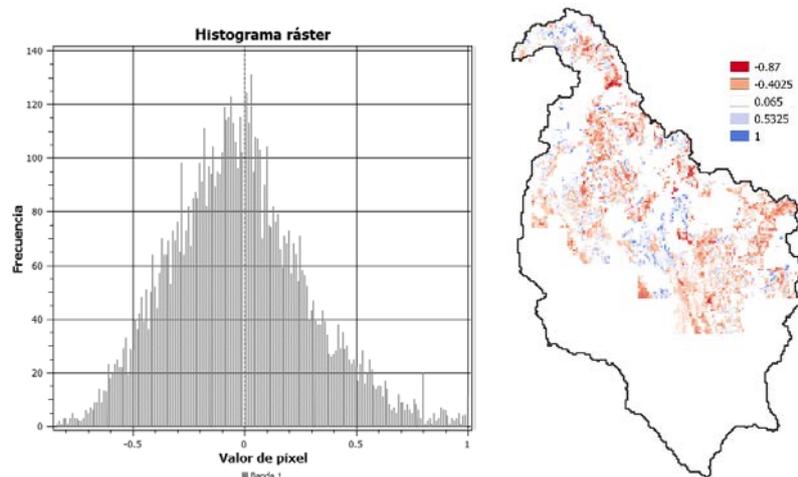


Figura 60. Diferencias entre fracción de cobertura LiDAR de referencia y Tree dominant uses (Copernicus) en la cuenca del Barranco de Carraxet.

Se observaron diferencias sustanciales en algunos puntos. Sin embargo, la mayor parte de la superficie presentó los errores dentro de una distribución normal por lo que no se descartaron las capas como fuente para el completado de fracciones de cobertura en las zonas en las que no disponíamos de dicha información.

El análisis del mapa Landsat de suelo desnudo se realizó para todos los píxeles en los que disponíamos de dato de referencia con el objetivo de establecer su mayor o menor idoneidad para los usos con vegetación respecto a las capas *Copernicus*. Puesto que el mapa Landsat original hace referencia a la fracción de suelo desnudo, se calculó previamente la fracción de cobertura por diferencia con el total de superficie, obteniéndose *Landsat coverage fraction*.

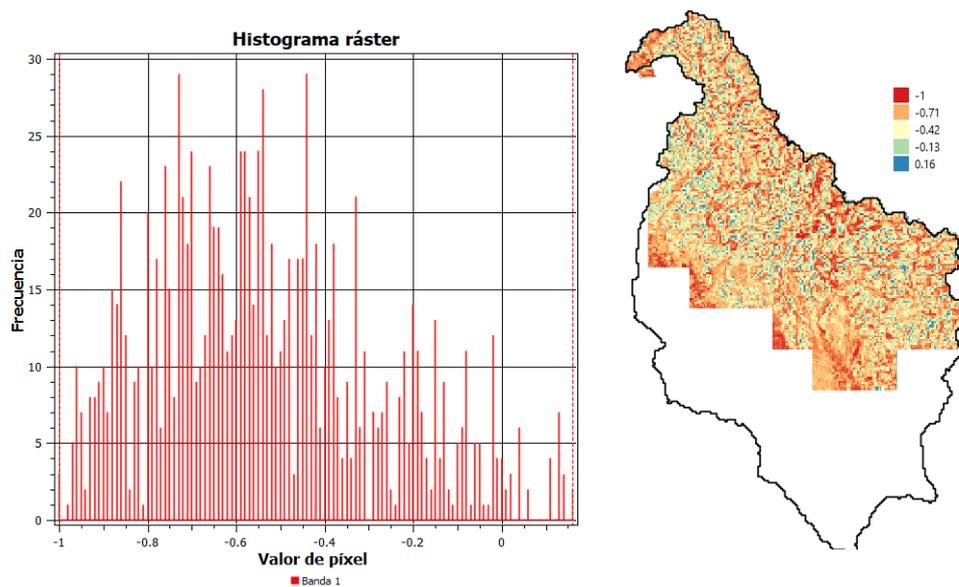


Figura 61. Diferencias entre fracción de cobertura LiDAR de referencia y Landsat coverage fraction en la Cuenca del Barranco de Carraxet.

Los resultados mostraron diferencias mayores del 50% en una gran parte de la superficie analizada.

A continuación, se muestran los histogramas correspondientes a las diferencias entre fracción de cobertura Lidar de referencia y Landsat coverage fraction separando los usos *Tree dominant* y *Non-tree dominant*.

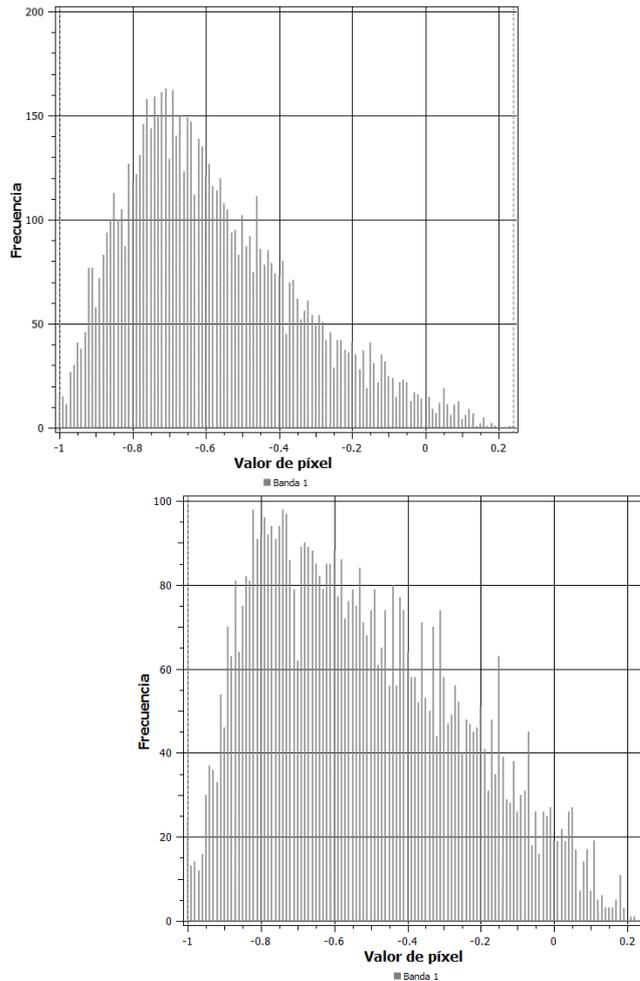


Figura 62. Histogramas correspondientes a las diferencias entre fracción de cobertura LiDAR de referencia y Landsat coverage fraction separando los usos Tree dominant (izquierda) y Non-tree dominant (derecha)

En particular se comprobó que Landsat sobreestima las fracciones de cobertura por lo que se descartó su uso para la estimación de los datos faltantes en usos vegetales (*Tree dominant* y *Non-Tree dominant*).

Se realizó la misma comparación para el mapa MODIS, previa combinación de los mapas *Percent Tree 2016* y *Percent non-tree 2016*.

Como se puede observar a continuación, los valores proporcionados por MODIS fueron mucho más elevados que las fracciones de cobertura de referencia, por lo que se descartó su uso para la estimación de los datos faltantes en usos vegetales (*Tree dominant* y *Non-Tree dominant*).

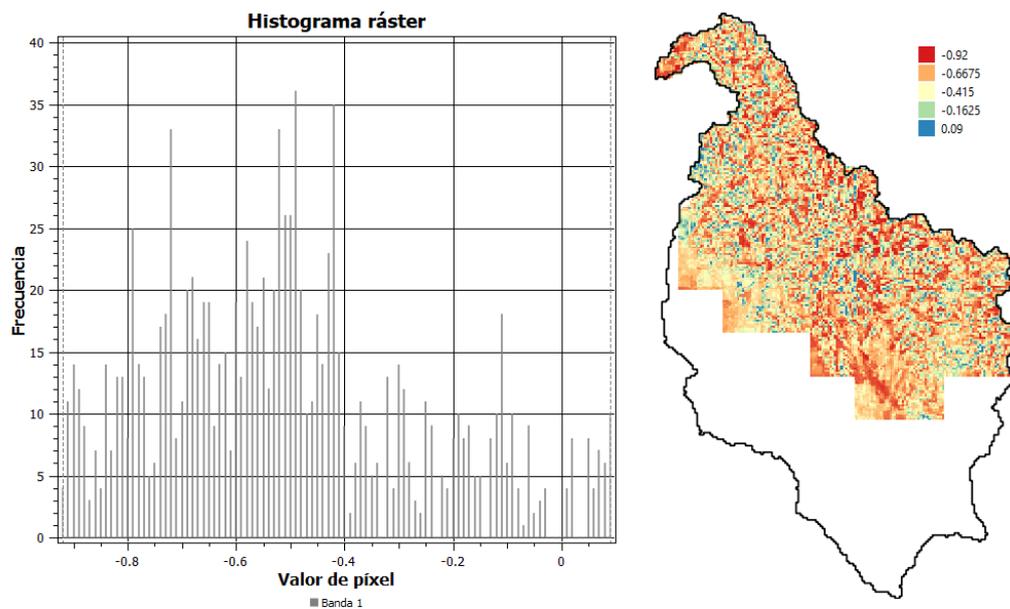


Figura 63. Diferencias entre fracción de cobertura LiDAR de referencia y MODIS coverage fraction en la Cuenca del Barranco de Carraxet.

A continuación, se muestran los histogramas correspondientes a las diferencias entre fracción de cobertura LÍDAR de referencia y los mapas correspondientes de MODIS percent tree y percent non-tree, separando los usos *Tree dominant* (izquierda) y *Non-tree dominant* (derecha):

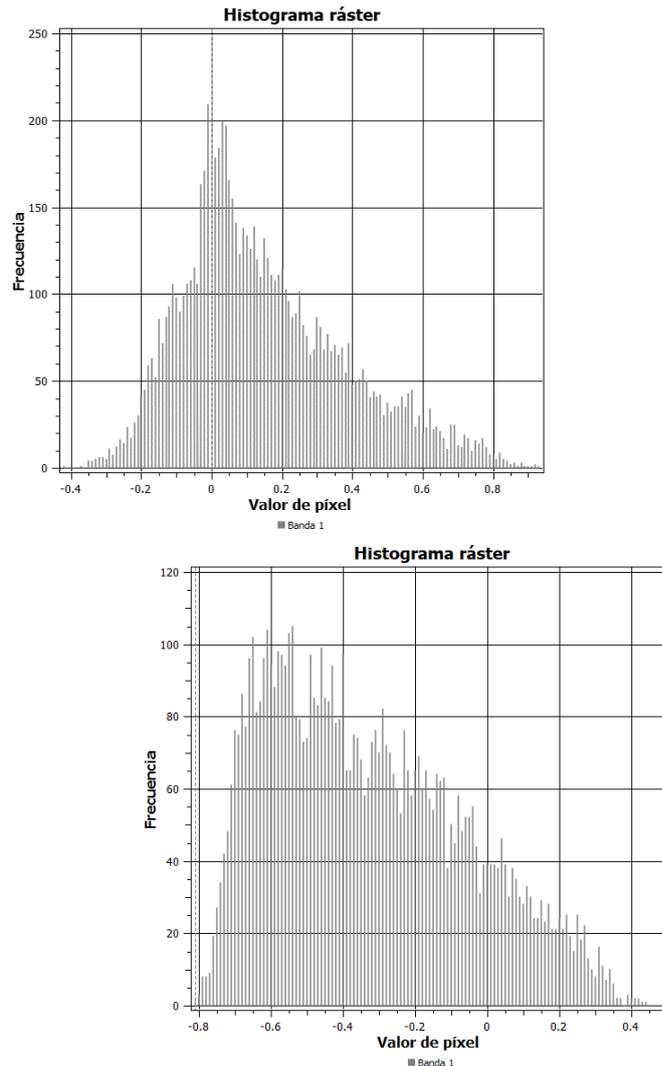


Figura 64. Histogramas correspondientes a las diferencias entre fracción de cobertura LiDAR de referencia y los mapas MODIS percent tree y percent non-tree, separando los usos Tree dominant (izquierda) y Non-tree dominant (derecha).

Igualmente se comprobó que MODIS sobreestima las fracciones de cobertura para los usos *Non-Tree dominant* y los subestima en el caso de los usos *Tree dominant*. Puesto que no se observó una mejora considerable respecto a otros recursos y la resolución espacial es mucho más grosera (250 m), se descartó su uso para la estimación de los datos faltantes en usos vegetales.

Concretada la selección de los mapas *Copernicus* para el rellenado de datos faltantes en los usos asignados a las categorías *Tree dominant* y *Non-Tree dominant*, se procedió a analizar las capas Landsat y MODIS para justificar la selección de una u otra como referencia para el completado de datos en los usos clasificados como *Bare soil dominant*. Se calculó la diferencia entre los valores de referencia y los de los mapas analizados, únicamente en las celdas ocupadas por los usos de la categoría de suelo desnudo.

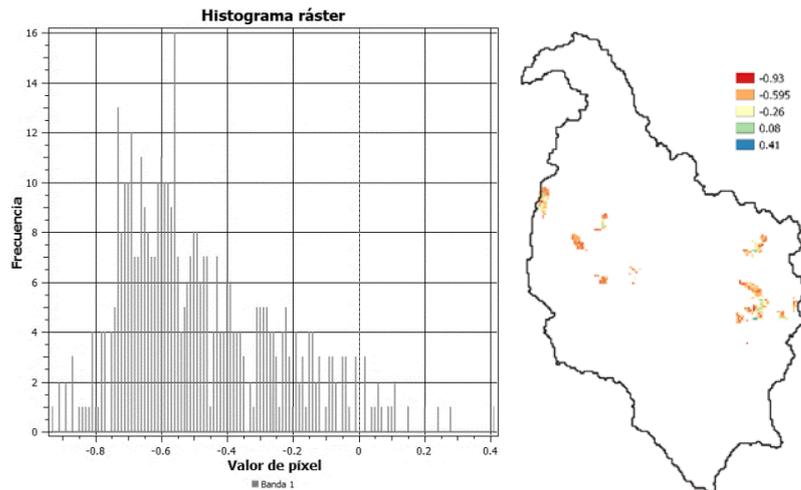


Figura 65. Diferencias entre fracción de cobertura LiDAR de referencia y Landsat en usos Bare soil dominant.

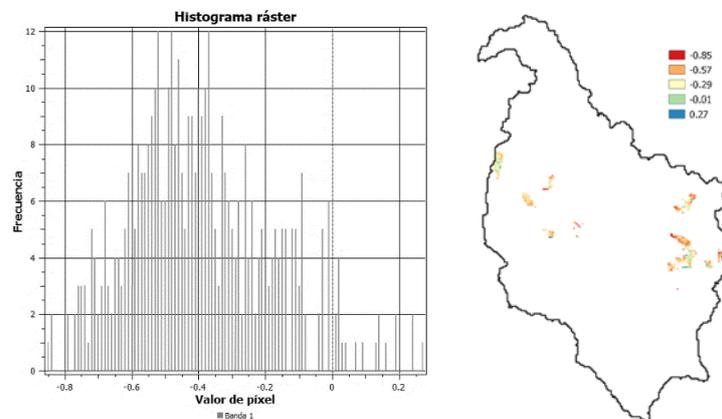


Figura 66. Diferencias entre fracción de cobertura LiDAR de referencia y MODIS en usos Bare soil dominant.

Al analizar los histogramas se observó que no había diferencias significativas ante un método y otro con errores medios entre el 50% y el 60%. Ambos mapas, Landsat y MODIS, sobreestiman la fracción de cobertura en usos de suelo poco cubierto por vegetación, los usos clasificados como *Bare soil dominant*. Por tanto, se decidió que sería más interesante completar la información con el mapa Landsat cuya resolución de 30 m permite un mayor grado de detalle a la hora de distribuir la fracción de cobertura a escala espacial.

Una vez analizadas las capas disponibles se decidió completar las celdas faltantes en el mapa de referencia ([Lídar 2015](#)) de la siguiente manera:

1. Los usos forestales o aquellos en los que el estrato arbóreo se consideraba dominante (*Tree dominant*) se completaron con el mapa de *Copérnicus TDC (Tree density cover)* del año 2015.
2. Los usos fundamentalmente herbáceos o arbustivos (*Non-Tree dominant*) se completaron con el mapa de *Copérnicus TDC* y se completó en las celdas que no disponían de dato en este último con el mapa de *Non-Tree density cover* asignando una fracción de cobertura del 30%.
3. Los usos considerados sin cobertura vegetal dominante (*Bare soil dominant*) se completaron con la imagen *Landsat cover fraction*.

El mapa final de fracción de cobertura para la cuenca del Barranco de Carraixet se muestra a continuación.

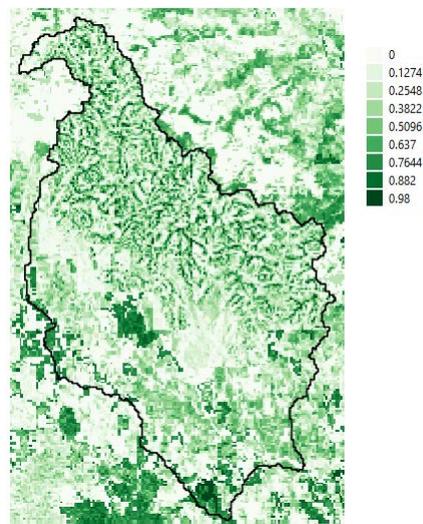


Figura 67. Mapa de fracciones de cobertura para la cuenca del Barranco de Carraixet.

En el caso de la cuenca del Río Ceira, se analizaron en primer lugar los intervalos proporcionados por el Inventario Forestal de Portugal y se reclasificó cada intervalo como se indica a continuación.

Tabla 9. Reclasificación de fracciones de cobertura tomando como referencia los intervalos propuestos por el Inventario Forestal de Portugal (año 2015).

Original percent coverage (%)	Percent coverage estimated for rasterization (%)
Null *	50
< 5	3
5-10	8
10-20	15
20-30	25
30-40	35
40-50	45
50-60	55
60-70	65
70-80	75
80-90	85
90-100	95
Plantacion/siembra eucaliptus **	40

* En ausencia de dato de fracción de cobertura se estimó con un valor medio del 50%

** Para estimar la cobertura de las plantaciones de Eucaliptus globulus y de Pinus pinaster realizadas en 2015, se consideró que no se había realizado ni poda ni corta en años posteriores partiendo de la base de que un turno temprano sería 7-8 años en el caso de los eucaliptos, y se asumió un valor diferenciable del resto de categorías y aproximado del 40% de cobertura.

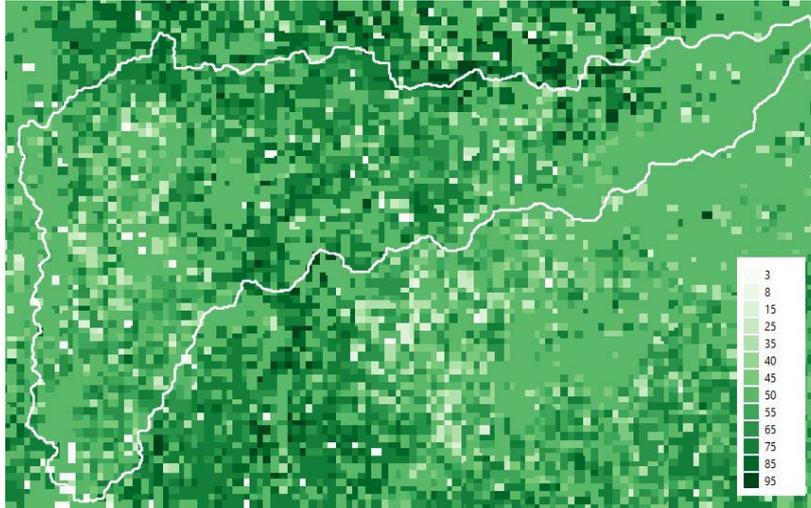


Figura 68. Mapa reclasificado de fracciones de cobertura tomando como referencia los intervalos propuestos por el Inventario Forestal de Portugal (año 2015)

Este mapa se corrigió con el mapa [Tree Cover Density 2015 \(TCD\)](#) de Copernicus HRL en el caso de usos forestales. Los usos considerados sin cobertura vegetal arbórea dominante se completaron con la imagen [Landsat coverage fraction](#) siguiendo el criterio del caso de estudio anterior. En este caso los usos corregidos con Landsat son: Continuous urban fabric, Discontinuous urban fabric, Industrial or comercial units, Airports, Mineral extraction sites, Green urban areas, Sport and leisure facilities, Water, Bare rocks, Non-irrigated arable land, Permanently irrigated land, Vineyards, Pastures, Grass, Shrub, Sclerophyllous vegetation, Sparsely vegetated areas y Burnt areas.

En resumen, se creó un mapa base en el que los usos no arbóreos adoptan la cobertura indicada por Landsat, y los usos arbóreos toman el valor de TCD 2015 en caso de existir dato o del Inventario Forestal Nacional 2015 en caso contrario. Se priorizó TDC por ser similar, pero con mayor resolución que la información disponible del Inventario Forestal Nacional.

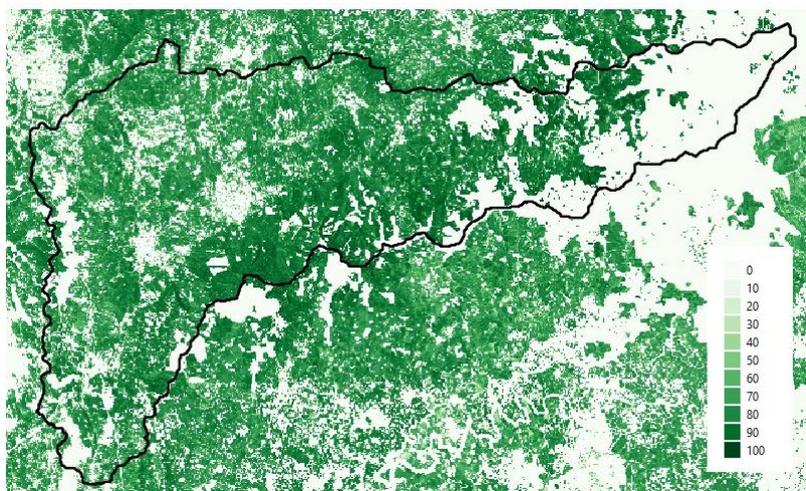


Figura 69. Mapa de fracciones de cobertura de Tree Cover Density 2015 (TCD) de Copernicus HRL en la cuenca del Río Ceira.

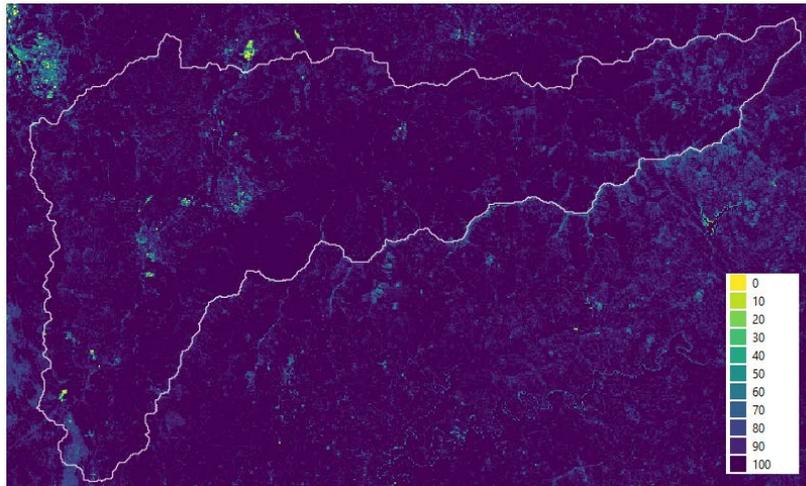
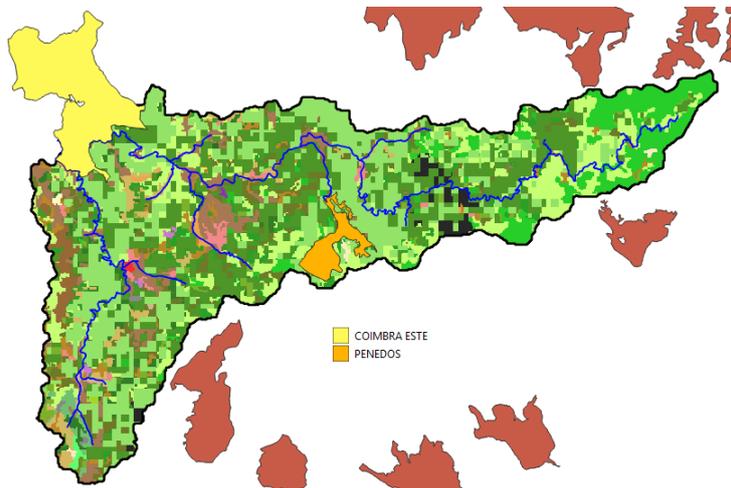


Figura 70. Imagen Landsat de porcentaje de suelo desnudo Global bare soil Landsat 30m (año 2015) en la cuenca del Río Ceira.

Por último se analizaron las actuaciones forestales realizadas desde 2015, tomando como



referencia el [mapa de zonas de intervención forestal de diciembre de 2019](#), con la intención de adecuar la fracción de cobertura en zonas quemadas. Se comprobó que en ninguna de las dos zonas de intervención se encontraban sobre la superficie quemada. Las zonas son PENEDOS (PTZIF030, septiembre 2008, 1318 Ha) y COIMBRA ESTE (PTZIF183, enero 2017, 6372 Ha).

En consecuencia, se descartó dicha información y se comprobó la situación actual (año 2020) de las superficies quemadas mediante visualización de imágenes satélite de *Google maps 2020*. Se muestran a continuación 4 puntos representativos de todos los analizados.

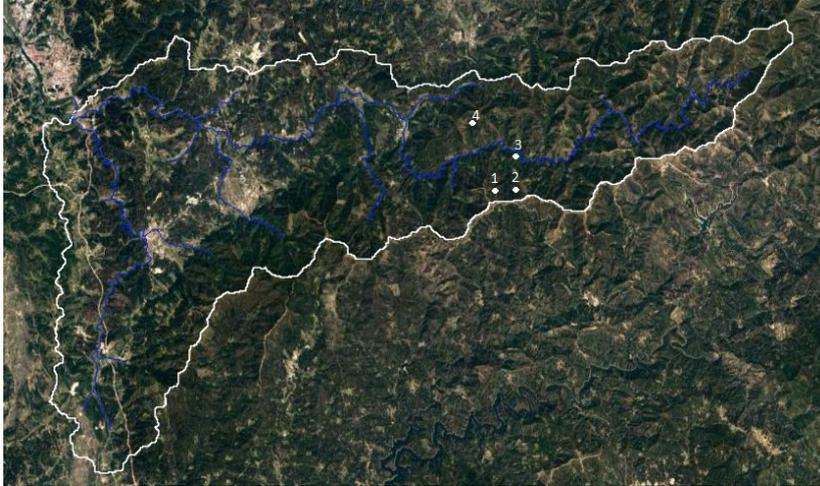


Figura 71. Localizaciones (1-4) representativas para el análisis de la situación actual de superficies quemadas en el año 2018 en la cuenca del Río Ceira.



Figura 72. Imagen satélite Google Maps del año 2020 en la Zona 1 representativa de la situación actual de superficies quemadas en el año 2018 en la cuenca del Río Ceira.



Figura 73. Imagen satélite Google Maps del año 2020 en la Zona 2 representativa de la situación actual de superficies quemadas en el año 2018 en la cuenca del Río Ceira.



Figura 74. Imagen satélite Google Maps del año 2020 en la Zona 3 representativa de la situación actual de superficies quemadas en el año 2018 en la cuenca del Río Ceira.



Figura 75. Imagen satélite Google Maps del año 2020 en la Zona 4 representativa de la situación actual de superficies quemadas en el año 2018 en la cuenca del Río Ceira.

Como se puede observar las zonas quemadas se encuentran mayoritariamente cubiertas por hierbas y matorrales dispersos. Por ese motivo se ha considerado una cobertura del 10%.

El mapa final de coberturas se muestra a continuación.

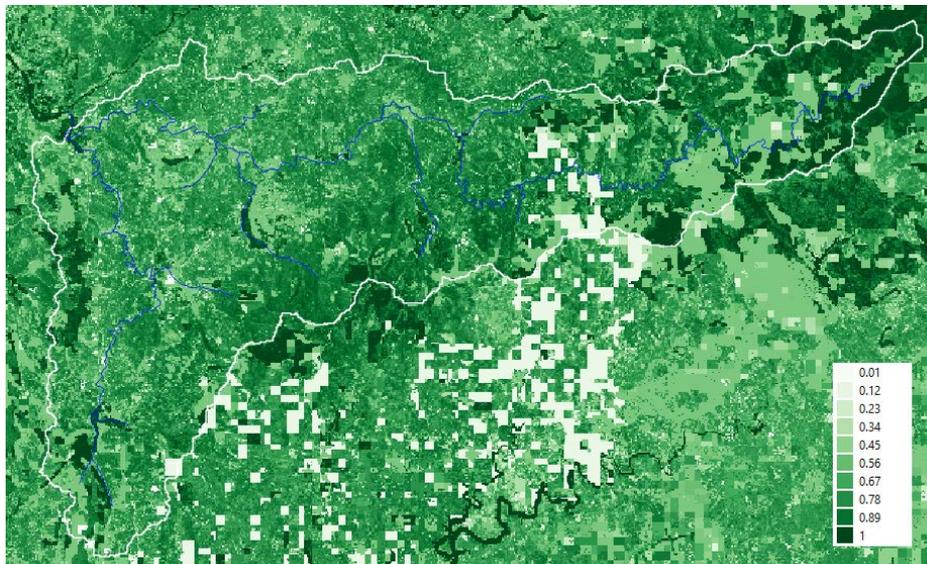


Figura 76. Mapa de fracciones de cobertura para la cuenca del Río Ceira.

ABSTRACCIONES INICIALES

Las abstracciones iniciales están compuestas por la intercepción por la vegetación y el almacenamiento superficial en depresiones del terreno.

INTERCEPCIÓN (mm): El dosel vegetal es capaz de interceptar una parte importante del agua de lluvia, llegando en ocasiones a suponer hasta el 50% de las precipitaciones anuales. Esta agua interceptada solo puede salir del sistema mediante procesos de evaporación. Es frecuente encontrar estimaciones como porcentajes de la precipitación. Sin embargo, esta metodología no es correcta y debe estimarse teniendo en cuenta la intercepción máxima de los tipos de vegetación presentes en la cubierta del suelo y teniendo en cuenta las variabilidades estacionales (mes a mes) que se producen en la cobertura de dicha vegetación. En la versión de modelo dinámico de TETIS (ECO-TETIS) la intercepción se calcula internamente por lo que no se incluirá en la estimación del mapa de abstracciones iniciales.

ALMACENAMIENTO SUPERFICIAL EN DEPRESIONES (mm). Corresponde a la cantidad de agua que se almacena en la superficie del suelo (charcos). El agua solo puede salir del tanque

hidrológico mediante procesos de evaporación o infiltración. Su estimación se realiza en dos pasos: considerando la pendiente y considerando el uso del suelo.

En un primer paso se estimó el almacenamiento en charcos de manera distribuida a partir del mapa de pendientes, i (%), mediante la siguiente relación:

$$A_{\text{charcos}} = 10 - 1.30 s_0 \quad s_0 \leq 7.5\% \quad ; \quad A_{\text{charcos}} = 0 \quad s_0 > 7.5\%$$

Cuando las pendientes son superiores a 7.5% se estima que el agua escurre y no se producen charcos, por lo que el almacenamiento superficial en depresiones se anula. En consecuencia, los valores de las abstracciones iniciales por pendiente, del mapa A_{charcos} , corresponden a valores entre 0 y 10 siendo cercanos a la unidad cuando la pendiente corresponde al 7% y nulos cuando las pendientes son más escarpadas.

En un segundo paso, se calcularon las abstracciones iniciales en la superficie del suelo función del tipo de uso del suelo. Las relaciones entre uso y almacenamiento en superficie que se han considerado son las siguientes:

Coverage	Coverage Storage (mm)	Coverage	Coverage Storage (mm)
Treatment Plot	15	Initiation Quercus ilex	16
Urban	2	Initiation Conifer+hardwood	14
Water	0	Initiation Pinus pinaster	14
Grass	15	Afforestation Aleppo pine	15
Shrub	16	Afforestation conifer + Hardwood	15
Scattered Aleppo pine	15	Coniferous forest	14
Quercus suber	16	Sclerophyllous vegetation	16
Ceratonia siliqua	16	Pastures	15
Mature scattered Aleppo pine	15	Permanently irrigated land	25
Evergreen hardwood forest	17	Fruit trees and berry plantations	25
Mature Aleppo pine	15	Land principally occupied by agriculture, with significant areas of	19
Stem-exclusion Aleppo pine stands	14	complex cultivation patterns	18
Mature Pinus pinaster	15	Industrial or commercial units	2
Stem-exclusion conifer+hardwood	14	Road and rail networks and associated land	2
Riparian forest	15	Construction sites	4
Olea europea	13	Sport and leisure facilities	4
Very young Aleppo pine stands	14		

Los mapas resultantes de la estimación de abstracciones iniciales por pendiente y por uso del suelo se muestran continuación.

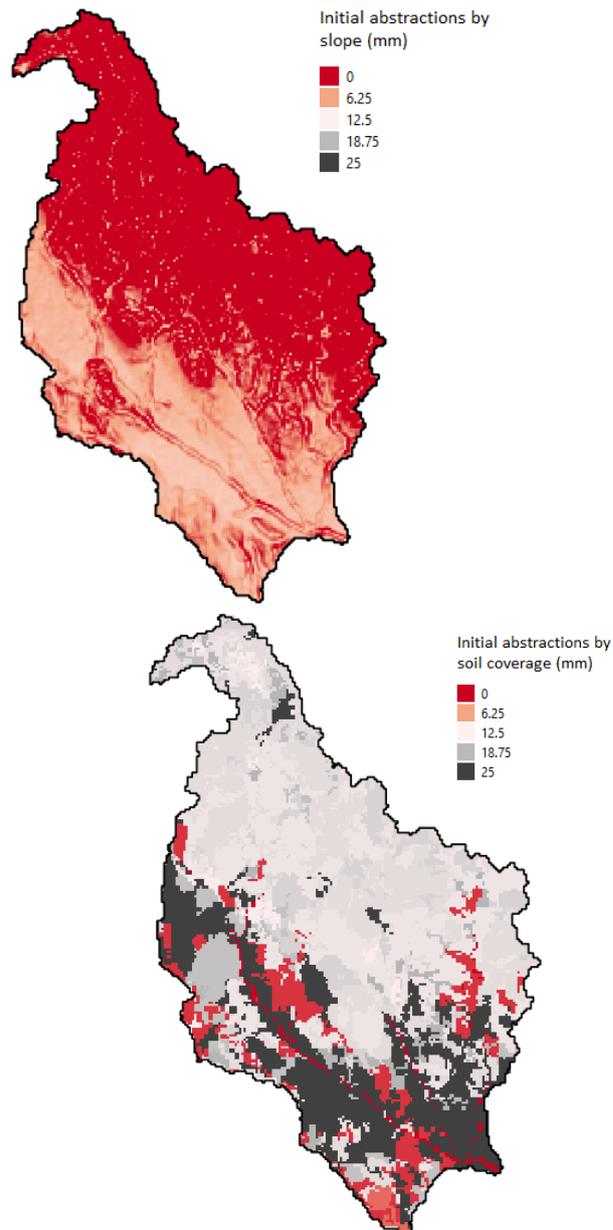


Figura 77. Mapa de abstracciones iniciales (mm) como consecuencia de la pendiente (izquierda) y de la cubierta del suelo (derecha) en la cuenca del Barranco del Carraixet.

La suma de estos dos mapas nos proporcionó el mapa final de abstracciones iniciales en la cuenca del Barranco del Carraixet, a falta de que ECO-TETIS internamente complete dichas abstracciones con la intercepción por parte de la vegetación presente en cada una de las celdas.

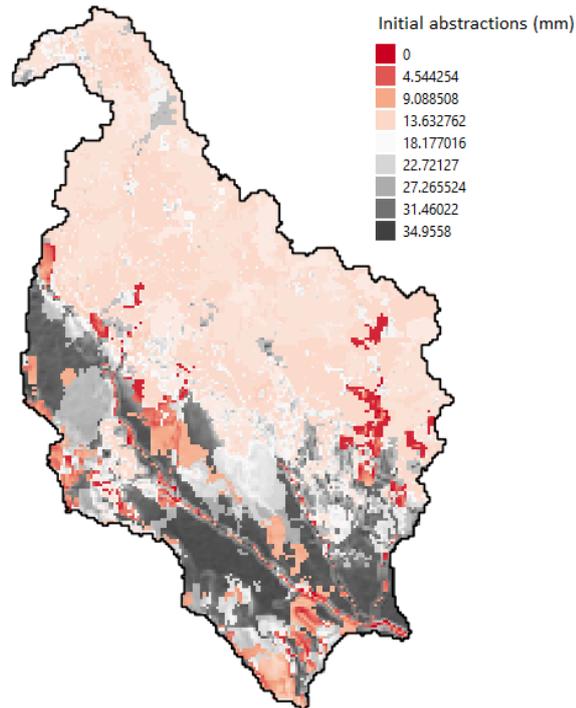


Figura 78. Mapa de abstracciones iniciales (mm) como consecuencia de la pendiente y del uso del suelo en la cuenca del Barranco del Carraxet.

En Portugal se siguió el mismo criterio descrito para el caso anterior. Se calculó el mapa de abstracciones iniciales por pendientes y se asignaron valores estimados a cada uno de los usos del suelo para el cálculo de las abstracciones iniciales en suelo por tipo de uso.

Tabla 10. Estimación de abstracciones iniciales (mm) por uso del suelo en la cuenca del Río Ceira.

Coverage	Coverage Storage (mm)
Treatment Plot	15
Continuous urban fabric	2
Discontinuous urban fabric	2
Industrial or comercial units	2
Airports	2
Mineral extraction sites	4
Green urban areas	10
Sport and leisure facilities	4
Water	0
Bare rocks	0
Non-irrigated arable land	13
Permanently irrigated land	25
Vineyards	13
Olea europea	13
Pastures	15
Eucalyptus globulus	15
Pinus pinaster	15
Quercus robur	16
Acacia ssp.	15
Castanea sativa	15
Pinus pinea	15
Grass	15
Shrub	16
Sclerophyllous vegetation	16
Transitional woodland-shrub	17
Broad-leaved forest	17
Coniferous forest	15
Mixed forest	16
Land principally occupied by agriculture with significant areas of natural vegetation	19
Complex cultivation patterns	18
Annual crops associated with permanent crops	18
Sparsely vegetated areas	5

Los mapas resultantes se muestran a continuación, pudiendo comprobarse como efectivamente gran parte de la cuenca no presenta apenas abstracciones por pendientes por ser un área con terrenos generalmente escarpados. La gran presencia forestal hace que las abstracciones en suelo por uso si sean elevadas, siendo capaz de almacenar cerca de 20 l/m² en una gran parte de la superficie.

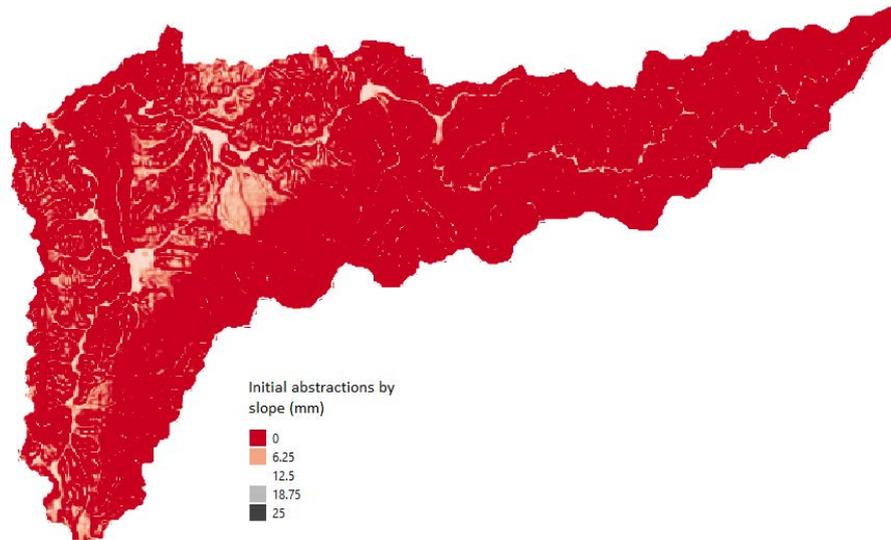


Figura 79. Mapa de abstracciones iniciales (mm) como consecuencia de la pendiente en la cuenca del Río Ceira.

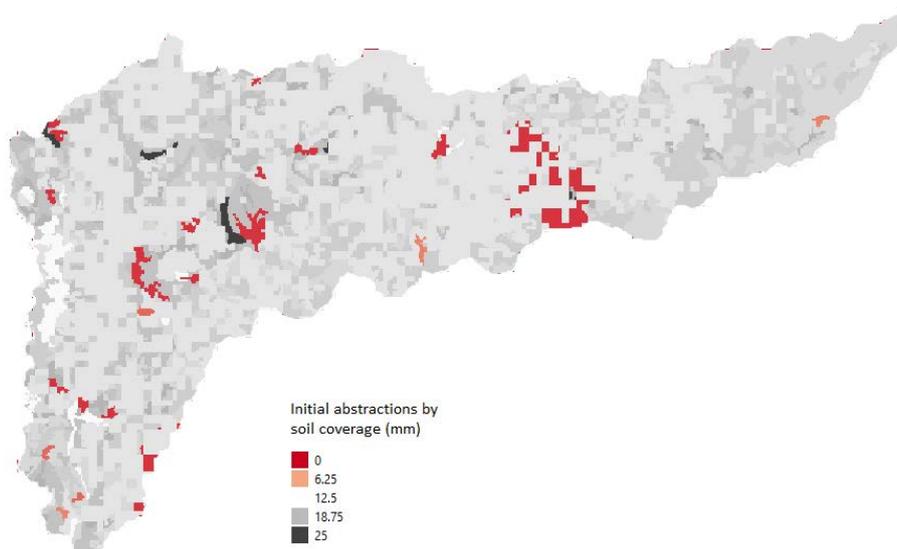


Figura 80. Mapa de abstracciones iniciales (mm) como consecuencia de la cubierta del suelo en la cuenca del Río Ceira.

La suma de estos dos mapas nos proporcionó el mapa final de abstracciones iniciales en la cuenca del Río Ceira, a falta de que ECO-TETIS internamente complete dichas abstracciones con la interceptación por parte de la vegetación presente en cada una de las celdas.

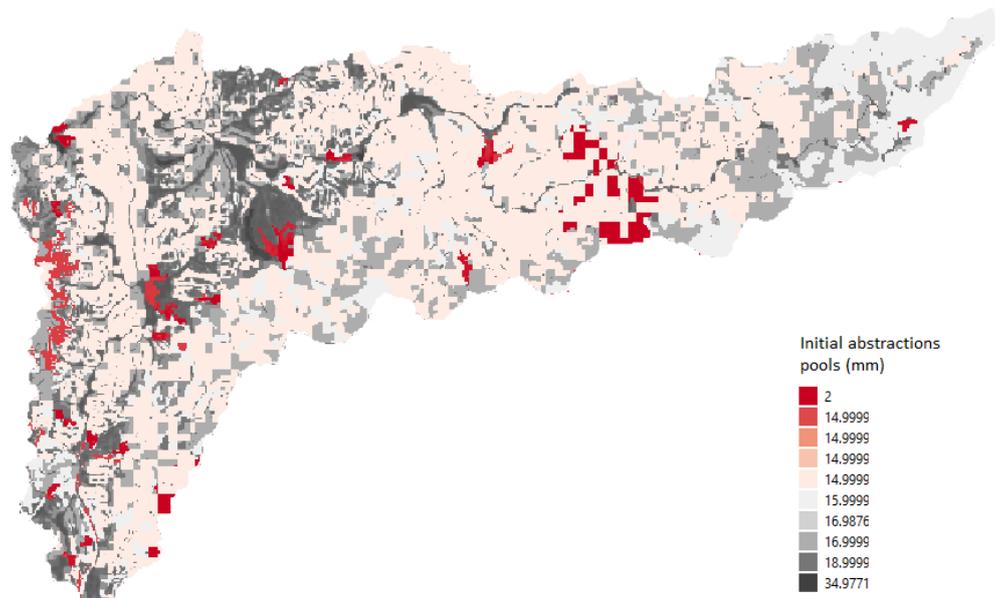


Figura 81. Mapa de abstracciones iniciales (mm) como consecuencia de la pendiente y del uso del suelo en la cuenca del Río Ceira.

CAPACIDAD MÁXIMA DE ALMACENAMIENTO ESTÁTICO EN LA CAPA SUPERIOR DEL SUELO (H_u)

En ECO-TETIS se considera que la capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo, H_u (mm), es la suma del almacenamiento superficial y el agua disponible en el suelo para la planta. Su estimación se realizó en base a la siguiente expresión:

$$H_u = Alm.Sup. + AWC_TOP \times MIN(Prof.raices; ROO)$$

Donde $Alm.Sup$ (mm) corresponde a las abstracciones iniciales (mm), AWC_TOP es el contenido de agua disponible en el suelo (mm/m de suelo en profundidad) hasta la profundidad más

restrictiva entre la delimitada por las raíces de la vegetación presente en cada píxel, *Prof.raices* (m), y la profundidad hasta el horizonte R, *ROO* (m). Estas dos profundidades limitan la matriz de suelo accesible para los sistemas de raíces vegetales, es decir, el componente de la ecuación MIN (*Prof.raices*; *ROO*) hace referencia a la profundidad efectiva de raíces (m).

Para el cálculo del almacenamiento estático máximo se ha desarrollado un script de python que es capaz de trabajar con matrices tridimensionales que permitió contemplar las características de humedad de las diferentes capas de suelo en profundidad.

En un primer paso se determinó la profundidad del horizonte R de manera distribuida espacialmente. Se tomó como referencia el mapa de profundidad de suelo hasta la roca madre del *International Soil Reference and Information Centre*, [ISRIC World Soil Information \(Hengl et al., 2017\)](#)., con una resolución espacial de 250 m. El resultado es el siguiente mapa que marcó la matriz de suelo desde la que las plantas podrán transpirar en ECO-TETIS siempre que la profundidad de raíces no fuera limitante.

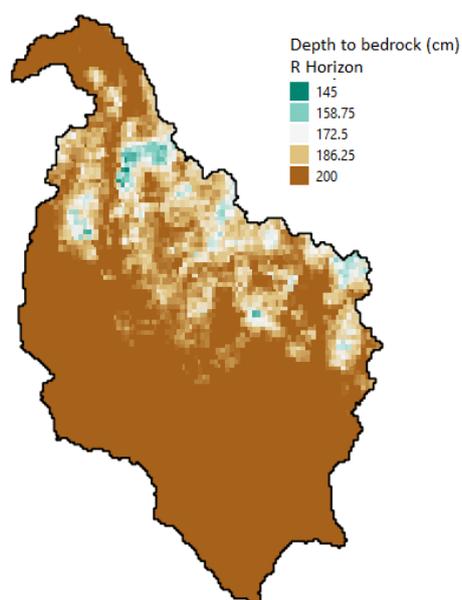


Figura 82. Mapa de profundidades hasta la roca madre (horizonte R) en la cuenca del Barranco del Carraixet.

Pero la determinación de la profundidad de suelo que será utilizado para las extracciones por transpiración requirió además estimar la profundidad de raíces en cada píxel. Para ello se realizó una reclasificación del mapa de usos del suelo en la que se asignaron las siguientes profundidades de raíces a cada una de las tipologías de cobertura:

Tabla 11. Profundidades de raíces estimadas para cada uso del suelo en el Barranco de Carraixet.

Coverage	Root Depth (m)
Treatment Plot	1.25
Urban	0.06
Water	0
Grass	0.6
Shrub	0.7
Scattered Aleppo pine	1
Quercus suber	0.7
Ceratonia siliqua	1
Mature scattered Aleppo pine	1.25
Evergreen hardwood forest	1
Mature Aleppo pine	1.25
Stem-exclusion Aleppo pine stands	1

Mature Pinus pinaster	1.25
Stem-exclution conifer+hardwood	1
Riparian forest	3.2
Olea europea	1.45
Very young Aleppo pine stands	1
Initiation Quercus ilex	0.7
Initiation Conifer+hardwood	1
Initiation Pinus pinaster	1
Afforestation Aleppo pine	1.25
Afforestation conifer + Hardwood	1.25
Coniferous forest	1.25
Sclerophyllous vegetation	0.7
Pastures	1.45
Permanently irrigated land	0.5
Fruit trees and berry plantations	1.5
Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural veg	0.75
Complex cultivation patterns	0.7
Industrial or comercial units	0.06
Road and rail networks and associated land	0.06
Construction sites	0.06
Green urban areas	0.1
Sport and leisure facilities	0.1

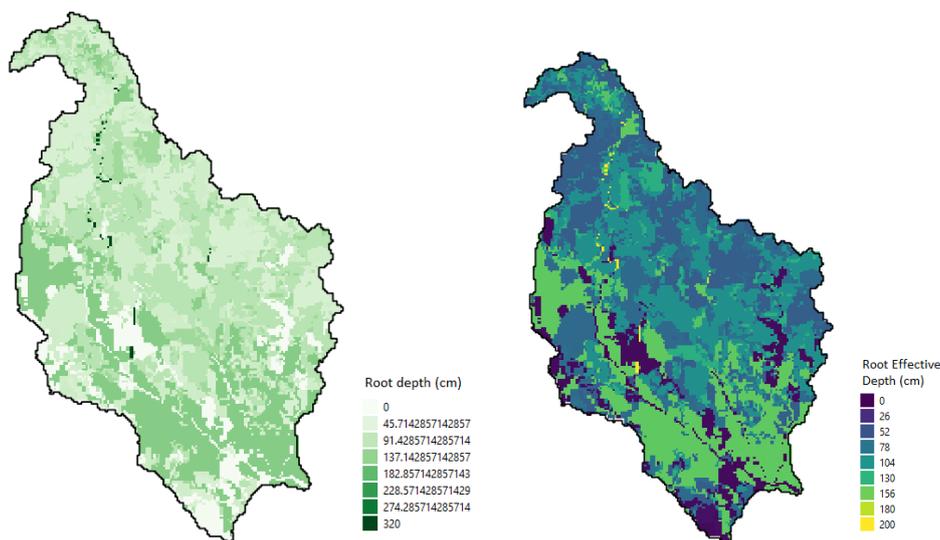


Figura 83. Profundidades de raíces en la cuenca del Barranco de Carraixet. El límite máximo (izquierda) y las profundidades efectivas (derecha) una vez comprobada la profundidad del horizonte R.

La profundidad de las raíces según uso del suelo y condicionada por la localización en profundidad del horizonte R se denominó profundidad efectiva de raíces.

La estimación del contenido de agua disponible en el suelo, AWC_{TOP} (mm/m) se realizó partiendo de los mapas disponibles en la base de datos de *European Soil Database*, [3D-SoilsHydroGrid](#). Los tipos de mapa obtenidos, en 250m de resolución espacial, fueron el contenido de humedad a capacidad de campo (Water Content at Field Capacity, FC) y el contenido de humedad en el punto de marchitez (Water Content at Wilting Point, WP). Para cada uno de los dos tipos de mapas se obtuvieron las capas disponibles para diferentes profundidades de suelo, a 0, 5, 15, 30, 60, 100 y 200 cm de profundidad.

Dichas capas se analizaron y completaron, en aquellos píxeles donde había datos faltantes, tomando como referencia la media de los valores de las celdas vecinas adyacentes.

Mientras que el contenido de humedad en el punto de saturación hace referencia a la cantidad de agua a un potencial matricial de 0 MPa, se considera que el contenido de humedad a capacidad de campo corresponde a la cantidad de agua máxima que es capaz de almacenar un



suelo en el momento y corresponde a un potencial matricial de -0.03 MPa.

Éste es el valor más comúnmente utilizado y es el empleado por la metodología de obtención de los mapas de referencia del *3d Soils Hydraulic Database*, por lo que no se consideró necesaria una corrección inicial en base a la curva de retención de humedad del suelo. Por otro lado, el contenido de humedad en el punto de marchitez se considera el punto de humedad umbral para que la vegetación pueda o no pueda disponer del agua del suelo. Se calcula habitualmente tomando un potencial matricial de -1.5 Mpa, tal como se describe en el caso de las capas *3d Soils Hydraulic Database*, por lo que no se requirió ningún ajuste previo.

Estos mapas base, obtenidos mediante funciones de pedotransferencia calibradas en base a un gran número de muestras a nivel global ([Tóth et al., 2017](#)), reflejan el contenido de humedad del suelo en base a cualidades de textura y materia orgánica. Por ese motivo, es importante tener en cuenta los diferentes horizontes del perfil del suelo y por ello contemplamos toda la información de las capas disponibles a diferentes profundidades.

Una vez analizados y completados los mapas de referencia se calculó el almacenamiento capilar para una capa de suelo de un cm en cada uno de los diferentes niveles de profundidad. Así el contenido de agua máximo disponible para la evapotranspiración en cada capa unitaria de suelo corresponde a la diferencia entre el valor en dicha capa (para cada celda) del contenido de humedad a capacidad de campo FC (mm) y el punto de marchitez WP (mm) siempre que en la capa existan sistemas de raíces. Finalmente, nuestro mapa de contenido de humedad se calculó como el sumatorio de los horizontes del suelo, considerando la profundidad efectiva de raíces como limitante (entre 0 y 2 m que es la profundidad de suelo máxima hasta el horizonte R en nuestra zona de estudio). Se muestra a continuación el desglose de las operaciones necesarias en el caso de que la profundidad de raíces del píxel analizado estuviera en el último horizonte (entre 100 y 200 cm de profundidad).

$$\begin{aligned} & Alm. cap (Prof. r * < 200) \\ & = 5 \frac{AWC_0 + AWC_5}{2} + 10 \frac{AWC_5 + AWC_{15}}{2} + 15 \frac{AWC_{15} + AWC_{30}}{2} + 30 \frac{AWC_{30} + AWC_{+60}}{2} \\ & + 40 \frac{AWC_{60} + AWC_{100}}{2} + (Prof. r - 100) * \frac{AWC_{100} + AWC_{200}}{2} \end{aligned}$$

Mediante programación en Python se automatizó el cálculo celda a celda considerando la franja de suelo y los horizontes necesarios en cada uno de los píxeles.

Como resultado se obtuvo el mapa de almacenamiento estático máximo en la matriz de suelo.

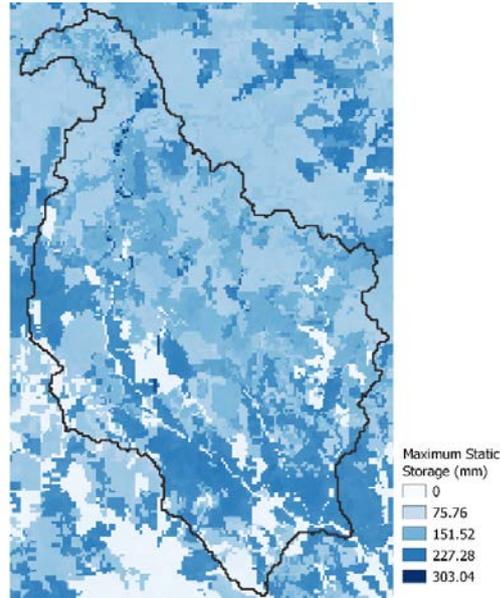


Figura 84. Mapa de almacenamiento estático máximo (mm) en la cuenca del Barranco de Carraixet.

ECO-TETIS requiere además que proporcionemos diferentes contenidos de humedad de referencia diferenciando en una capa superficial de suelo de 5 cm de profundidad y el resto de la matriz de suelo (capas 1 y 2 respectivamente). Los mapas de referencia requeridos en ambas capas de suelo son el almacenamiento estático a capacidad de campo (Hu_1 y Hu_2 respectivamente, mm), el almacenamiento estático en el punto óptimo (H^*_1 y H^*_2 respectivamente, mm) y el almacenamiento estático en el punto de marchitez permanente ($Hlim_1$ y $Hlim_2$ respectivamente, mm). Para su estimación se parte de la premisa de que la suma de los contenidos de agua en ambas zonas debe ser equivalente al contenido en una única capa de suelo que abarque todos los estratos. Para su estimación se realizan las interpolaciones necesarias en las diferentes capas de suelo con los mapas de referencia de contenidos de humedad a capacidad de campo y en el punto de marchitez permanente. En el caso del punto óptimo de humedad se sigue la siguiente expresión: $H^*_i = 2 Hu_i / 3$.

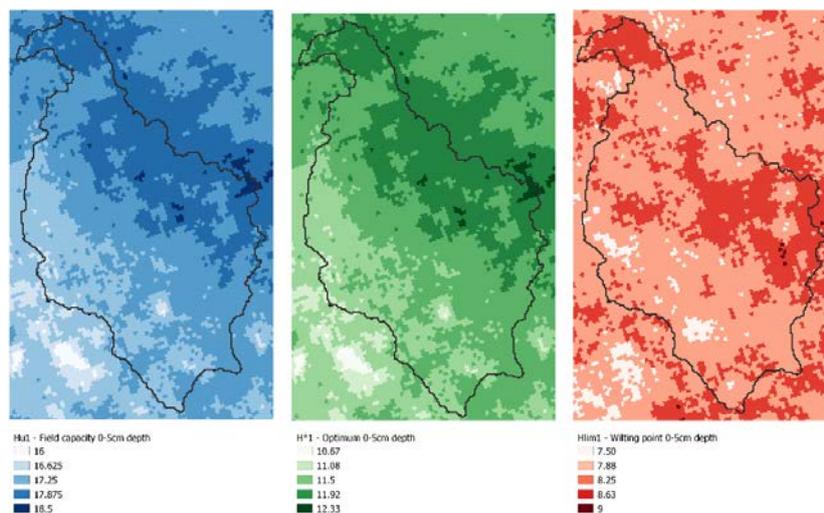


Figura 85. Mapas de almacenamiento estático (mm) a capacidad de campo (izquierda), en el punto óptimo de humedad (centro) y en el punto de marchitez permanente (derecha) en la capa superior del suelo (0-0.05 m) de la cuenca del Barranco de Carraixet.

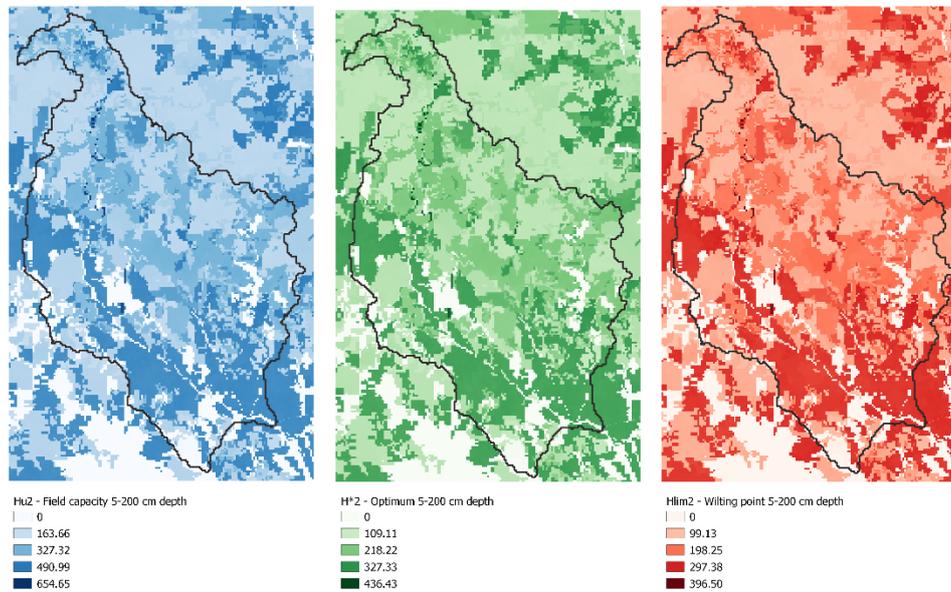


Figura 86. Mapas de almacenamiento estático (mm) a capacidad de campo (izquierda), en el punto óptimo de humedad (centro) y en el punto de marchitez permanente (derecha) en la capa inferior del suelo (0.5-2 m) de la cuenca del Barranco de Carraixet.

Se siguió una metodología homóloga para el caso de estudio de la cuenca del Río Ceira. En este caso los resultados obtenidos fueron los mostrados a continuación.

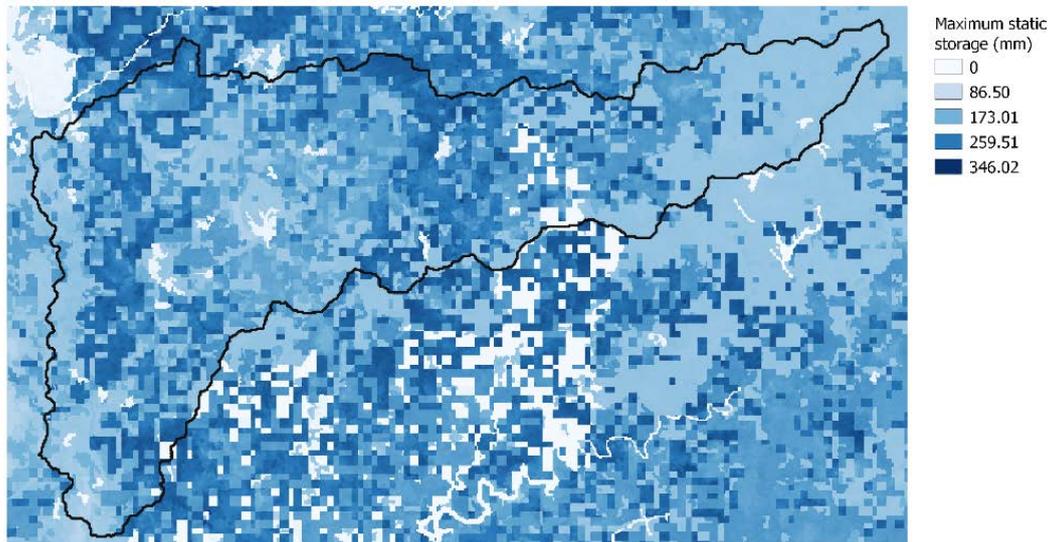


Figura 87. Mapa de almacenamiento estático máximo (mm) en la cuenca del Río Ceira.

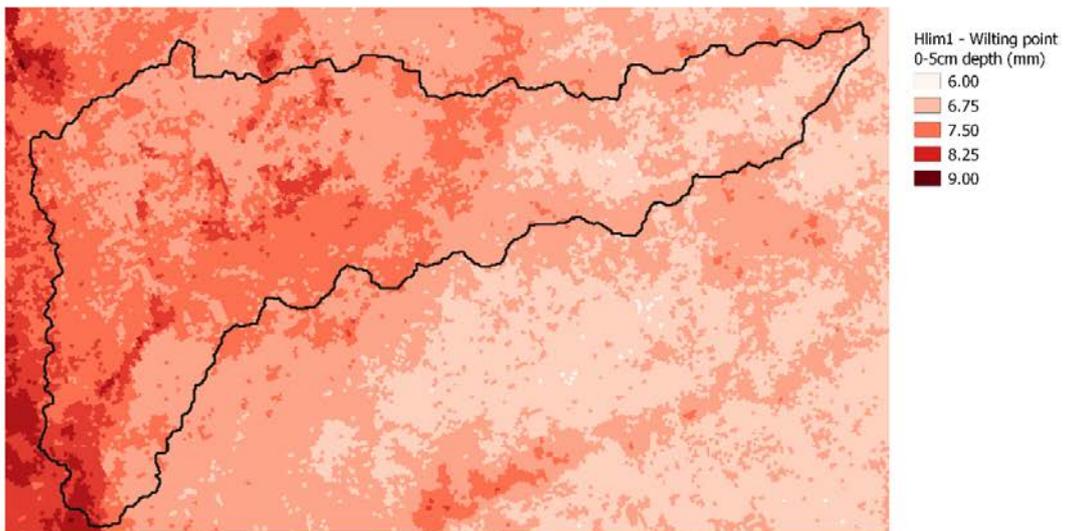
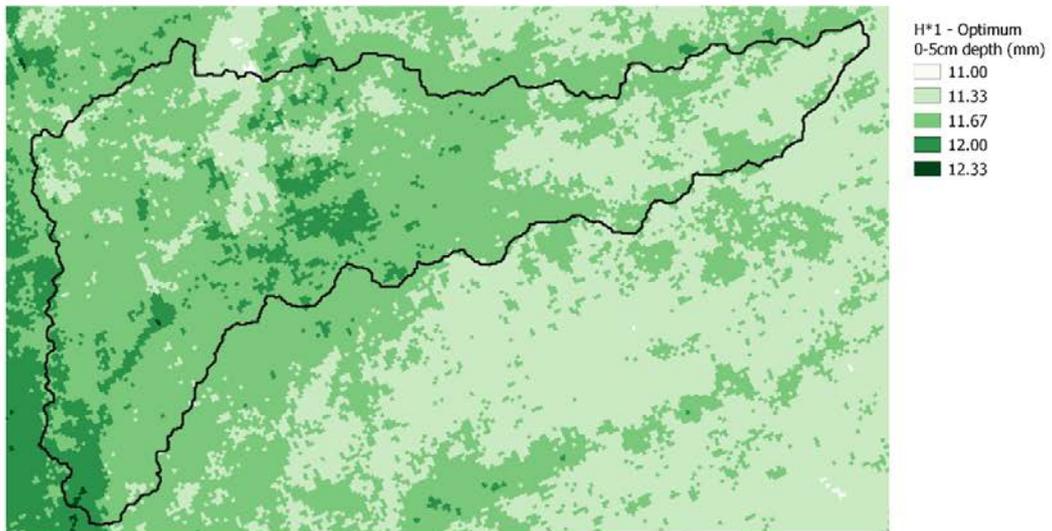




Figura 88. Mapas de almacenamiento estático (mm) a capacidad de campo (arriba), en el punto óptimo de humedad (centro) y en el punto de marchitez permanente (abajo) en la capa superior del suelo (0-0.05 m) de la cuenca del Río Ceira.

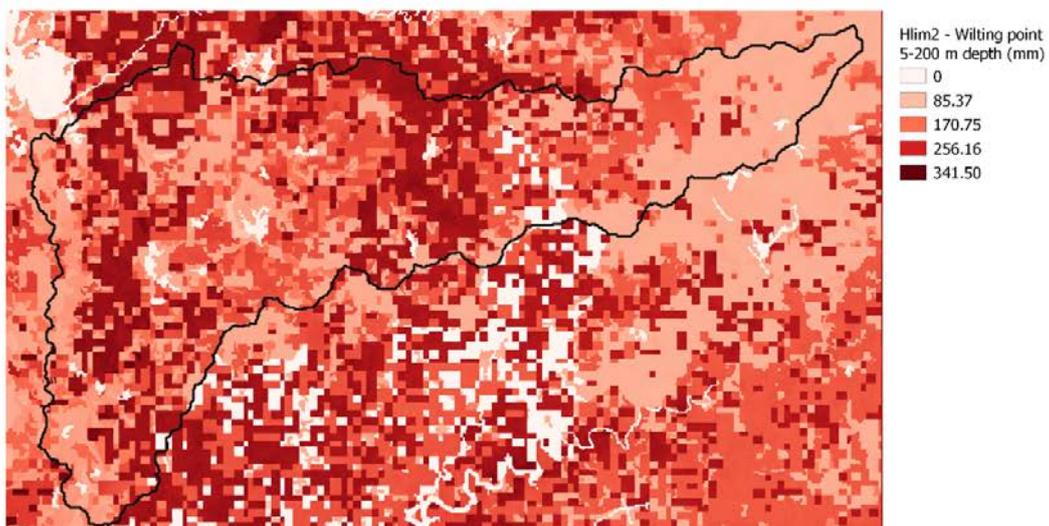
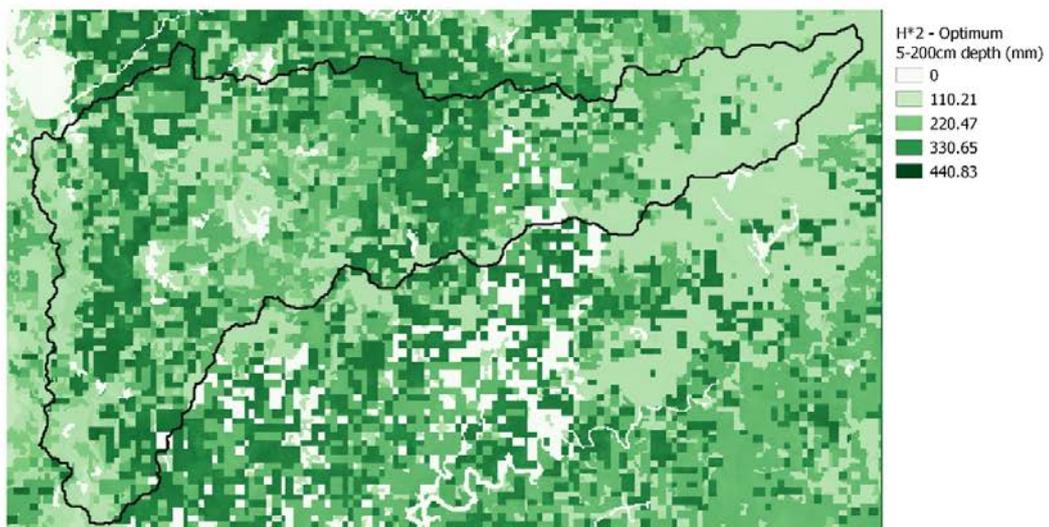
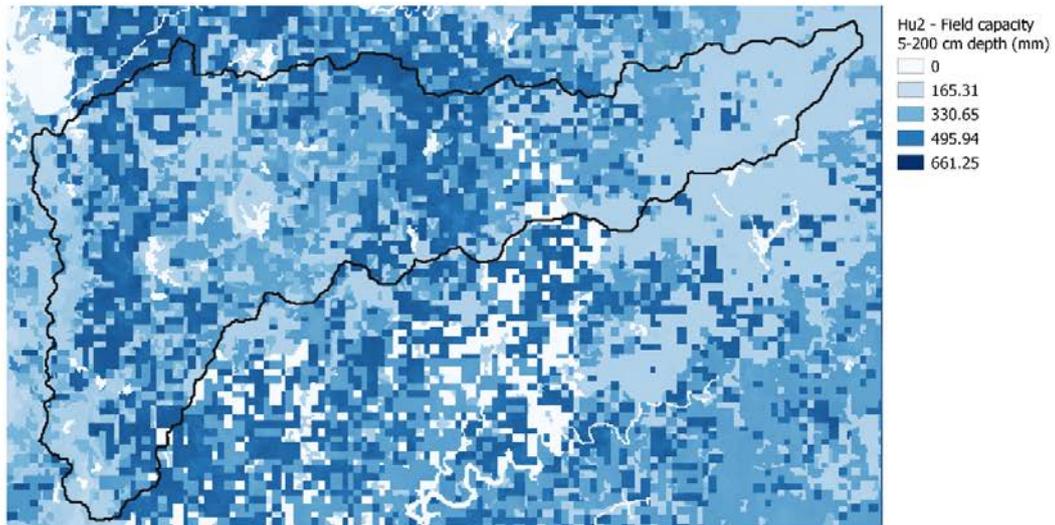


Figura 89. Mapas de almacenamiento estático (mm) a capacidad de campo (arriba), en el punto óptimo de humedad (centro) y en el punto de marchitez permanente (abajo) en la capa inferior del suelo (0.5-2 m) de la cuenca del Río Ceira.

PARÁMETROS HIDROLÓGICOS DERIVADOS DE LA EDAFOLOGÍA, LA GEOMORFOLOGÍA Y LA LITOLOGÍA DE LA CUENCA

CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN

Los mapas de capacidades de infiltración (K_s), se obtuvieron teniendo en cuenta las características físicas del suelo. Se tomó como referencia los mapas de conductividad hidráulica saturada K_S disponibles para las diferentes profundidades de suelo (0, 5, 30, 60, 100 y 200 cm) de [3D-SoilsHydroGrid](#). Estos mapas base, obtenidos mediante funciones de pedotransferencia calibradas en base a un gran número de muestras a nivel global ([Tóth et al., 2017](#)), representan la conductividad hidráulica saturada (a un potencial matricial de 0 MPa) y viene dada en \log_{10} [cm/día]. Se completaron los datos faltantes en algunos píxeles aislados por aproximación de valores de las celdas colindantes. Mediante álgebra de mapas programada en Python se integraron las diferentes capas de referencia, correspondientes a las profundidades especificadas para obtener como resultado un valor único de K_s para cada píxel, asumiendo continuidad del flujo y sumando las pérdidas, siguiendo la expresión:

$$1/K_s = (1/L) \sum b_i/K_{S_i}$$

Donde L es la profundidad de suelo hasta el horizonte R (descrito en el apartado anterior) y b_i es la distancia en profundidad entre las capas de conductividad hidráulica saturada de referencia, K_{S_i} .

A continuación se muestran los mapas para los casos de estudio que se utilizarán en ECO-TETIS para definir la conductividad hidráulica saturada o capacidad de infiltración, K_s (mm/h), en las capas superficiales de suelo.

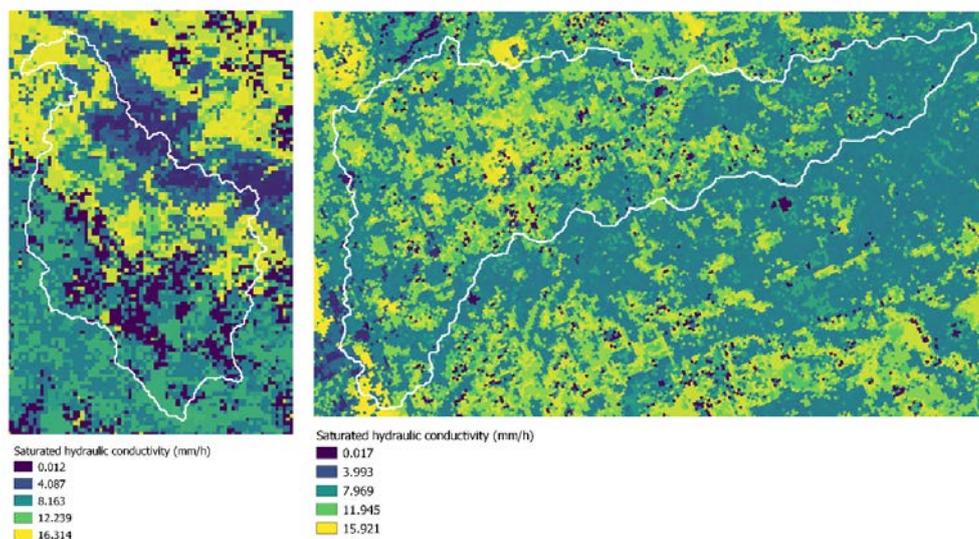


Figura 90. Mapas de capacidad de infiltración, K_s (mm/h) en la cuenca del Barranco de Carraixet (izquierda) y en la cuenca del Río Ceira (derecha).

La conductividad hidráulica en interflujo, K_{ss} (mm/h), se emplea en ECO-TETIS para el cálculo del flujo en los horizontes inferiores del suelo (interflujo). Se estimó del mismo modo tomando como referencia los mapas KS_i disponibles para las diferentes profundidades de suelo (0, 5, 30, 60, 100 y 200 cm) de [3D-SoilsHydroGrid](#), siguiendo la expresión:

$$K_{ss} = (1/L) \sum b_i \cdot KS_i$$

Donde L es la profundidad de suelo hasta el horizonte R (descrito en el apartado anterior) y b_i es la distancia en profundidad entre las capas de conductividad hidráulica saturada referencia, KS_i .

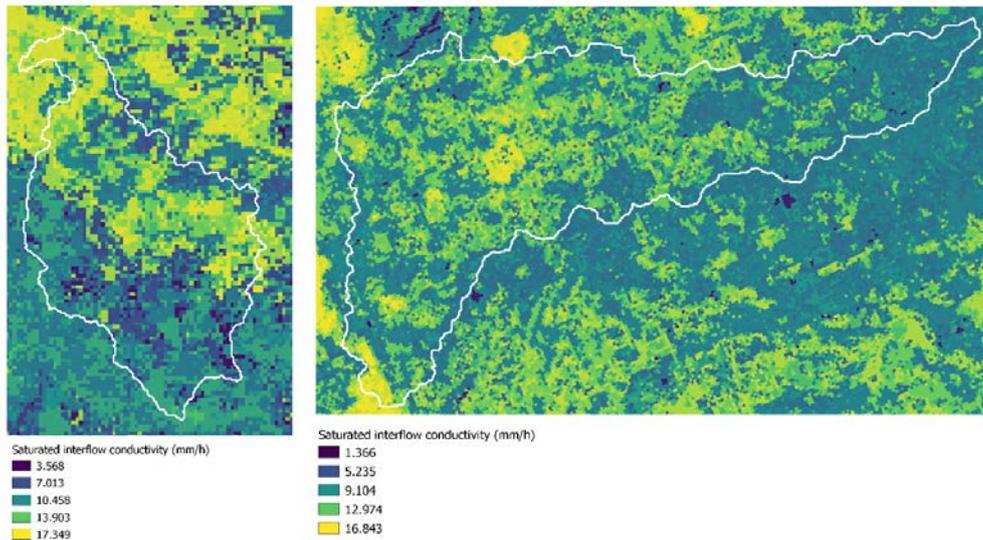
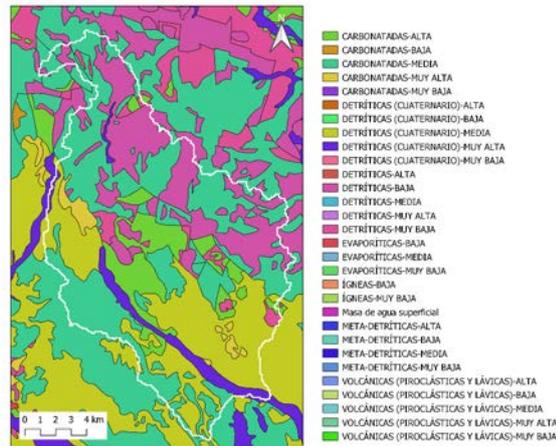


Figura 91. Mapas de conductividad hidráulica en interflujo, K_{ss} (mm/h) en la cuenca del Barranco de Carraixet (izquierda) y en la cuenca del Río Ceira (derecha).

CAPACIDAD DE PERCOLACIÓN

Es la conductividad hidráulica en la capa inferior del suelo, el subsuelo, en condiciones de saturación. También llamada capacidad de percolación o conductividad hidráulica saturada del estrato rocoso. Depende de la permeabilidad del suelo, lo que viene marcado por la litología, la meteorización del sustrato y el nivel de fracturación o karstificación de éste.

Su estimación en la cuenca del Barranco de Carraixet tomó como referencia dos mapas disponibles en los servidores del Instituto Geológico y Minero Español. [Mapa de Permeabilidad de España](#) a escala 1:200.000 está realizado a partir del Mapa Litoestratigráfico y representa los niveles litoestratigráficos cartografiados agrupados por valores similares de permeabilidad.



LITOLOGÍAS		PERMEABILIDAD				
		MUY ALTA	ALTA	MEDIA	BAJA	MUY BAJA
CON AGUAS UTILIZABLES	CARBONATADAS	C-MA	C-A	C-M	C-B	C-MB
	DETRÍTICAS (CUATERNARIO)	Q-MA	Q-A	Q-M	Q-B	Q-MB
	DETRÍTICAS	D-MA	D-A	D-M	D-B	D-MB
	VOLCÁNICAS (PIROCLÁSTICAS Y LÁVICAS)	V-MA	V-A	V-M	V-B	V-MB
	META-DETRÍTICAS	M-MA	M-A	M-M	M-B	M-MB
CON AGUAS NO UTILIZABLES	ÍGNEAS	I-MA	I-A	I-M	I-B	I-MB
	EVAPÓRITICAS	E-MA	E-A	E-M	E-B	E-MB

Figura 92. Mapa de permeabilidad de España(1:200.000) del Instituto Geológico y Minero Español en la cuenca del Barranco de Carraxet.

De este mapa se obtuvieron una distribución espacial preliminar de los diferentes niveles categóricos de permeabilidad, así como una leyenda en la que se asigna uno de los 5 tipos de permeabilidad: Muy alta, Alta, Media, Baja y Muy baja, a las distintas litologías generales (carbonatadas, detríticas, detríticas del cuaternario, volcánicas, metadetríticas, ígneas y evaporíticas).

En la zona media de la cuenca, por donde discurre el cauce del barranco a partir del municipio de Olocau, se identificaron formaciones detríticas de permeabilidad muy alta, en general no consolidadas que drenan a pequeños acuíferos en la zona media y a un gran acuífero en la parte final del recorrido del barranco. En la zona norte de la cuenca encontramos formaciones de baja permeabilidad. En esta zona encontramos formaciones generalmente impermeables o de muy baja permeabilidad, con acuíferos poco extensos y de baja productividad. En el resto de la cuenca, especialmente en las zonas de la Sierra de Calderona, existen formaciones carbonatadas que presentan una gran permeabilidad por karstificación.

Una vez analizada esta información y habiendo tomado un conocimiento del contexto hidrogeológico de la cuenca, se recurrió al [Mapa Hidrogeológico de España](#) a escala 1:200.000, que toma como referencia el anterior y representa los niveles litoestratigráficos de las áreas asociadas a los diferentes acuíferos. Los colores azules representan acuíferos porosos, los verdes acuíferos fisurados o kársticos y los marrones, formaciones de muy baja o baja permeabilidad. La productividad viene representada por el tono, en el caso de las formaciones permeables, tonos oscuros indican mayor productividad y en el caso de las formaciones impermeables indican mayor impermeabilidad.

En el cambio de escala y puesto que se partía de mapas en formato continuo, se produjeron algunas inconsistencias en los bordes entre parches que se han corregido manualmente. El resultado es el siguiente mapa de regiones hidrogeológicas que se tomó como referencia para la estimación de K_p .

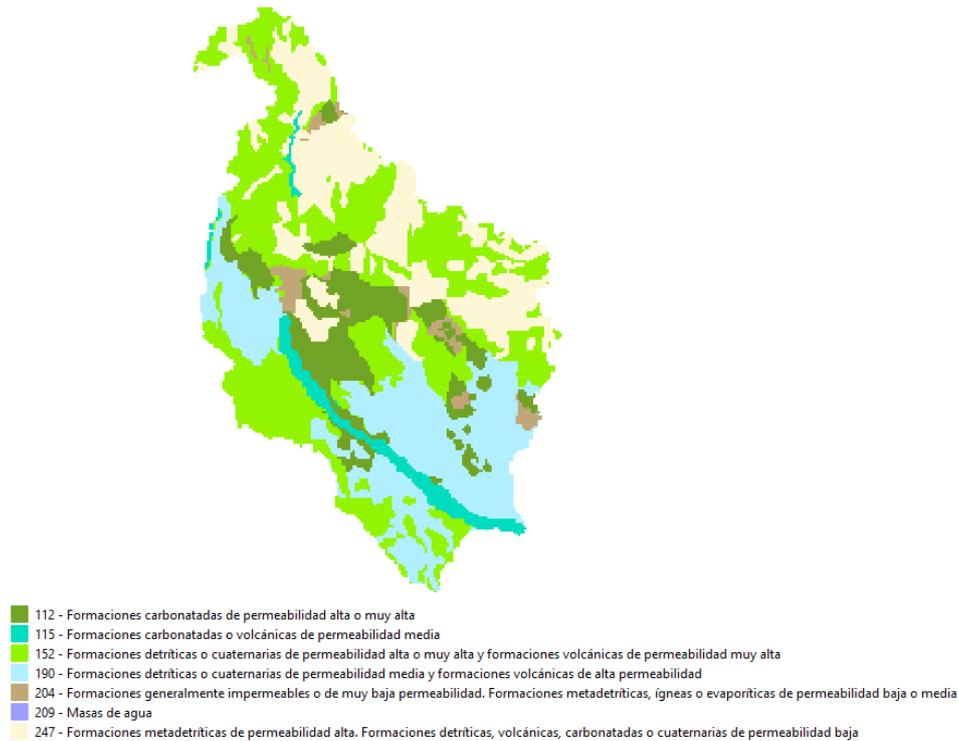


Figura 93. Mapa hidrogeológico de la cuenca del Barranco de Carraixet.

Se utilizó este mapa para estimar K_p en la zona de estudio, teniendo en cuenta valores de permeabilidad de referencia bibliográfica (Domenico y Schwartz, 1998)

Categoría	Permeabilidad (m/día)	Categoría	Permeabilidad (m/día)
C-MB	0.001	D-MA	100
C-B	0.01	M-MB	0.001
C-M	0.1	M-B	0.01
C-A	10	M-M	0.1
C-MA	1000	Q-B	0.01
E-MB	0.001	Q-M	0.1
E-B	0.01	Q-A	10
E-M	0.1	Q-MA	1000
D-MB	0.001	V-MB	0.001
D-B	0.01	V-B	0.01
D-M	0.1	I-MB	0.001
D-A	10	I-B	0.01

Una vez ajustadas las unidades de la conductividad hidráulica saturada en el acuífero a mm/h, se asignaron los siguientes valores a las categorías del mapa hidrogeológico del IGME:

LEYENDA mapa Hidrogeológico IGME		Kp (mm/h)
112	Formaciones carbonatadas de permeabilidad alta o muy alta	41666.6667
152	Formaciones carbonatadas o volcánicas de permeabilidad media	4166.66667
115	Formaciones detríticas o cuaternarias de permeabilidad alta o muy alta y formaciones volcánicas	416.666667
190	Formaciones detríticas o cuaternarias de permeabilidad media y formaciones volcánicas de alta	4.16666667
247	Formaciones metadetríticas de permeabilidad alta.	0.41666667
204	Formaciones detríticas, volcánicas, carbonatadas o generalmente impermeables o de muy baja permeabilidad. Formaciones metadetríticas,	0.04166667
209	Masas de agua	0

Finalmente se pudo estimar la capacidad de percolación hacia los diferentes acuíferos presentes en la cuenca.

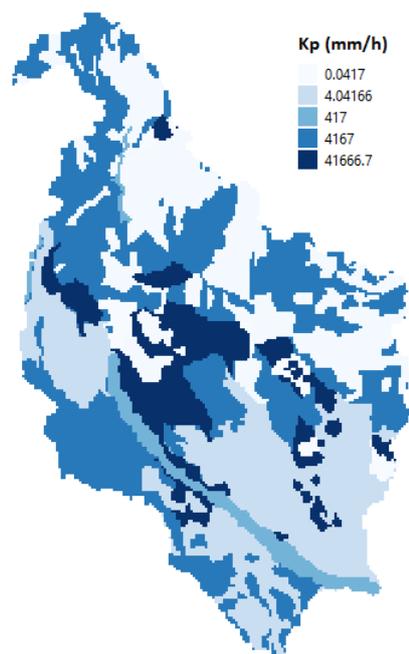
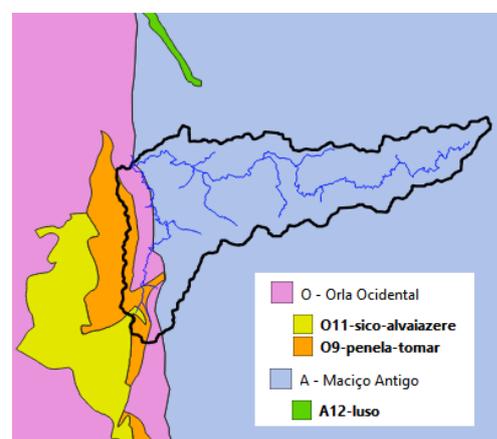


Figura 94. Mapa de capacidades de percolación, K_p (mm/h) en la cuenca del Barranco de Carraixet.

Para la estimación en el caso portugués, se han tomado como referencia las [Unidades hidrogeológicas de Portugal](#) (fuente SNIRH) así como la información disponible para cada una de ellas.

- [O9 Acuífero Penela-Tomar](#). Para descargar el mapa pinche [aquí](#)
- [O11 Acuífero Sico-Alvaizere](#). Para descargar el mapa pinche [aquí](#)
- [A12 Acuífero Luso](#). Para descargar el mapa pinche [aquí](#)
- [Macizo Antigo](#)
- [Relatório 4: Relatório final do modelo de dados geográficos](#)
- [Resources from R4](#)
- [Mapa hidrogeológico](#)



- [ARH do Centro, 2011](#)

Figura 95. Unidades hidrogeológicas de Portugal en la cuenca del Río Ceira.

En la cuenca del Río Ceira, las principales formaciones geológicas correspondientes al Macizo Antigo son granitoides, lutitas, calvacas y cuarcitas, las cuales tienen en común muchas características hidrológicas, en particular el modo de circulación del agua subterránea. Ésta se moviliza fundamentalmente a través de discontinuidades, esquistosidades y fracturas, aunque también existe permeabilidad por poros intergranulares. En el Macizo Antigo, las formaciones hidrogeológicas generalmente no son muy productivas como consecuencia de la geomorfología y el relieve, que no favorecen la infiltración. Las pequeñas cuencas sedimentarias del Macizo Antigo son más favorables para la infiltración y almacenamiento de agua. Sin embargo, Peixinho de Cristo (1988) menciona que en los casos de Lousã y Miranda do Corvo la productividad del acuífero y la permeabilidad de estas formaciones sedimentarias son muy bajas. En definitiva, se concluye en el documento que los acuíferos en el Macizo antiguo están muy vinculados al río, lo que los hace vulnerables e impide su explotación. Por este motivo se considerarán las permeabilidades en las zonas del Macizo Antigo como bajas o muy bajas.

El acuífero de Orla Occidental presenta condiciones geomorfológicas, litológicas y estructurales completamente diferentes a las del Macizo Antigo. Tiene una mayor variabilidad litológica, estructural y textural. Su geomorfología más suave de con colinas calizas y valles amplios con gran presencia sedimentaria hace que los valores de permeabilidad sean más elevados. Predominan las rocas carbonatadas, areniscas y arcillas y, sobre la cubierta cuaternaria o pliocuaternaria, materiales arenosos desagregados que facilitan la infiltración del agua de lluvia. Los sistemas de acuíferos en Orla occidental son complejos presentándose en ocasiones acuíferos multicapa (con alternancias, más o menos cíclicas de acuíferos, acuitados y aquícludos). Distinguimos dos tipos de sistemas acuíferos desde el punto de vista de la circulación del agua subterránea en Orla occidental: sistemas kársticos y porosos. Los primeros tienen base de calizas y dolomías con estructuras kársticas que se desarrollan debido a la disolución de carbonatos. Estos acuíferos tienen un poder de autorregulación limitado, lo que se evidencia por las grandes variaciones en el caudal de los importantes manantiales donde descargan y por la amplitud de la variación de los niveles de agua entre la época de lluvias y la época seca. Por otro lado, los sistemas de acuíferos porosos están sostenidos por formaciones mesozoicas y algunas formaciones detríticas terciarias. Tienen múltiples capas y se caracterizan por una gran capacidad de almacenamiento, transmisividad y permeabilidad que se favorece con un recubrimiento de arenas cuaternarias, en un depósito dunar, suelto y muy permeable. En realidad, una parte muy pequeña de la cuenca se encuentra en la zona de influencia de los acuíferos de Orla occidental por lo que consideraremos las referencias en términos de producción de los acuíferos en base a la siguiente clasificación:

- Permeabilidad ALTA: incluye las calizas del Jurásico inferior y medio.
- Permeabilidad MEDIA: incluye las formaciones carbonatadas y detríticas del Cretácico, las formaciones detríticas del Mioceno y Plio-Cuaternario.
- Permeabilidad BAJA – MUY BAJA: areniscas del Jurásico superior, los márgenes del Jurásico inferior, incluidas las Margas de Dagorda y las formaciones del Macizo Viejo.

Una vez analizada esta información y teniendo un conocimiento del contexto hidrogeológico de la cuenca, se recurrió al mapa de litología global [GLiM – Global Lithological Map](#) en el que se obtuvo un mayor grado de detalle en formato vectorial coincidente con la caracterización

cuantitativa de la conductividad hidráulica en los acuíferos de la Administração da Região Hidrográfica do Centro, I.P. (para más detalle revisar la sección de marco hidrogeológico del apartado introductorio). El mapa GLiM original se reclasificó considerando el nivel de clasificación xx según [Hartman y Moosdorf \(2012\)](#).

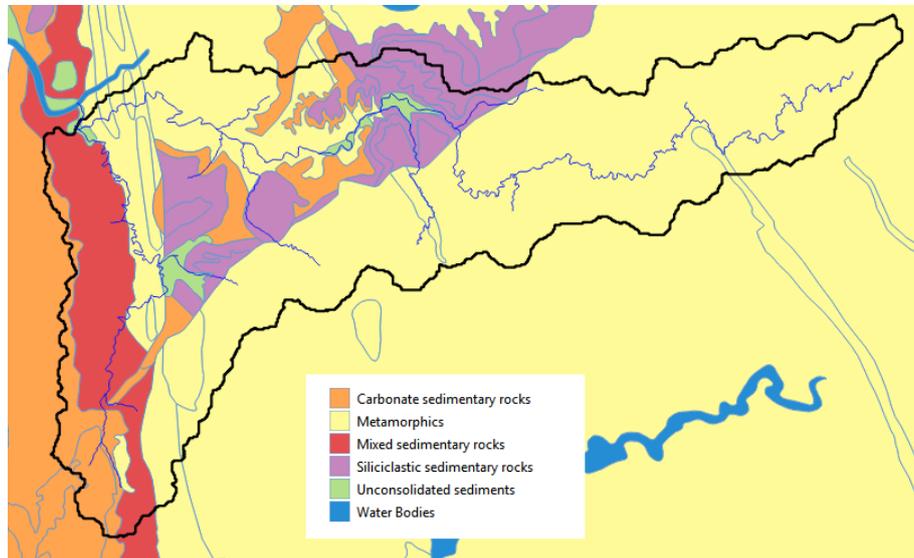


Figura 96. Mapa de litología global GLiM – Global Lithological Map, nivel de clasificación xx según Hartman y Moosdorf (2012) en la cuenca del Río Ceira.

Para asignar los valores de K_p a cada una de las celdas se tuvieron en cuenta las recomendaciones de [Gleeson et al. \(2011\)](#), donde:

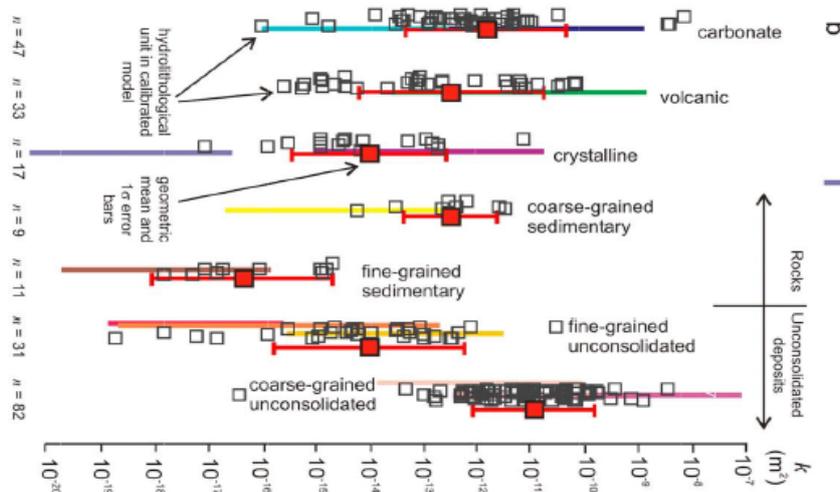


Figura 97. Valores de conductividad hidráulica saturada (m^2). Tomado de [Gleeson et al. \(2011\)](#)

Se calcularon mediante media geométrica los siguientes valores de permeabilidad y siguiendo el análisis litológico de las líneas anteriores, se decidió asignar los siguientes criterios de permeabilidad desde un punto de vista cualitativo:

Tabla 12. Relación entre categorías de permeabilidad y valores estimados de K_p (mm/h).

Permeability	Lithology	K_p (mm/h)
MEDIA	Unconsolidated sediments	0.0114 (fine-grained uncons)
MEDIA	Siliciclastic sedimentary rocks	0.0004 (fine-grained sed)
ALTA	Mixed sedimentary rocks	2.0244 (coarse-grained sed)

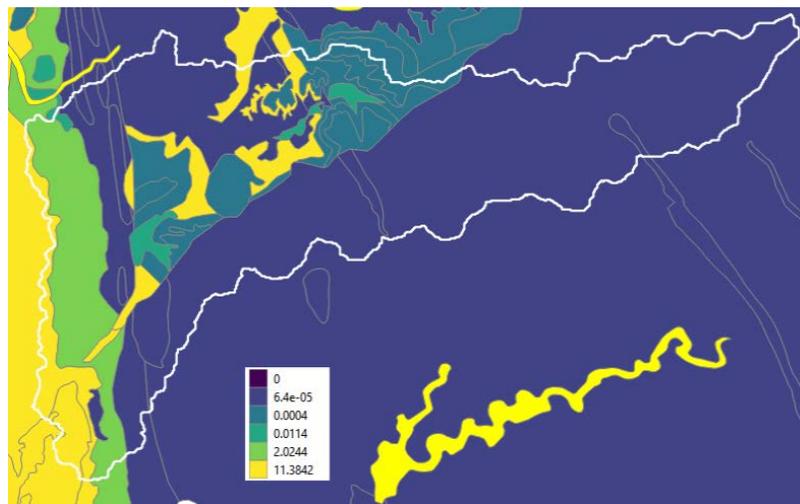


Figura 98. Conductividad hidráulica saturada (mm/h) estimada para cada una de las regiones hidrogeológicas homogéneas definidas en la cuenca del Río Ceira.

Con lo que finalmente se obtuvo el mapa de permeabilidades o de conductividad hidráulica saturada en el acuífero (mm/h) para la cuenca del río Ceira.

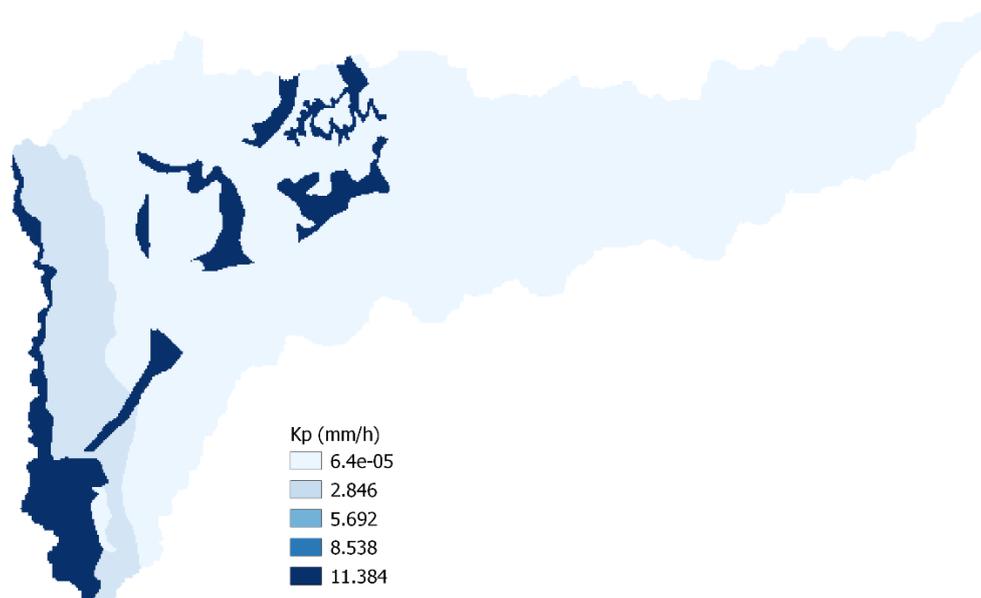


Figura 99. Mapa de capacidades de percolación (mm/h) en la cuenca del Río Ceira

PARÁMETROS GEOMORFOLÓGICOS

ECO-TETIS utiliza las ecuaciones de la onda cinemática geomorfológica para la determinación de la propagación del flujo en cauce. Asimila la forma de la sección a las relaciones de geometría hidráulica (Leopold y Madock, 1953) y considera que para una zona con condiciones climáticas y morfológicas homogéneas existe una relación entre el caudal a sección llena en un punto y el área de cuenca que drena a través del mismo (Leopold, Wolman y Miller, 1964). Para poder implementar el modelo, es necesaria la definición de nueve parámetros geomorfológicos que

simplifican la morfología de cárcavas y cauces y permite al modelo realizar la propagación del flujo a lo largo de los mismos durante la simulación.

Es recomendable obtener los valores de los parámetros geomorfológicos a partir de estudios regionales de la geomorfología de la cuenca. Lamentablemente, este tipo de referencias son escasas y no se dispone de información específica para la cuenca del Barranco de Carraixet. En el caso de esta cuenca, se ha optado por modificar los valores de los parámetros que proporciona TETIS por defecto y se han asignado los valores de los parámetros determinados para la cuenca del Río Tajo (DIHMA, 2001).

Tabla 13. Valores de los parámetros geomorfológicos de referencia determinados para la cuenca del Río Tajo (DIHMA, 2001)

	$Q_{secc}=C_1 \cdot A_d^{exp1}$	Ancho= $C_2 \cdot Q_{secc}^{exp2}$	Ancho α Q_{estac}^{exp3}	$D_{sed}=C_4 \cdot (Y \cdot S_0)^{exp4}$	Rug.= $C_5 \cdot D_{sed}^{exp5}$
Regiones A, B y D	$Q=1.2968 \cdot A_d^{0.7571}$	$An=3.1301 \cdot Q^{0.5088}$	$An \propto Q^{0.3253}$	$D_s=6.5156 \cdot Q^{0.6548}$	$N=0.047 \cdot D^{0.167}$
Región C	$Q=2.4818 \cdot A_d^{0.7494}$	$An=1.2103 \cdot Q^{0.7161}$	$An \propto Q^{0.2396}$	$D_s=1.3833 \cdot Q^{0.2437}$	$N=0.047 \cdot D^{0.167}$
Cauce ppal. Tajo	$Q=1.495 \cdot A_d^{0.844}$	$An=1.1229 \cdot Q^{0.6263}$	$An \propto Q^{0.04}$	$D_s=1.3651 \cdot Q^{0.3912}$	$N=0.047 \cdot D^{0.167}$

Tras evaluar la idoneidad de la asignación de unos u otros parámetros mediante diferenciación por regiones homogéneas, se decidió los valores de la región B (cuenca media), valores que se ha comprobado en otras cuencas cercanas con buenos resultados (por ejemplo, la cuenca del río Júcar. [Ramos y Francés, 2014](#))

Tabla 14. Parámetros geomorfológicos utilizados en la modelación con ECO-TETIS en la cuenca del Barranco del Carraixet.

Relaciones geomorfológicas	Y = Coeficiente X Exponente	Coeficiente	Exponente
Área acumulada de la cuenca y caudal a sección llena	$\Lambda = \kappa Q_b^\phi$	1.2968	0.7571
Ancho de la sección transversal a sección llena y caudal a sección llena	$w_b = \alpha Q_b^{\alpha 1}$	3.1301	0.5088
Ancho de la sección transversal y el caudal	$w = Q^{\alpha 2}$		0.3253
Diámetro del sedimento, la pendiente y la profundidad del flujo	$d = C_d (y s_0)^{\theta}$	6.5156	0.6548
Coefficiente de rugosidad y el diámetro del sedimento	$n = c_n d^\xi$	0.0470	0.1667

En consecuencia, se ha decidido asignar los mismos parámetros de propagación en cauce y en cárcava, para una región homogénea única para el caso de estudio de la cuenca del Carraixet. En el futuro solo será posible su modificación o actualización cuando se disponga de un estudio actualizado con nuevos valores regionales. Del mismo modo, se definió un área umbral para el flujo base de 0.5 km² y un área umbral para el interflujo de 0.01 Km² en el caso de la cuenca del Barranco de Carraixet. La definición de estas áreas umbrales en ECO-TETIS permiten la diferenciación entre ladera, cárcava y cauce, representando la superficie acumulada que drena a cada celda. El área umbral para el interflujo permite al modelo diferenciar entre laderas y cárcavas. El área umbral para el flujo base permite la distinción interna entre cárcavas y cauces.

ZONAS KARSTICAS, MANANTIALES Y PÉRDIDAS POR TRANSMISIÓN EN CAUCE

La representación de la respuesta de las zonas kársticas en ECO-TETIS se realiza mediante la definición de una respuesta específica de modelación a través de dos tanques. El tanque superficial respondiente a una respuesta rápida, mientras que el inferior representa la respuesta

lenta del acuífero kárstico. La precipitación que cae en los píxeles definidos como zonas de karst se puede convertir bien en escorrentía superficial o bien en infiltración hacia el acuífero kárstico, por el cual se propagará hasta alcanzar una salida. Estas salidas de los acuíferos kársticos se representan en ECO-TETIS mediante la definición de manantiales.

Para la representación de los procesos kársticos y de los manantiales en la cuenca del Barranco de Carraixet, se utiliza el [mapa de zonas kársticas de España](#). La definición de manantiales se realizó en base al inventario de la guardería fluvial de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Para más información: [enlace](#).

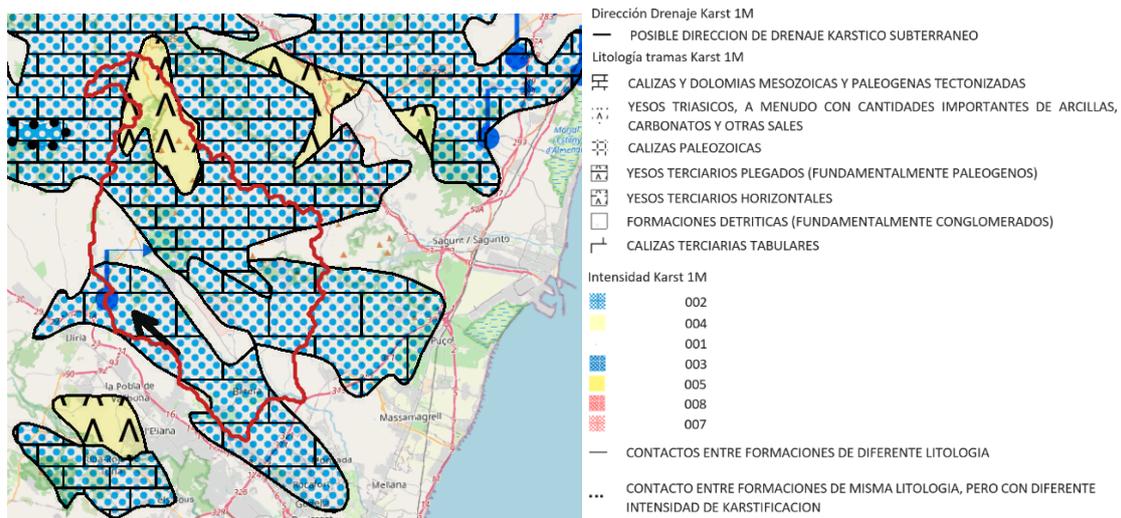


Figura 100. Mapa de zonas kársticas de España en la cuenca del Barranco del Carraixet.

Las zonas kársticas han sido redefinidas de manera que se encuentran restringidas a aquellos píxeles correspondientes a las diferentes áreas vertientes a los manantiales. Esta redefinición de las zonas kársticas fue necesaria para asegurar que ECO-TETIS modelara únicamente los manantiales propuestos y no generase otros en los contornos de las zonas kársticas. En ocasiones los manantiales se situaban en celdas sin vertientes. Las coordenadas se adaptaron para el modelo de 100m mediante el empleo de GIS. Este trabajo se realizó siguiendo las recomendaciones de Pedrajas (2017)

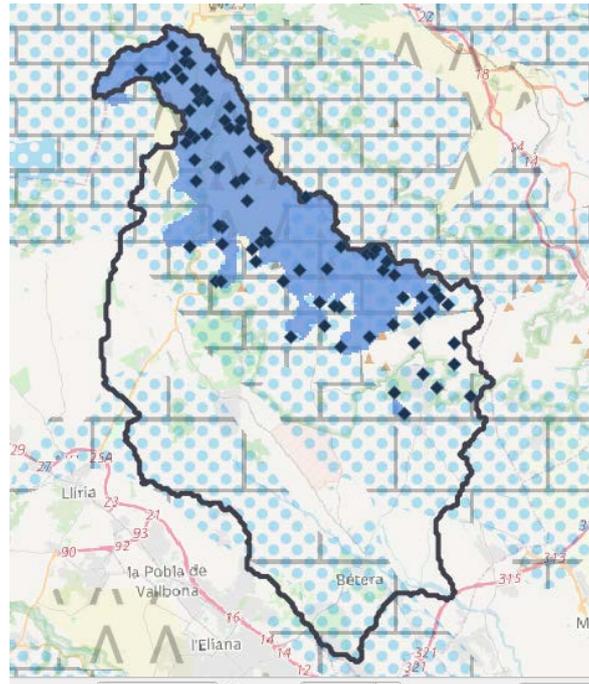


Figura 101. Mapa de zona karst (azul) y manantiales (rombos) que se han considerado en la simulación hidrológica para la cuenca del Barranco de Carraiet.

Tabla 15. Denominación y situación geográfica de los manantiales considerados en la cuenca del Barranco de Carraiet.

Nombre del manantial	X ETRS89 30N	Y ETRS89 30N
Manantial El Pantano	720004.31	4392225.27
Fuente Del Oro	722735.29	4392954.26
Manantial Ullal Dels Trencalls	719559.282	4393104.3
Manantial Fuente de Camanal	721334.277	4393338.28
Manantial El Sif	720773.263	4393912.3
Manantial Ullat de Moncudío	722067.265	4394329.28
Fuente Volaria	717300.277	4395044.34
Manantial Fuente El Molino	720397.27	4395192.31
Fuente El Mallo	722058.267	4395201.29
Fuente de Potrillos	718501.276	4395474.33
Fuente de La Abeja	715215.302	4395474.34
Manantial La Olla	716656.293	4395971.34
Fuente de Deula	719502.277	4396013.32
Fuente Sagrado Corazon de Jesus La Salud	720611.275	4396250.31
Fuente de San Jose El Paellero	721005.274	4396510.3
Manantial Font Seca de La Poblet	717253.294	4396711.34
Manantial El Minat de La Pobleta	717075.297	4396765.34
Fuente de La Humberia	721797.272	4396810.3
Fuente El Marche	716435.306	4396919.34
Manantial Baseta de Valero	721437.275	4397138.3
Manantial Fuente La Miseria	719943.282	4397138.32
Manantial del Marianet	720707.278	4397165.31
Manantial La Horteta	721237.277	4397449.3
Font de La Cava	712108.371	4397804.34
Fuente La Malaena	714942.338	4397823.34
Font Del Flare	712302.371	4397829.33
Fuente La Prunera	719574.29	4398069.32
Fuente La Gota	715611.334	4398288.34
Manantial de Mugro	719103.294	4398293.33
Fuente Del Berro	716744.318	4398353.34
Fuente Dels Sentits	713760.368	4398637.33
Manantial Pou del Curro del Mugro	719260.296	4398655.33
Fuente El Llantiscle	718418.305	4398954.33
Fuente Tio GuaGuao Caseta del Satre	718658.303	4398964.33
Manantial Ullal La Remansa	713635.378	4399169.33
Fuente El Tio Sopa	718787.303	4399184.33
Fuente El Poll	717331.318	4399268.34
Fuente Quebranta	712346.395	4399368.33
Fuente Melchor	711011.279	4399298.94

Manantial Ullal del Correcher	713971.378	4399505.33
Fuente de Pardalets	714267.373	4399505.33
Fuente del Pi	714181.378	4399839.33
Manantial La Legona	712341.402	4400102.33
Manantial del Bau	712385.402	4400121.33
Fuente La Molera	712185.401	4400167.33
Manantial Sargatillo	713427.397	4401198.32
Fuente Tristan	715867.355	4401399.33
Fuente Arcis	712949.409	4401985.32
Fuente El Rincon	711262.402	4402074.34
Fuente Molinera	713267.404	4402148.32
Manantial El Morteral	712097.412	4402623.33
Fuente Balsica del Tio Pepe	712185.413	4402641.33
Fuente Rama	711204.405	4402930.34
Fuente Sacañi	713520.404	4403301.32
Fuente El Cardaire	714048.396	4403442.31
Fuente Del Retor	710867.405	4403659.34
Fuente La Huertecica	711215.409	4403871.34
Fuente de Pupe	711673.414	4404023.33
Fuente de Las Higueras	711013.408	4404027.34
Fuente del Tormo	713040.417	4404243.31
Fuente El Vallejo	712673.424	4404313.31
Fuente Del Muro	712463.425	4404593.32
Fuente Loca	713153.416	4404596.31
Fuente de La Fonfria	711023.412	4405003.34
Fuente Iranzo	712675.428	4405159.31
Fuente Rocha Las Vueltas	711727.421	4405428.33
Fuente de La Fonfria 2	711391.417	4405459.33
Fuente Tejeria o del Sotero	711480.419	4405644.33
Fuente La Tejeria	711501.42	4405816.33
Fuente Los Terreros	711243.416	4405929.33
Fuente de La Alameda	710702.398	4406403.33
Manantial Balsa El Mas	709964.389	4406460.35
Manantial de Piñel	711899.401	4406727.3
Manantial Balsa de Torres	710449.388	4406731.33
Fuente El Rebollo	708947.375	4406771.36
Fuente Chirivilla 3	711019.386	4406991.31
Fuente Chirivilla 2	710815.382	4407098.32
Fuente Chirivilla	710826.372	4407505.31
Manantial Mojon de Lozano	710250.363	4407741.31

Del mismo modo, Pedrajas demostró que el comportamiento de la cuenca se modelizaba mejor si se incluían el resto de las pérdidas en la cuenca en forma de transmisión en cauce. Mediante este enfoque es posible representar de una forma adecuada el comportamiento de las masas de agua no permanentes, ajustándose en términos de duración de caudales y permanencia de una forma adecuada a la realidad.

Las pérdidas se introdujeron en el modelo de forma puntual. Para conseguir aproximar la estimación a la realidad donde estas pérdidas se dan distribuidas a lo largo del todo el cauce, se introdujo una pérdida por cada kilómetro de cauce. Cada una de las pérdidas se estimaron en función del ancho medio del kilómetro de cauce anterior al punto donde se introdujeron (Montalvo, 2017). De esta forma, las pérdidas no dependieron del caudal circulante, sino de la superficie de cauce. Las pérdidas se establecieron en $8,71 \cdot 10^{-4}$ l/s por cada m^2 de cauce.

Tabla 16. Pérdidas por transmisión en la cuenca del Barranco Carraixet.

ID	X ETRS89 30N	Y ETRS89 30N	ELEVATION (m.a.s.l)	m3/s
D1	711963.92	4396693.97	236	-0.02
D2	711255.76	4395980.04	218	-0.02
D3	710868.46	4394765.12	202	-0.06
D4	710962.22	4393294.47	179	-0.1
D5	711566.03	4392391.41	168	-0.06
D6	712156.96	4391561.65	158	-0.06
D7	712661.24	4390789.87	150	-0.06
D8	713363.43	4389958.94	138	-0.06
D9	714208.88	4389363.34	128	-0.08
D10	715016.43	4388860.56	122	-0.1
D11	715560.38	4388463.07	115	-0.06
D12	716461.59	4387855.05	107	-0.1
D13	717364.12	4386959.21	99	-0.06
D14	718662.27	4386157.36	88	-0.08

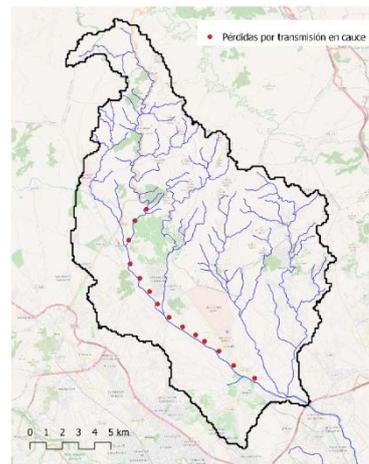


Figura 102. Situación de los puntos asignados de pérdidas por transmisión en la cuenca del Barranco de Carraixet.

IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO ECO-TETIS

LIMITACIONES Y MEJORAS PROPUESTAS PARA LA SEGUNDA ETAPA DEL PROYECTO

Tras la calibración preliminar del modelo ECO-TETIS se encontraron inconsistencias en el mapa de usos del suelo en comparación con el periodo temporal analizado. Esto puso de manifiesto la necesidad de recalibrar el modelo, así como la necesidad de realizar de nuevo las estimaciones de todos aquellos mapas de parámetros dependientes de la vegetación. Este proceso se ha llevado a cabo en los últimos meses y la descripción de estimación de parámetros previa a la implementación, así como los usos del suelo reportados en este informe son los considerados definitivos.

Se ha aprovechado la contingencia para realizar estimaciones por métodos más rigurosos de los usos del suelo y todos los parámetros relacionados, así como otros parámetros hidrológicos derivados de la edafología, la geomorfología y la litología de la cuenca. Por ejemplo, se han considerado diferentes fuentes de información en la determinación de los usos del suelo, combinando imágenes LIDAR del año 2015, los usos del suelo CORINE del año 2018 y las imágenes de satélite de *Google Maps* correspondientes al años 2020. Para estimar las fracciones de cubierta vegetal distribuida en el espacio se ha descartado el tradicional método de asignación por usos del suelo y se han seleccionado los valores aportados por diferentes productos disponible actualmente para su descarga (Mapas Copernicus de fracción de cobertura e imágenes satélite Landsat y Modis). En relación con los parámetros hidrológicos del suelo así como su profundidad y las permeabilidades, se han considerado los valores distribuidos en el espacio y en profundidad de la base de datos EU SoilHydroGrids, se han incluido las pérdidas y manantiales por fenómenos de karstificación y se ha recurrido a información hidrogeológica más reciente y precisa que aporta un mayor grado de detalle a la estimación de los parámetros relacionados.

Además, se han revisado los datos meteorológicos en base a nuevos datos registrados que recientemente han sido facilitados por diferentes organismos de gestión de las redes de muestreo. Estas nuevas series se han definido en el informe (a falta de completar los datos

meteorológicos de la cuenca del Río Ceira), pero no fueron consideradas en la calibración preliminar.

Por último en el grupo de investigación se está trabajando en la codificación del algoritmo de optimización MOSCEM-UA que permitirá una obtención de la frontera de Pareto para seleccionar los conjuntos de parámetros óptimos desde un enfoque multicriterio.

Por todo lo anterior, los resultados de implementación del modelo y de impactos de las proyecciones de cambio climático sobre las diferentes variables que ECO-TETIS nos ofrece como resultado deben ser interpretados con cautela y deben ser considerados preliminares.

ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL MEDIANTE EL MODELO HIDROLÓGICO ECO-TETIS

ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL EN LA CUENCA DEL BARRANCO DE CARRAIXET (VALENCIA, ESPAÑA)

DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL (CARRAIXET)

El análisis de impactos en escenarios de gestión forestal mediante el modelo ECO-TETIS se planteó en forma de diferentes actuaciones de tala hipotéticas sobre píxeles estratégicamente seleccionados en la cuenca del Barranco del Carraixet.

La selección estratégica de píxeles se realizó en base al criterio experto en gestión forestal. Una primera zona de actuación se definió por delimitación espacial. Se seleccionó una parcela de trabajo con actuaciones históricas de gestión forestal y unas características medioambientales bien conocidas por el equipo del proyecto Resilient Forests. Esta parcela de trabajo tiene una superficie de 8 píxeles (0.8 km²) en la modelación con ECO-TETIS y se sitúa en una zona puramente forestal de la Sierra de la Calderona, en el municipio de Serra al noreste de la cuenca.

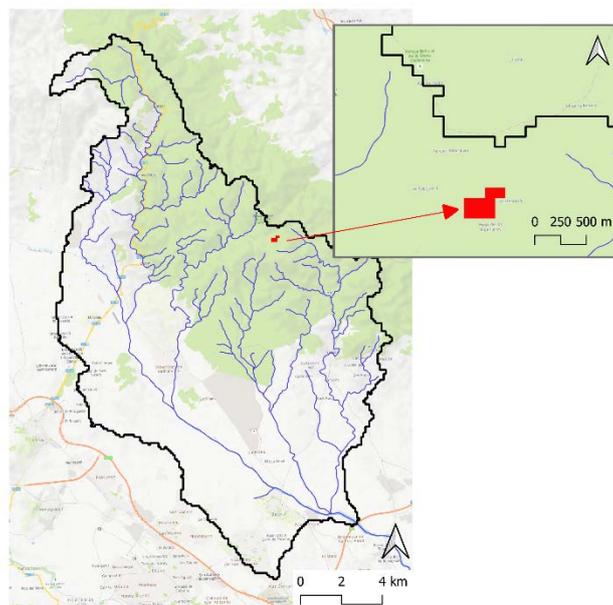


Figura 103. Situación de la parcela de trabajo (ZONA 1) seleccionada como primera zona para el análisis de impactos de los escenarios propuestos.

Otras tres superficies de actuación se seleccionaron en base a la presencia en los diferentes píxeles de tres usos del suelo concreto. Así, cada una de las tres superficies de actuación complementarias quedaron definidas por los rodales ocupados por el uso denominado exclusión de pies de pino carrasco (Stem-exclusion Aleppo pine stands), por el uso denominado exclusión de pies de coníferas en combinación con frondosas (Stem-exclusion conifer+hardwood) y el uso denominado pies muy jóvenes de pino carrasco (Very young Aleppo pine stands), respectivamente.

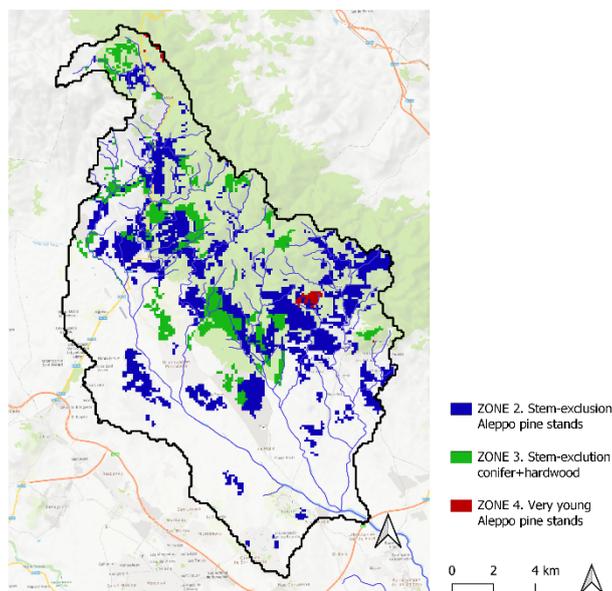


Figura 104. Zonas definidas por uso de suelo específico para el análisis de impactos mediante la modelación de escenarios con ECO-TETIS.

En el planteamiento de escenarios de gestión forestal (escenarios de tala), se generó un escenario control para cada una de las zonas. En estos escenarios de control se estableció la fracción de cobertura en 0.85 en los píxeles correspondientes a la zona de actuación concreta (85% de densidad de cubierta en los rodales implicados en cada caso). Los diferentes escenarios de gestión asumieron una tala de 20%, 30%, 40% y 50% al inicio del periodo analizado, sobre el punto de partida establecido por el escenario control. Por ejemplo, un escenario correspondió a una poda del 20% (fracción de cobertura = 0.65) sobre las áreas o rodales ocupados por pino carrasco muy joven mientras que otro escenario representó una poda del 50% (fracción de cobertura = 0.35) sobre los píxeles de la parcela de tratamiento. Se generaron de este modo XX escenarios en términos de gestión forestal en la cuenca del Barranco de Carraixet.

Tabla 17. Definición de escenarios de gestión forestal en la cuenca del Barranco de Carraixet.

SCENARIO NAME	ZONE	% CLEAR-CUTTING	COVERAGE FRACTION (m ² /m ²)
Control 0-1	Zone 1 -Treatment plot	0	0.85
Clear-cutting 20-1		20	0.65
Clear-cutting 30-1		30	0.55
Clear-cutting 40-1		40	0.45
Clear-cutting 50-1		50	0.35
Control 0-2	Zone 2 - Stem-exclusion Aleppo pine stands	0	0.85

Clear-cutting 20-2		20	0.65
Clear-cutting 30-2		30	0.55
Clear-cutting 40-2		40	0.45
Clear-cutting 50-2		50	0.35
Control 0-3	Zone 3 - Stem-exclusion conifer+hardwood	0	0.85
Clear-cutting 20-3		20	0.65
Clear-cutting 30-3		30	0.55
Clear-cutting 40-3		40	0.45
Clear-cutting 50-3		50	0.35
Control 0-4	Zone 4 - Very young Aleppo pine stands	0	0.85
Clear-cutting 20-4		20	0.65
Clear-cutting 30-4		30	0.55
Clear-cutting 40-4		40	0.45
Clear-cutting 50-4		50	0.35

RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL (BARRANCO DE CARRAIXET)

El análisis de impactos se evaluó mediante el comportamiento de los diferentes flujos hidrológicos en las celdas afectadas por la gestión forestal.

La transpiración en la parcela de tratamiento (Zona 1) redujo hasta en 0.15 mm/día los valores promedio de las diferentes actuaciones. Se observan pequeñas diferencias entre los escenarios, aunque son más representativas en términos de dispersión que de promedios (la reducción de la dispersión fue mayor cuanto más agresivo fue el escenario de tala).

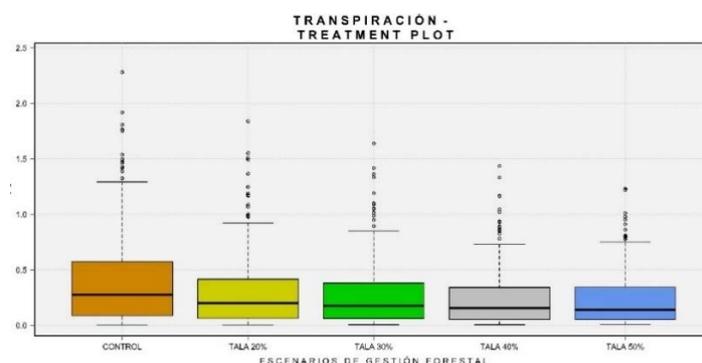


Figura 105. Boxplots de transpiración (mm/d) en los escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento.

Considerando que el periodo analizado es de 15 años, no fue extraño que los valores promedio se vieran poco afectados. La vegetación tiene la capacidad de recuperarse y en ECO-TETIS la recuperación se produce en forma de biomasa foliar de la fracción cubierta. En consecuencia, se observan mayores diferencias en la transpiración de la parcela de tratamiento en los primeros 10-12 años del periodo analizado que en la etapa final.

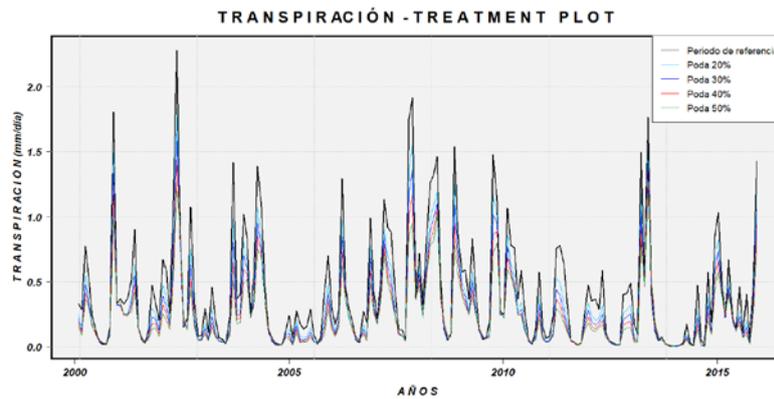


Figura 106. Series de transpiración (mm/d) en los diferentes escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento.

Esta hipótesis se confirmó al analizar la evolución del índice de área foliar, LAI (m^2/m^2), simulado por el submodelo de vegetación de ECO-TETIS. El submodelo simula el LAI en base al producto de la biomasa foliar (B_l), el área foliar específico (SLA) y la fracción de cobertura (f_c).

$$LAI = B_l * SLA * f_c$$

Dado que SLA y f_c se mantienen constantes en cada píxel, siendo función del uso del suelo asignado, son las variaciones de biomasa las que resultan en un incremento o una reducción del LAI .

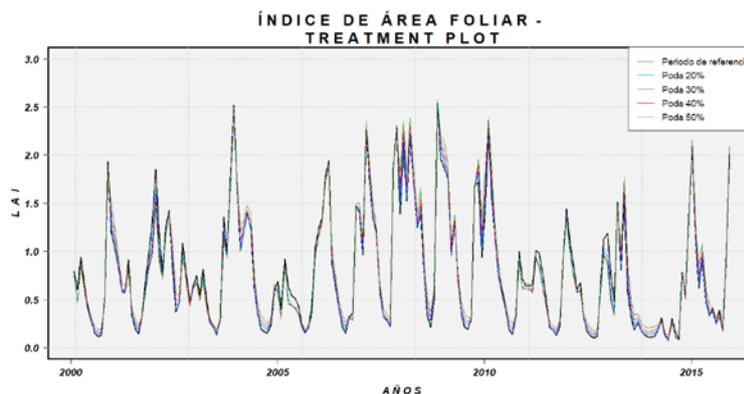


Figura 107. Series de LAI (m^2/m^2) en los diferentes escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento.

De hecho, podemos comprobar como la intensidad del tratamiento de gestión, en este caso la tala que se tradujo en el modelo como una reducción de la fracción de cobertura de la superficie del suelo, provoca diferentes comportamientos por parte de la vegetación. Siendo el crecimiento de biomasa mayor cuanto mayor es el clareo y mostrándose en los resultados agregados mensualmente de LAI aun cuando el factor de cubierta es reducido en comparación con el escenario control.

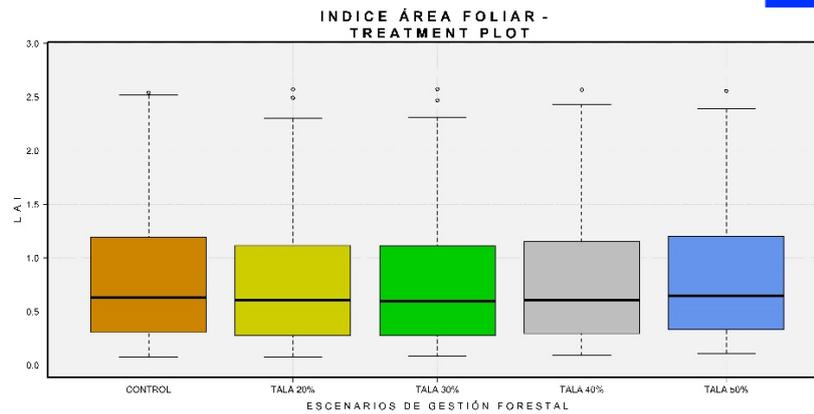


Figura 108. Boxplots de LAI (m^2/m^2) en los escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento

Por el contrario, no se observaron cambios significativos en términos de evapotranspiración, ET (mm/d). Este resultado fue fácilmente justificable al considerar que al existir una fracción no cubierta mayor cuanto más agresivo es el escenario de gestión, las pérdidas por evaporación directa desde la matriz del suelo compensaron la reducción de las pérdidas por transpiración. En ECO-TETIS la ET se calcula como la suma de las pérdidas por transpiración y por evaporación directa.

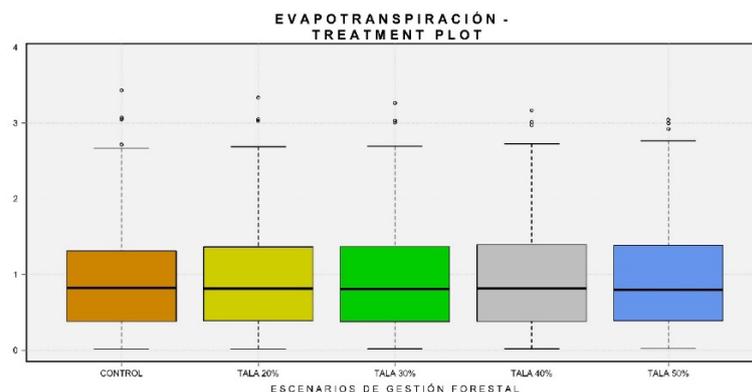


Figura 109. Boxplots de ET (mm/d) en los escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento

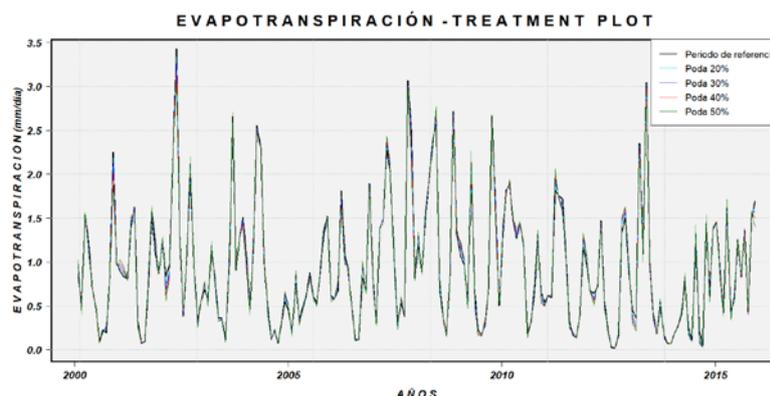


Figura 110. Series de ET (mm/d) en los diferentes escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento

En ECO-TETIS la zona efectiva de raíces (almacenamiento estático) se divide en una capa superficial en la que se producen los procesos de evaporación desde el suelo desnudo y transpiración por parte de las raíces más superficiales, y una segunda capa en la que se produce

la transpiración desde las raíces más profundas. En consecuencia, el estado de la vegetación afecta a los flujos del ciclo hidrológico y, por tanto, al almacenamiento en los diferentes tanques.

Teniendo lo anterior en mente, no fue extraño encontrar que el contenido de humedad en la capa profunda se viera incrementado en los escenarios con talas más agresivas. La reducción de la vegetación con capacidad para transpirar provocó que el balance en el tanque de la capa inferior se viera favorecido, quedando únicamente limitado por las características físicas del suelo en términos de pérdidas en la fracción no cubierta y los aportes de humedad.

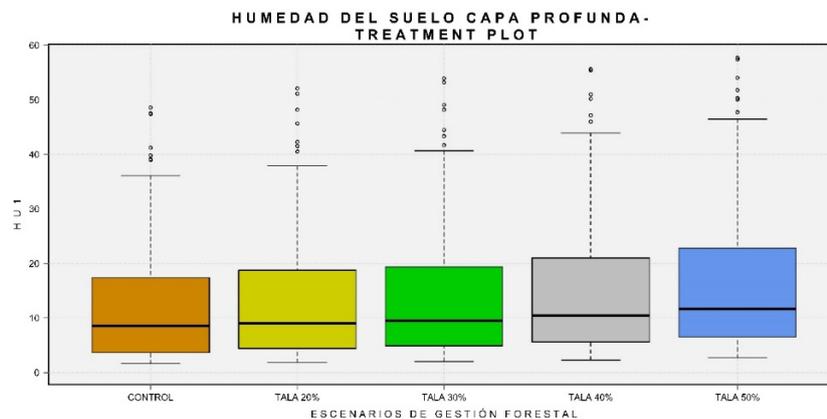


Figura 111. Boxplots de humedad del suelo de la capa profunda (%) en los escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento.

Nuevamente, se observaron incrementos más importantes en las etapas más húmedas de la serie temporal, llegando a alcanzarse diferencias puntuales de hasta un 15% de contenido de humedad en la capa profunda del suelo. Diferencias que se reducen considerablemente en los periodos más secos.

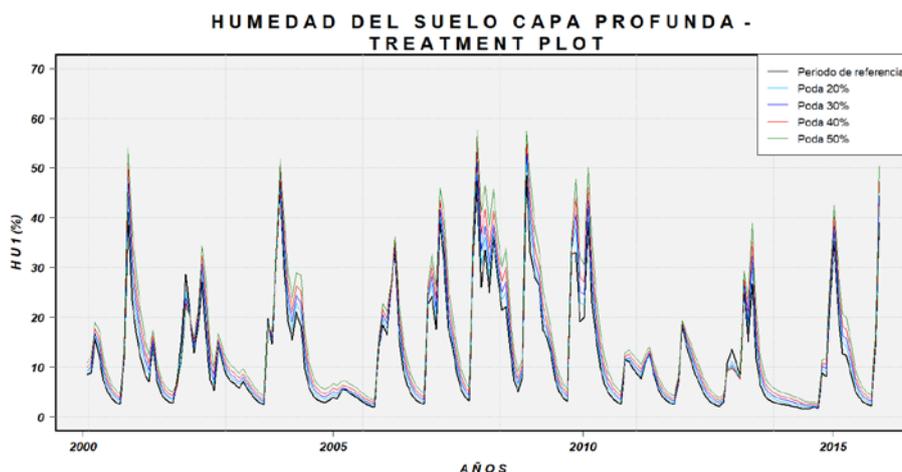


Figura 112. Series de humedad en la capa profunda del suelo (%) en los diferentes escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento.

El incremento en la evaporación desde una fracción de suelo desnudo mayor en los escenarios de tala más intensa provocó, por el contrario, la reducción de la humedad en la capa superficial del suelo (0-0.05 m de profundidad).

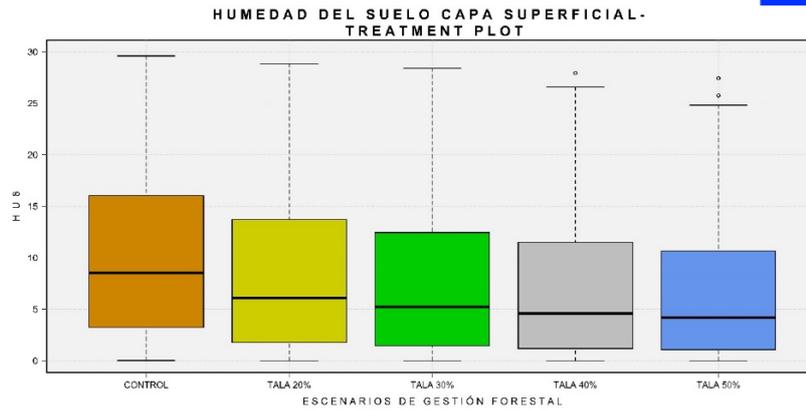


Figura 113. Boxplots de humedad del suelo de la capa superficial (%) en los escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento

La vegetación de la parcela de tratamiento correspondió a pino carrasco y los parámetros de vegetación del modelo se definieron en consecuencia. Si bien este pino tiene una cierta capacidad para transpirar desde la capa superficial, la mayor parte de la transpiración se produjo desde lo que en ECO-TETIS se denomina capa profunda. Por ese motivo no fue extraño encontrar variaciones negativas en el contenido de humedad, más negativas cuanto mayor era la fracción no cubierta y por tanto más intenso fue el flujo de evaporación directa.

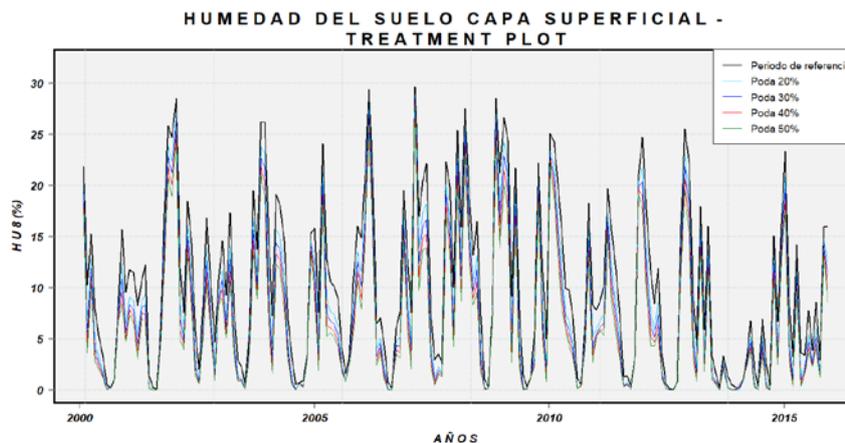


Figura 114. Series de humedad en la capa superficial del suelo (%) en los diferentes escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento.

Se analizaron además las variaciones en términos de percolación. Estos resultados deben interpretarse con cautela pues, si bien la calibración preliminar consideró pérdidas por transmisión en cauce, las zonas y los procesos de karstificación en el área de la Sierra de la Calderona (donde se encuentra la parcela de tratamiento) no habían sido considerados para la calibración del modelo. Esto implica que los resultados definitivos podrían presentar diferencias en el informe final. En cualquier caso, la percolación en las cuencas que se encuentran bajo las condiciones ambientales de un clima semiárido aparece solo con tormentas importantes. Esto se tradujo en que la probabilidad de existir percolación fue muy reducida, casi nula, presentándose pocos picos puntuales muy dispersos y no observándose diferencias entre los escenarios y el escenario de referencia o control.

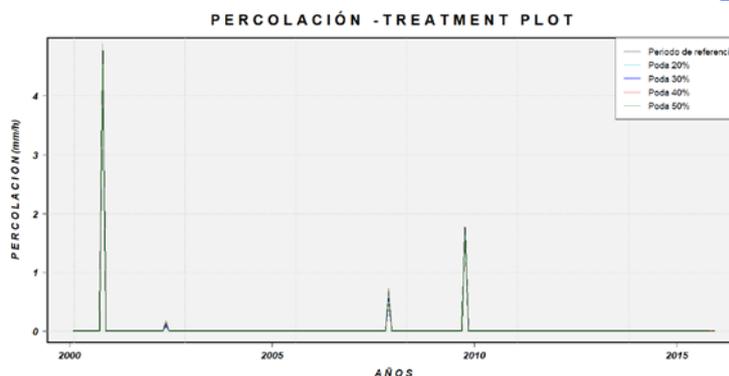


Figura 115. Series de percolación (mm/h) en los diferentes escenarios de gestión sobre la parcela de tratamiento.

Los resultados observados en las zonas de actuación definidas como Zona 2 (Stem-exclusion Aleppo pine stands), Zona 3 (Stem-exclusion conifer+hardwood) y Zona 4 (Very young Aleppo pine stands) presentaron un comportamiento en la línea de los obtenidos en la Zona 1 (parcela de tratamiento). Al comparar los resultados de LAI pudimos identificar un comportamiento diferente que dependió tanto de la hidrología de celdas en las que dichos usos ocurrían como, fundamentalmente de la parametrización de cada uno de los usos del suelo analizados; parámetros que tratan de representar los procesos físicos observados en la naturaleza. Así, se pudo comprobar como las variaciones del LAI en la zona 2 y la zona 4 reflejaban el mismo comportamiento que en la parcela de tratamiento (también ocupada con pino carrasaco, aunque más maduro y con diversas intervenciones realizadas en el pasado), siendo mayor el incremento de LAI cuanto más agresivo es el tratamiento de tala y curiosamente cuanto menores son los valores de LAI en el escenario control a lo largo de la serie temporal.

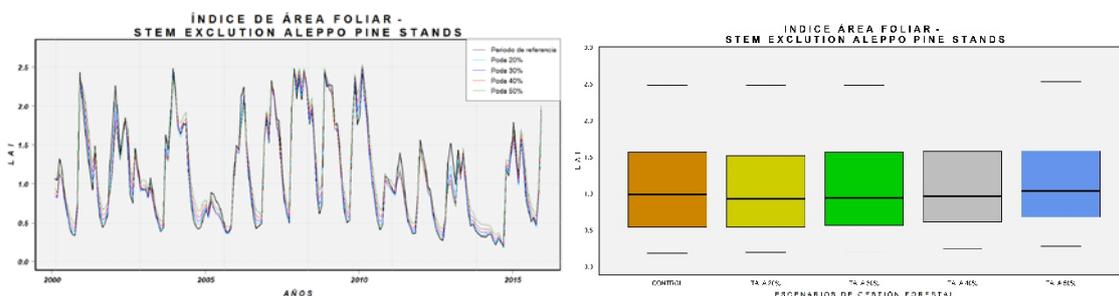


Figura 116. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de LAI (m^2/m^2) en los escenarios de gestión sobre la zona 2 – Stem-exclusion Aleppo pine stands.

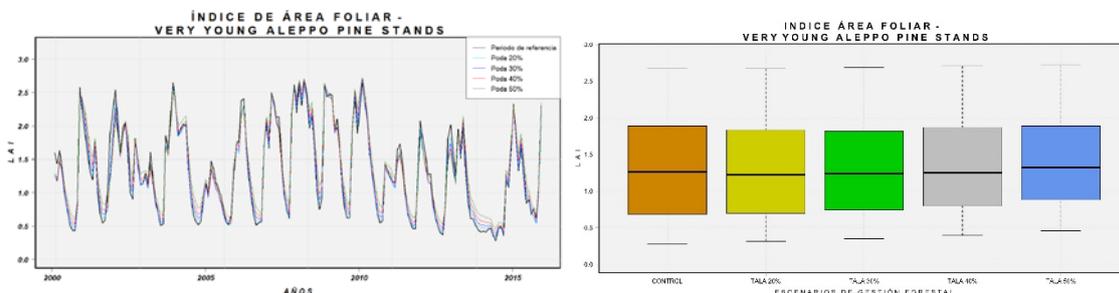


Figura 117. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de LAI (m^2/m^2) en los escenarios de gestión sobre la zona 4 – Very young Aleppo pine stands.

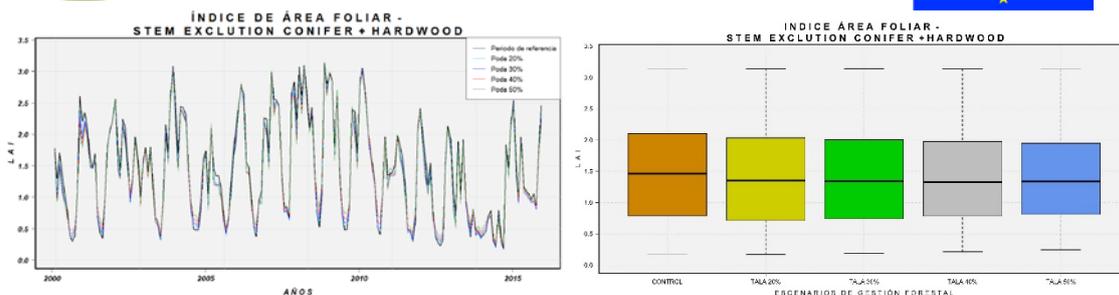


Figura 118. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de LAI (m^2/m^2) en los escenarios de gestión sobre la zona 3 – Stem exclusion conifer + hardwood stands.

En el caso de la zona 3, donde intervienen también especies caducifolias, la recuperación de biomasa no pudo deducirse de los resultados. El clareo produjo un descenso generalizado del LAI en todos los escenarios de gestión que se mantuvo en todo el periodo, observándose diferencias escasas entre ellos. Es en los periodos más desfavorables cuando los escenarios evidenciaron una ventaja frente al escenario control, mayor cuanto más intenso era el clareo.

En línea con lo anterior, se obtuvieron descensos marcados de la transpiración de las tres zonas, compensados en términos de evapotranspiración por el incremento de la evaporación.

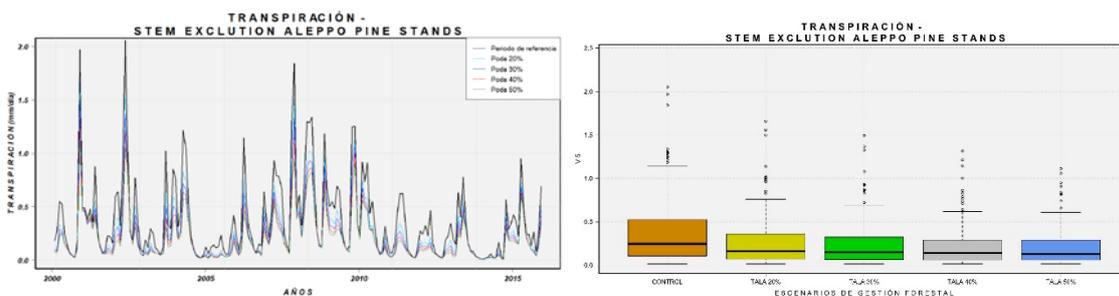


Figura 119. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de transpiración (mm/d) en los escenarios de gestión sobre la zona 2 – Stem-exclusion Aleppo pine stands.

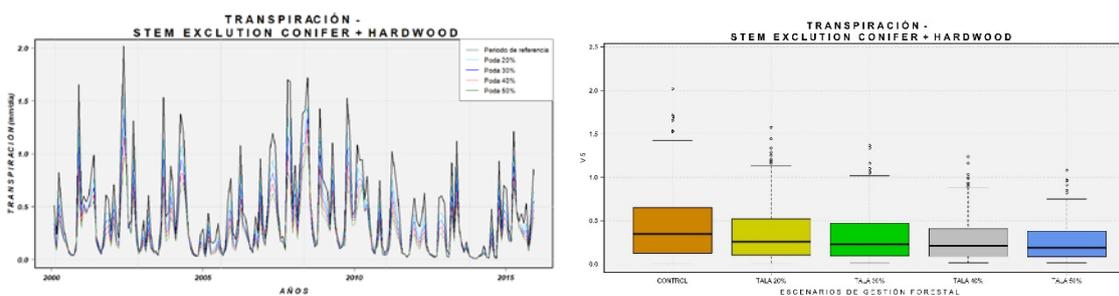


Figura 120. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de transpiración (mm/d) en los escenarios de gestión sobre la zona 3

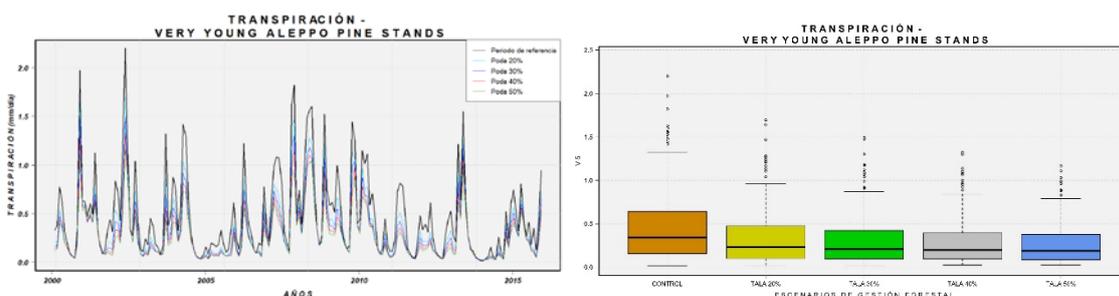


Figura 121. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de transpiración (mm/d) en los escenarios de gestión sobre la zona 4 – Very young Aleppo pine stands.

La humedad del suelo en la capa superficial presentó disminuciones medias de entre un 6% (clareo del 20%) y un 10% (clareo del 50%) en las zonas 2 y 4 ocupadas por pino carrasco. Estas variaciones fueron superiores en el caso de la zona 2 y en ambos casos la dispersión de los datos se redujo al incrementar la intensidad del clareo. En el caso de la zona 3, los cambios no fueron tan marcados, aunque de nuevo se observaron reducciones y diferencias entre escenarios. En las tres zonas se observaron menores contenidos de humedad del suelo en la capa superficial a lo largo de todo el periodo analizado, independientemente de si nos encontrábamos en una etapa húmeda o seca.

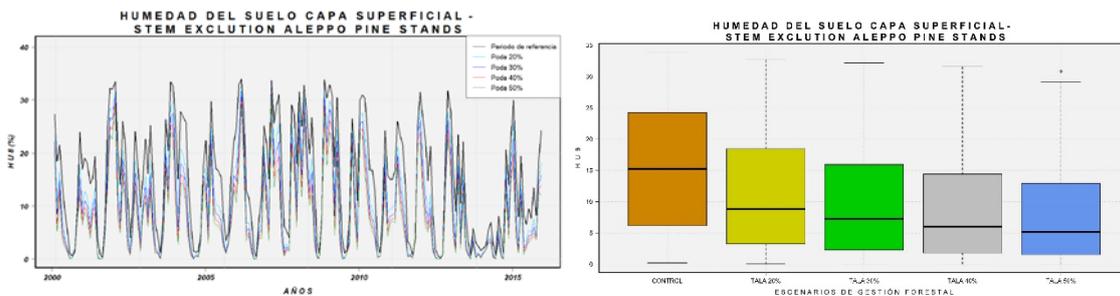


Figura 122. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de humedad del suelo de la capa superficial (%) en los escenarios de gestión sobre la zona 2 – Stem- exclusion Aleppo pine stands.

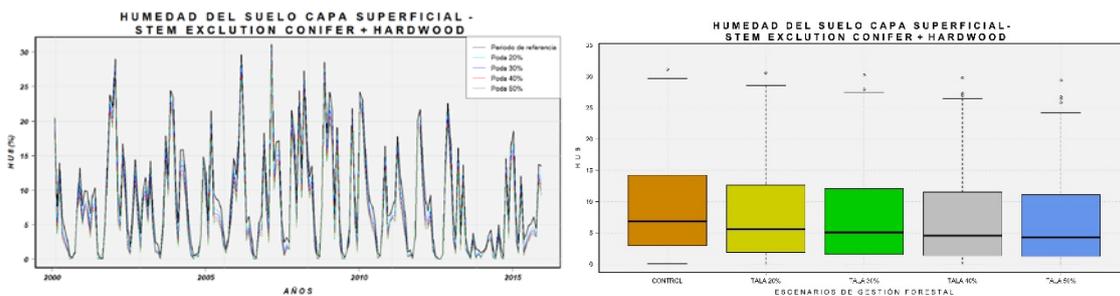


Figura 123. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de humedad del suelo de la capa superficial (%) en los escenarios de gestión sobre la zona 3 – Stem-exclusion conifer + hardwood stands.

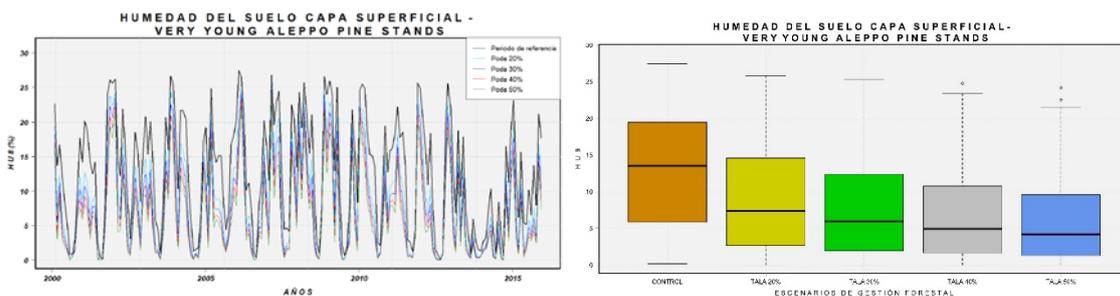


Figura 124. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de humedad del suelo de la capa superficial (%) en los escenarios de gestión sobre la zona 4 – Very young Aleppo pine stands.

El comportamiento contrario se observó respecto a la humedad del suelo en la capa profunda. La reducción en la transpiración, más marcada en las zonas ocupadas por pino carrasco, se traduce en un incremento en el contenido de agua de esta zona. En contraposición vemos el incremento más marcado de la zona 2 provocado probablemente por la edafología de los suelos ocupados por estos usos. Si bien la transpiración no se reduce tanto en estos píxeles, se produce un menor incremento en la evaporación del suelo desnudo respecto a las celdas con pinos. Fue por tanto razonable encontrar mayores variaciones en la humedad del suelo profundo a medida que la intensidad de las talas se incrementaba.

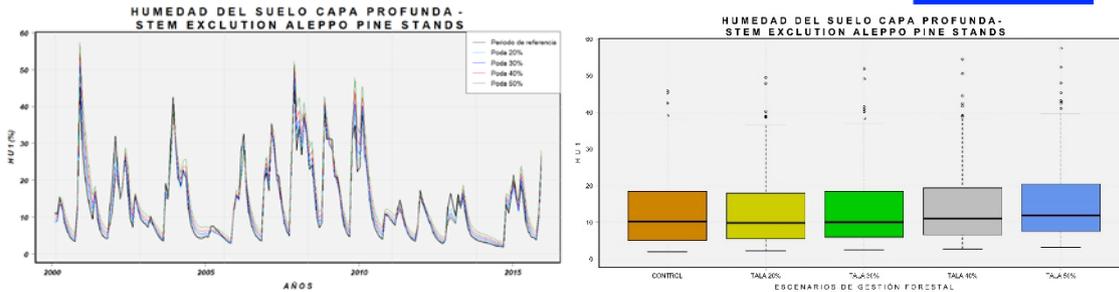


Figura 125. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de humedad del suelo de la capa profunda (%) en los escenarios de gestión sobre la zona 2 – Stem- exclusion Aleppo pine stands.

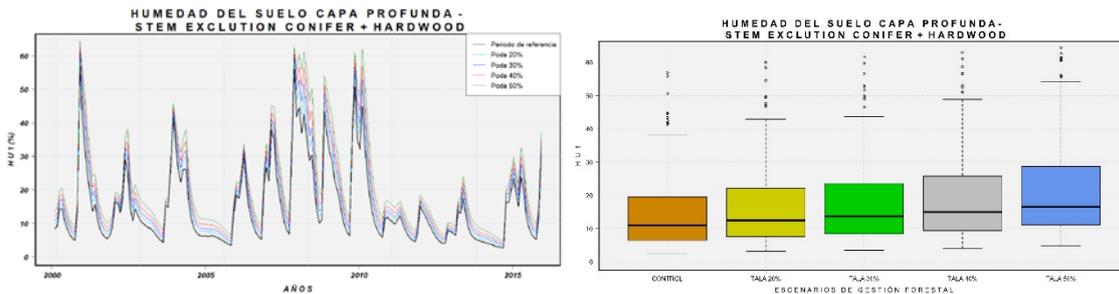


Figura 126. Series (izquierda) y boxplots (derecha) humedad del suelo de la capa profunda (%) en los escenarios de gestión sobre la zona 3 – Stem-exclusion conifer + hardwood stands.

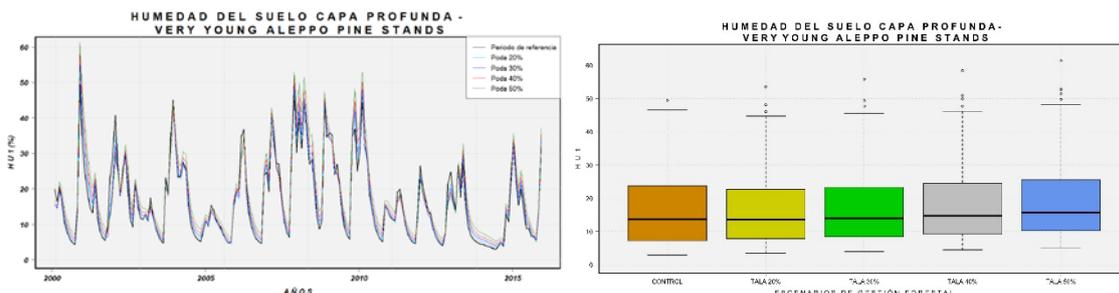


Figura 127. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de humedad del suelo de la capa profunda (%) en los escenarios de gestión sobre la zona 4 – Very young Aleppo pine stands.

Para finalizar, se observaron cambios pequeños y muy puntuales en la evolución temporal de la percolación de los píxeles correspondientes a cada una de las zonas definidas en los escenarios. Por el contrario, si que se observaron diferencias en la magnitud de los picos, siendo ligeramente superiores en la en la zona 3 (máxima percolación del periodo analizado aprox. 2.6 mm/h para el escenario de tala 50%) que en la zona 2 (máxima percolación del periodo analizado aprox. 1.9 mm/h para el escenario de tala 50%) y en ambas considerablemente mayores que en la zona 4 (máxima percolación del periodo analizado aprox. 0.9 mm/h).

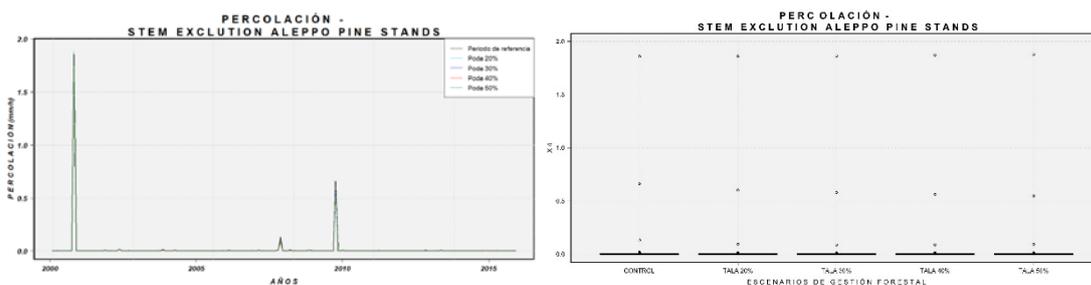


Figura 128. Series (izquierda) y boxplots (derecha) de percolación (mm/h) en los escenarios de gestión sobre la zona 2 – Stem- exclusion Aleppo pine stands.

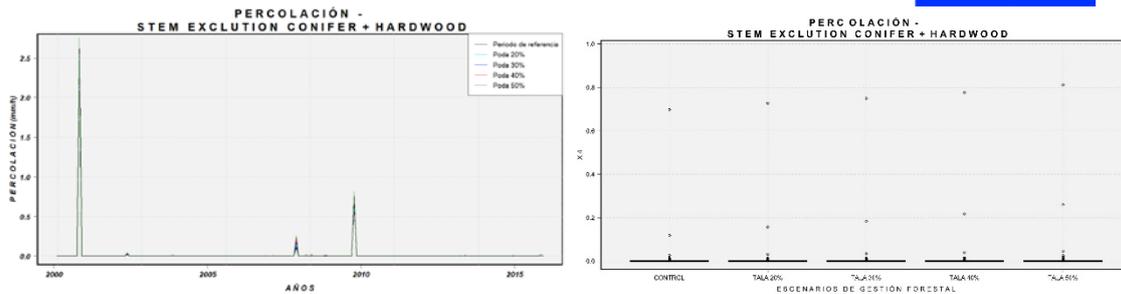


Figura 129. Series (izquierda) y boxplots (derecha) percolación (mm/h) en los escenarios de gestión sobre la zona 3 – Stem-exclusion conifer + hardwood stands.

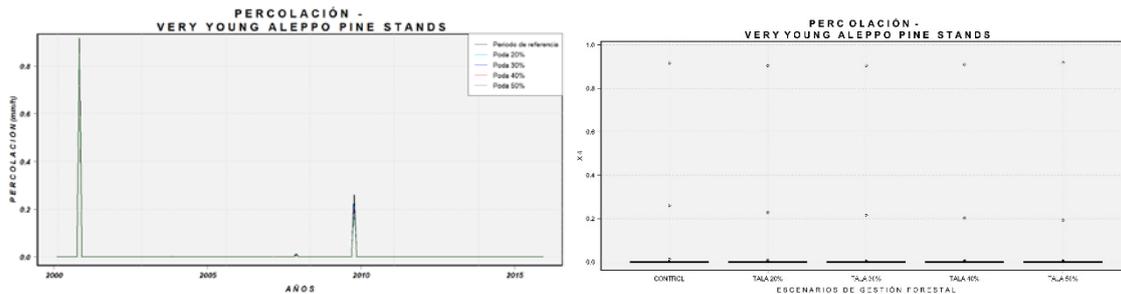


Figura 130. Series (izquierda) y boxplots (derecha) percolación (mm/h) en los escenarios de gestión sobre la zona 4 – Very young Aleppo pine stands.

ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL EN LA CUENCA DEL DEL RÍO CEIRA (COIMBRA, PORTUGAL)

DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL (CEIRA)

RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE GESTIÓN FORESTAL (CEIRA)

ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO MEDIANTE EL MODELO HIDROLÓGICO ECO-TETIS

Los sistemas naturales se ven afectados por los cambios que provocan las actividades humanas, directa o indirectamente. Más concretamente, los sistemas hidrológicos están íntimamente ligados a los patrones ambientales de las diferentes variables climáticas. A los cambios directos que produce una modificación del régimen de precipitaciones sobre la hidrología de una cuenca hidrológica, hay que añadir los efectos debidos a la dependencia pautada por los flujos hidrológicos en los que interviene la vegetación. La biodiversidad vegetal, su cobertura, su densidad de biomasa, etc. son capaces de modificar seriamente los regímenes hidrológicos de una cuenca. Por ese motivo, es de vital importancia considerar el análisis de escenarios de cambio climático para identificar los impactos que pueden producir sobre estos sistemas, íntimamente relacionados con la climatología local.

El análisis de escenarios de cambio climático consideró las proyecciones de los diferentes escenarios regionales disponibles en la base de datos del proyecto [Eurocordex](#), parte del World Climate Research Program ([WRC](#)), cuyo objetivo es organizar y coordinar a nivel internacional el marco de proyecciones de cambio climático regionales.

Los escenarios, RCPs (Representative Concentration Pathways; Moss *et al.*, 2008) son los escenarios más recientes de cambio climático. Se desarrollaron para el [quinto informe AR5 del IPCC](#), y varían respecto a los anteriores escenarios SRES. Los RCP no son escenarios socio-económicos sino que definen rutas de forzamiento o empuje radiativo adicional (additional radiative forcing, W.m⁻²) que la actividad humana causa y causará a lo largo del siglo XXI. Toman como referencia el del forzamiento radiativo de año 1750, previo al inicio de la revolución industrial. Este cambio conceptual en la propuesta de escenarios surge en favor de una mayor versatilidad, pues un mismo escenario de forzamiento radiativo puede ser resultado de un rango de escenarios, tanto socio-económicos como tecnológicos. El AR5 del IPCC reporta 4 bloques básicos de escenarios que heredan en su denominación el forzamiento radiativo adicional proyectado para el año 2100:

- RCP8.5: Es un escenario de grandes volúmenes de emisión de gases de efecto invernadero. El forzamiento radiativo en RCP8.5 sigue subiendo tras 2100 solo considerando las emisiones del siglo XXI.
- RCP6.0 y RCP4.5: Son escenarios de estabilización en los que los forzamientos se estabilizan al valor definido cerca del final del centenario.
- RCP2.6: Representa un escenario de inversión de tendencia radical hasta alcanzar emisiones negativas considerables.

Según el IPCC el aumento de la temperatura global parece propensa a mantenerse por debajo de los 2 °C relativos al periodo 1850-1900 en los escenarios RCP2.6 Y RCP4.5. Por el contrario, parece propensa a exceder este importante umbral en los escenarios RCP6.0 y RCP8.5.

En base a los diferentes escenarios de emisiones, existen proyecciones climáticas estimadas mediante diferentes modelos de circulación global (GCM) que posteriormente se regionalizaron mediante una batería de modelos climáticos regionales (RCM). Esta regionalización de las proyecciones para el entorno europeo se realizó para dos resoluciones espaciales diferentes: EUR44 de 0.44° (aproximadamente 50km) y EUR11, con una resolución más fina, de 0.11° (aproximadamente 12.5 km), sin perder de vista que los RCM tienen su base en las proyecciones propuestas por los diferentes GCM en los que proyectan el cambio climático que se producirá en resoluciones espaciales grandes, actualmente entre 100 y 500 km, así como su variabilidad.

No solo es importante en el estudio del clima la escala espacial. Además, es importante comprender la escala temporal para poder extraer los cambios en el clima (memoria a largo plazo) de la variabilidad climática. Por ese motivo, las condiciones meteorológicas y sus estadísticos deben considerarse en periodos largos de tiempo, al menos 30 años. Los procesos locales pueden alterar significativamente las señales de la escala global y como resultado los cambios se pueden suavizar o amplificar en la escala local de tal manera que hay casos en los que pueden ser hasta contrarios a las tendencias globales. Por este motivo es importante considerar una resolución del modelo de al menos el doble de la resolución de celdas y solo se deben analizar aquellos fenómenos con unas dimensiones espaciales superiores a esta resolución efectiva.

La variabilidad espacial, la variabilidad inter e intra anual (estacional), así como los extremos climáticos se pudieron estimar adecuadamente mediante los modelos regionales disponibles para nuestros casos de estudio. La interpretación y el ajuste del sesgo de los modelos fueron necesarios para su empleo en la modelación del impacto que estas proyecciones producen sobre los resultados del modelo ECO-TETIS.

ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL BARRANCO DE CARRAIXET (VALENCIA, ESPAÑA)

Se estableció como punto de partida el conjunto de series climáticas proyectadas por los modelos RCM que a su vez tomaban como condiciones de contorno diferentes modelos GCM.

Tabla 18. Modelos CORDEX EUR 11° (2018) considerados para la obtención de las proyecciones de los modelos climáticos regionales (RCM) asimilables a la cuenca del Barranco del Carraixet, en el marco de diferentes modelos de circulación global (GCM).

	GCM	RCM
CORDEX-EUR-11-ESGF_pts20181218	CNRM-CERFACS-CNRM-CM5	CLMcom-CCLM4-8-17
		CNRM-ALADIN53
		RMIB-UGent-ALARO-0
		SMHI-RCA4
	ICHEC-EC-EARTH	KNMI-RACMO22E
	IPSL-IPSL-CM5A-MR	IPSL-IPSL-CM5A-MR
		SMHI-RCA4
	MOHC-HadGEM2-ES	CLMcom-CCLM4-8-17
		KNMI-RACMO22E (v2)
	MPI-M-MPI-ESM-LR	SMHI-RCA4
		CLMcom-CCLM4-8-17
		MPI-CSC-REMO2009
NCC-NorESM1-M	SMHI-RCA4 (v1a)	
	DMI-HIRHAM5 (v2)	

Se tomaron de las diferentes proyecciones las variables necesarias para la ejecución del modelo ECO-TETIS.

- *Pr [kg m⁻² s⁻¹]*: tasa de precipitación
- *Tas [K]*: 2-m temperatura del aire media
- *Tasmin [K]*: 2-m temperatura del aire mínima
- *Tasmax [K]*: 2-m temperatura del aire máxima
- *Rds [W m⁻²]*: Radiación superficial de onda corta

Se descartó el modelo *RMIB-UGent-ALARO-0* por no disponer de datos de temperatura.

Los escenarios analizados fueron los siguientes:

- *RCP8.5*. Considerado el escenario más pesimista que se estableció como indicador de un nivel de impacto negativo elevado sobre el comportamiento de las cuencas hidrológicas.
- *RCP4.5*. Tomado como referencia de un escenario de estabilización de los impactos al final del centenario. Este escenario es el considerado más probable en este estudio dada la trayectoria de las políticas de gestión más recientes.
- *RCP2.6*. Representa el escenario más optimista de nuestro análisis que mostrará una reducción de impactos hasta límites inferiores considerados realistas.

DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO (CARRAIXET)

Inicialmente, se compararon las proyecciones históricas proporcionadas por los diferentes modelos climáticos con los datos observados para las mismas variables ambientales en la cuenca del Barranco del Carraixet. Con el objetivo de identificar la correcta representación de las variables climáticas sin las interferencias propias de la meteorología local, se decidió agregar los datos a escala mensual de manera que se pudiera comprobar que no existían diferencias significativas en la estacionalidad y la dimensionalidad de las series. Se encontraron diferencias

significativas entre las diferentes proyecciones y entre ellas y la serie histórica observada en la cuenca de estudio tanto para las de precipitación y el número de días secos/húmedos como para las temperaturas máxima, media y mínima.

Se realizaron correcciones de sesgo teniendo en cuenta un enfoque estadístico (*quantil mapping approach*). Previamente se estimaron umbrales mensuales para cada uno de los modelos, necesarios para el proceso de eliminación de lluvia espuria. Dado que la cuenca se encuentra en un entorno seco, se tuvieron en cuenta los percentiles de días secos para dicha estimación.

Tabla 19. Umbrales mensuales para la eliminación de lluvia espuria en las proyecciones de cambio climático de los diferentes modelos de circulación regional.

MONTHS	JAN	FEB	MAR	APR	MAY	JUN	JUL	AUG	SEP	OCT	NOV	DEC
PERCENTIL (%)	75.6	70	74.6	69.7	66.8	83.2	85	81.1	61.7	61	61.7	59
PRECIPITACIÓN OBSERVADA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CLMcom_CCLM4_8_17_v1	0.15	0.01	0.59	0.05	0.23	0.86	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
CNRM_ALADIN53_v1	0.08	0.06	1.28	1.43	3.14	5.59	3.43	3.84	0.81	0.18	0.04	0.01
SMHI_RCA4_v1	0.02	0.03	0.79	0.93	0.97	2.95	0.79	0.86	0.04	0.43	0.01	0.00
KNMI_RACMO22E_v1	0.38	0.15	1.65	0.45	0.35	0.57	0.71	1.88	0.26	0.13	0.06	0.03
IPSL_INERIS_WRF331F_v1	0.00	0.00	0.34	0.00	0.16	4.13	9.44	8.84	0.01	0.00	0.00	0.00
MPI_CLMcom_CCLM4_8_17_v1	0.40	0.42	0.41	0.02	0.04	0.08	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.04
MPI_CSC_REMO2009_v1	0.25	0.53	0.46	0.21	0.16	0.88	0.25	0.18	0.04	0.07	0.14	0.02
MPI_SMHI_RCA4_v1a	0.10	0.50	0.33	0.05	0.06	0.46	0.41	0.46	0.03	0.23	0.22	0.01
NCC_DMI_HIRHAM5_v2	0.11	0.14	0.01	0.02	0.02	2.87	0.03	0.04	0.03	0.00	0.00	0.00
CM5A_SMHI_RCA4_v1	0.00	0.00	0.31	0.00	0.00	0.21	0.70	0.48	0.08	0.00	0.00	0.00
MOHC_CLMcom_CCLM4_8_17_v1	0.33	0.00	0.33	0.01	0.02	2.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
KNMI_RACMO22E_v2	0.35	0.24	0.65	0.43	0.80	4.38	0.35	2.22	0.62	0.66	0.39	0.07
MOHC_SMHI_RCA4_v1	0.66	0.07	0.45	0.04	0.42	2.65	0.37	2.43	0.82	0.39	0.03	0.00

Se muestra a continuación el comportamiento de las series proyectadas de precipitación media diaria de los diferentes modelos analizados. Buscando una mayor claridad en la representación gráfica se ha decidido agrupar los modelos de manera que se puede observar para cada grupo un primer gráfico en el que se representan los datos originales y un segundo gráfico que muestra el comportamiento de los datos una vez eliminada la lluvia espuria y realizadas las correcciones de Sesgo.

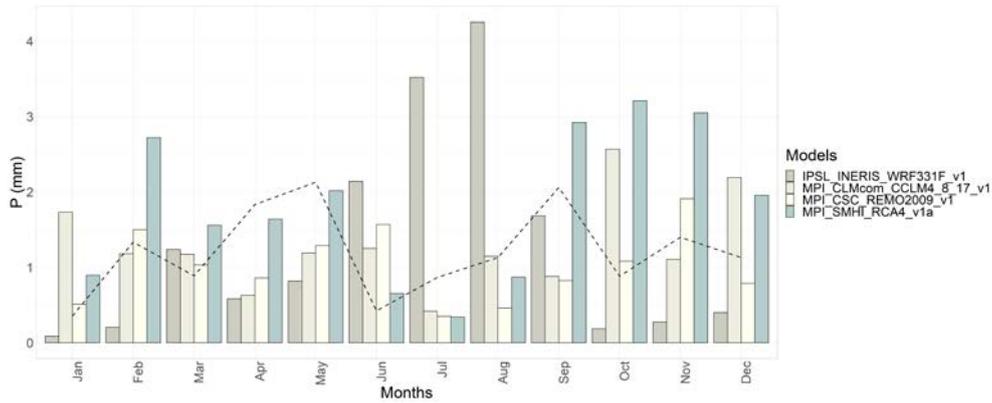


Figura 131. Distribución anual de las series de precipitación originales de los modelos IPSL-INERIS-WRF331F-v1, MPI-CLMcom-CCLM4-8-17, MPI-CSC-REMO2009, MPI-SMHI-RCA4 (v1a) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

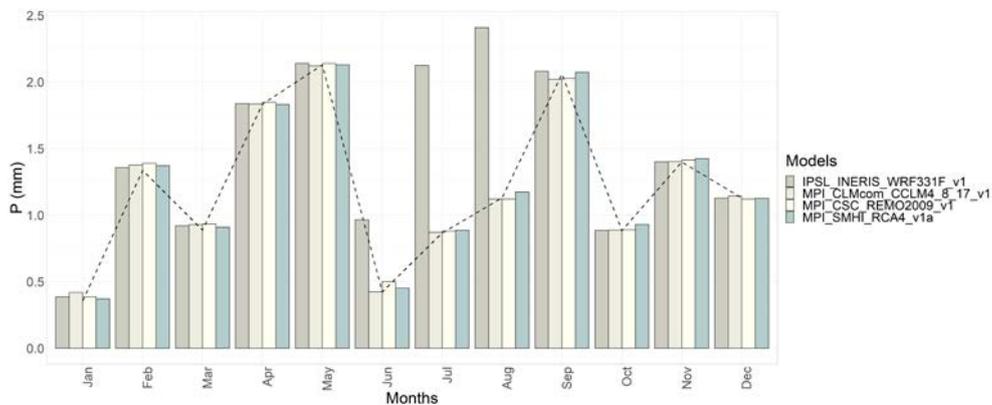


Figura 132. Distribución anual de las series de precipitación sin lluvia espuria y con corrección de sesgo de los modelos IPSL-INERIS-WRF331F-v1, MPI-CLMcom-CCLM4-8-17, MPI-CSC-REMO2009, MPI-SMHI-RCA4 (v1a) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

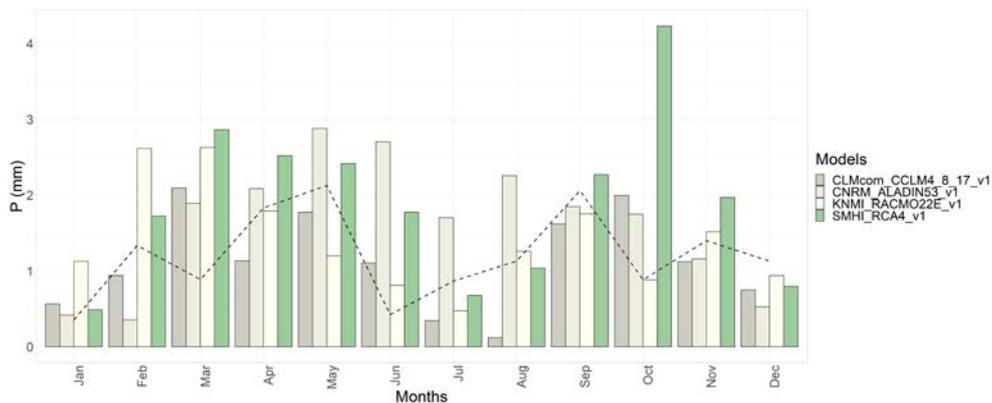


Figura 133. Distribución anual de las series de precipitación originales de los modelos CNRM-CLMcom-CCLM4-8-17, CNRM-ALADIN53, ICHEC-KNMI-RACMO22E, CNRM-SMHI-RCA4 (v1a) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

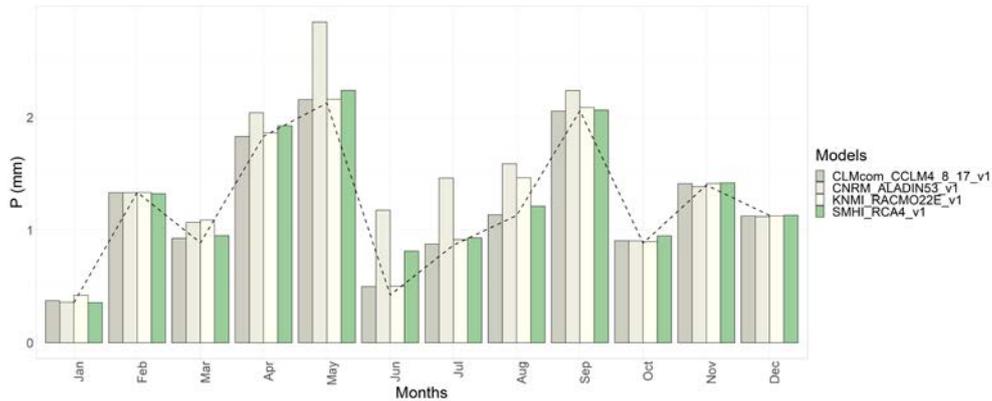


Figura 134. Distribución anual de las series de precipitación sin lluvia espuria y con corrección de sesgo de los modelos CNRM-CLMcom-CCLM4-8-17, CNRM-ALADIN53, ICHEC-KNMI-RACMO22E, CNRM-SMHI-RCA4 (v1a) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

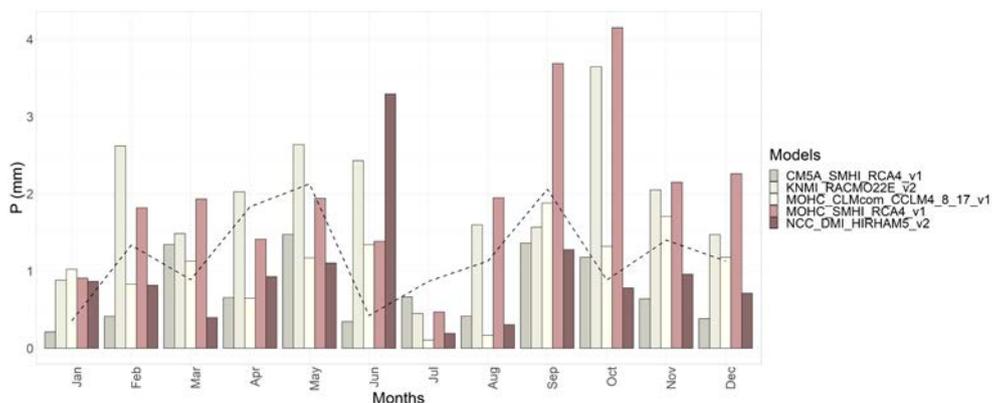


Figura 135. Distribución anual de las series de precipitación originales de los modelos IPSL-CM5A-SMHI-RCA4, KNMI-RACMO22E (v2), MOHC-SMHI-RCA4, MOHC-CLMcom-CCLM4-8-17 y NCC-DMI-HIRHAM5 (v2) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

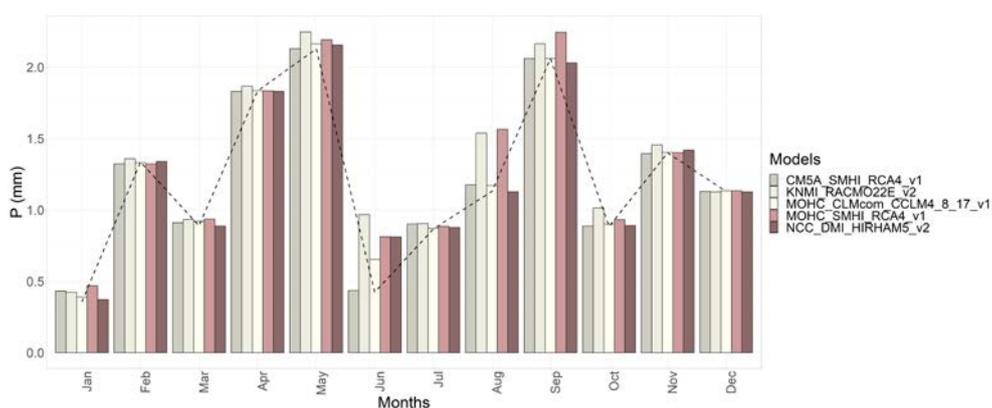


Figura 136. Distribución anual de las series de precipitación sin lluvia espuria y con corrección de sesgo de los modelos IPSL-CM5A-SMHI-RCA4, KNMI-RACMO22E (v2), MOHC-SMHI-RCA4, MOHC-CLMcom-CCLM4-8-17 y NCC-DMI-HIRHAM5 (v2) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

Seguidamente se analizó el comportamiento de las proyecciones originales y corregidas en términos de porcentaje de días secos.

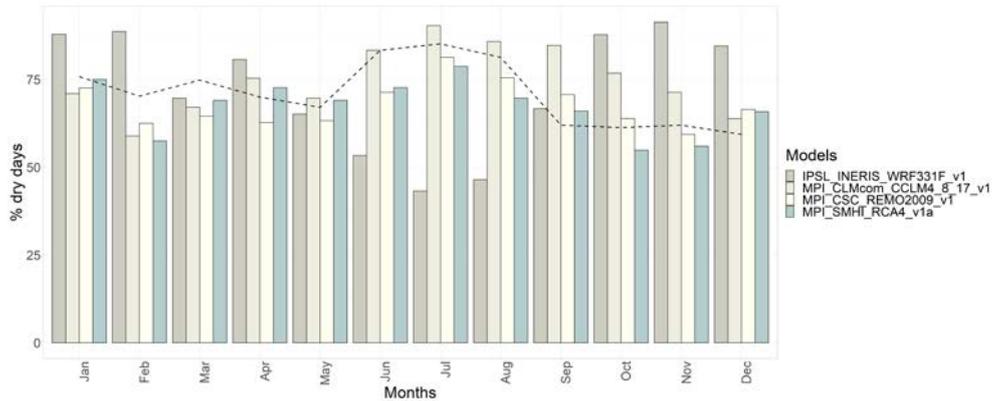


Figura 137. Distribución anual del porcentaje de días secos en las proyecciones originales de los modelos IPSL-INERIS-WRF331F-v1, MPI-CLMcom-CCLM4-8-17, MPI-CSC-REMO2009, MPI-SMHI-RCA4 (v1a) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

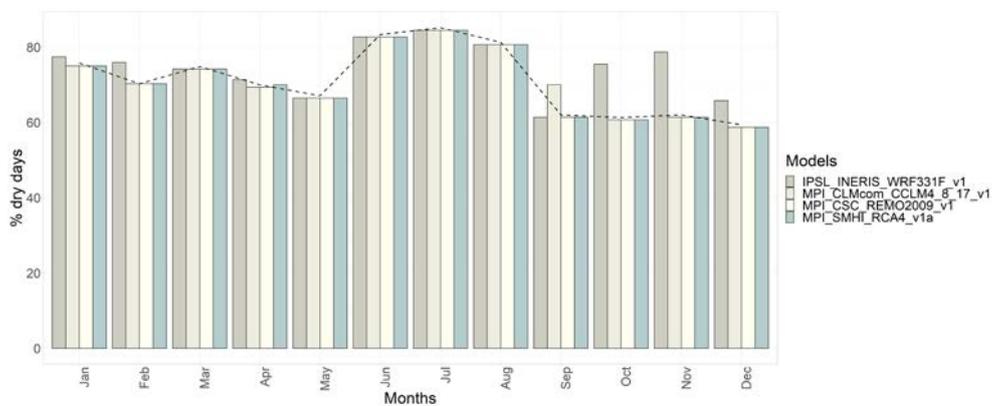


Figura 138. Distribución anual del porcentaje de días secos en las proyecciones tras la eliminación de lluvia espuria y la corrección de sesgo de los modelos IPSL-INERIS-WRF331F-v1, MPI-CLMcom-CCLM4-8-17, MPI-CSC-REMO2009, MPI-SMHI-RCA4 (v1a) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

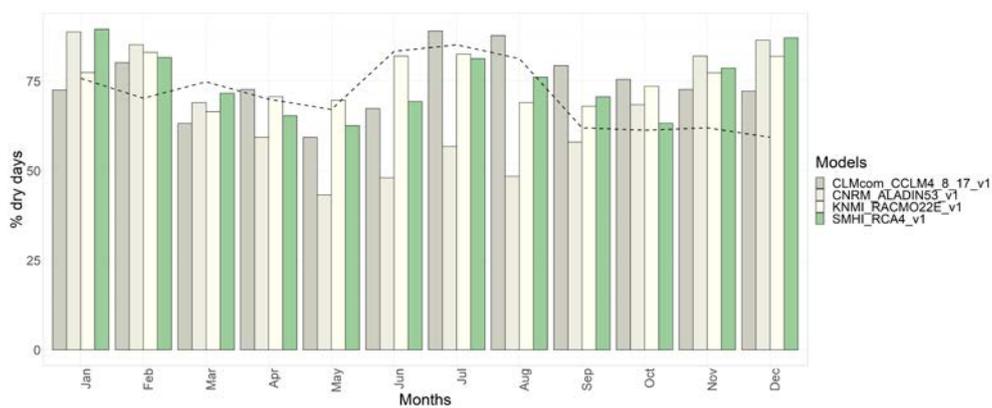


Figura 139. Distribución anual del porcentaje de días secos en las proyecciones originales de los modelos CNRM-CLMcom-CCLM4-8-17, CNRM-ALADIN53, ICHEC-KNMI-RACMO22E, CNRM-SMHI-RCA4 (v1a) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

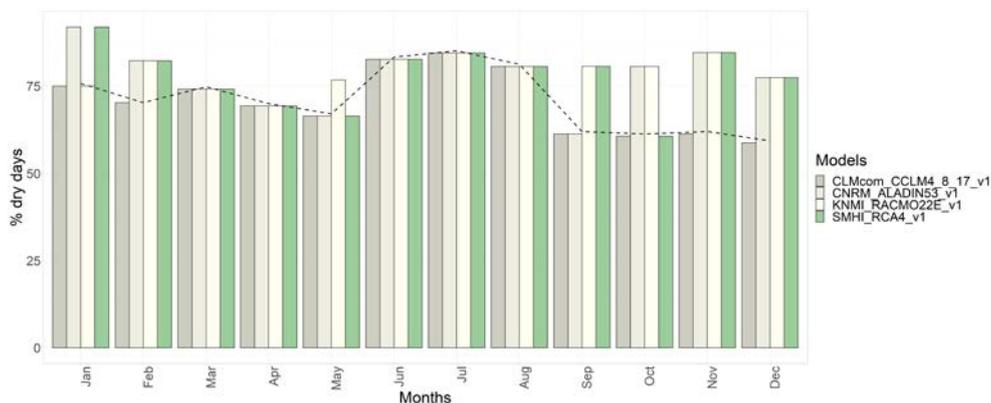


Figura 140. Distribución anual del porcentaje de días secos en las proyecciones tras la eliminación de lluvia espuria y la corrección de sesgo de los modelos CNRM-CLMcom-CCLM4-8-17, CNRM-ALADIN53, ICHEC-KNMI-RACMO22E, CNRM-SMHI-RCA4 (v1a) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

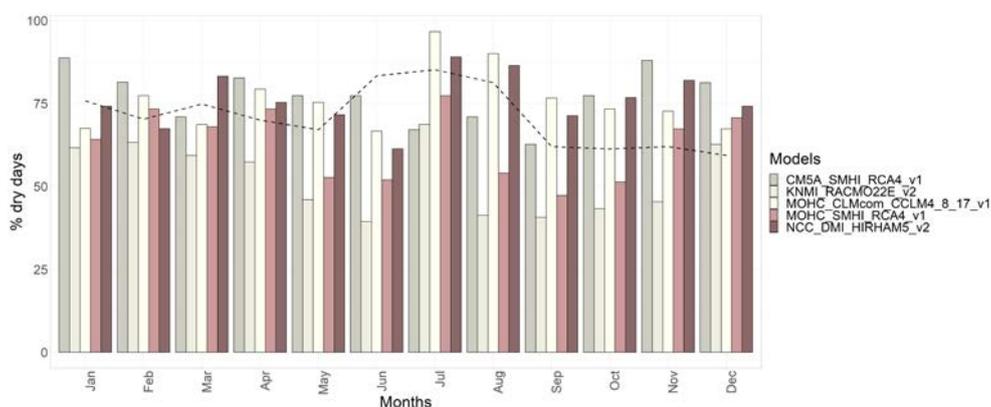


Figura 141. Distribución anual del porcentaje de días secos en las proyecciones originales de los modelos IPSL-CM5A-SMHI-RCA4, KNMI-RACMO22E (v2), MOHC-SMHI-RCA4, MOHC-CLMcom-CCLM4-8-17 y NCC-DMI-HIRHAM5 (v2) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

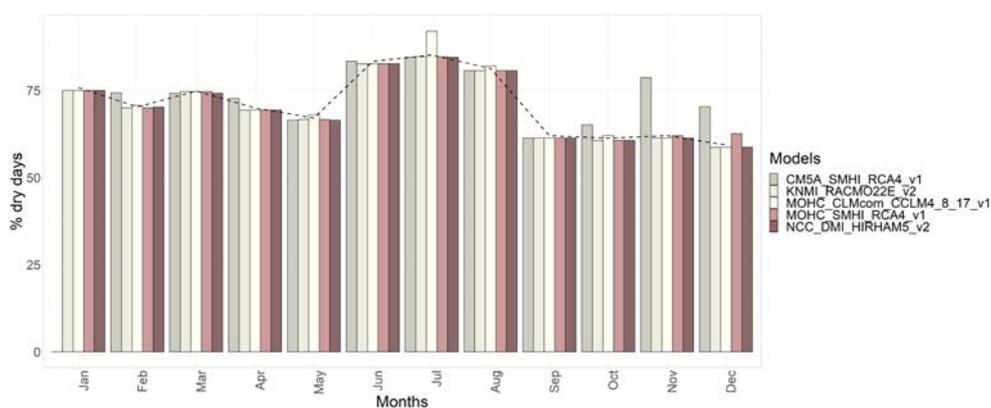


Figura 142. Distribución anual del porcentaje de días secos en las proyecciones tras la eliminación de lluvia espuria y la corrección de sesgo de los modelos IPSL-CM5A-SMHI-RCA4, KNMI-RACMO22E (v2), MOHC-SMHI-RCA4, MOHC-CLMcom-CCLM4-8-17 y NCC-DMI-HIRHAM5 (v2) respecto a los registrados en la cuenca del Barranco de Carraixet (línea discontinua)

Por último, se analizó la conveniencia de realizar el ajuste de sesgo sobre los datos de temperatura. Como se puede comprobar en las series, la temperatura presenta un comportamiento no estacionario que en el ajuste de sesgo de los escenarios no se consigue reproducir correctamente. Una vez comprobado que las series de temperaturas originales eran

asimilables a la cuenca de estudio, se decidió emplear las series de temperaturas máxima, media y mínimas originales sin ajuste de sesgo.

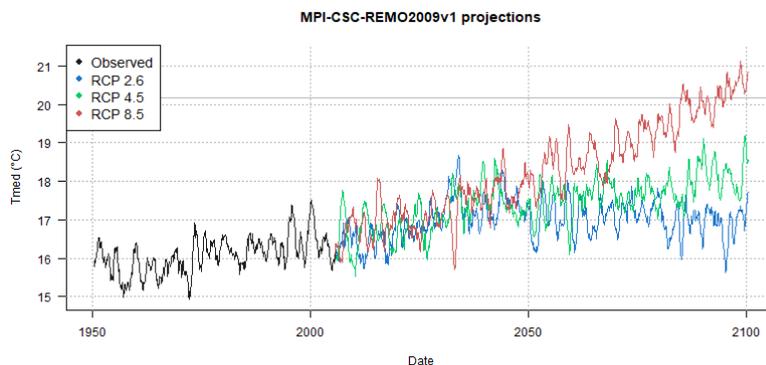


Figura 143. Series de temperatura media (°C) observadas en el periodo histórico tomado como referencia, años 1950-2005 (negro) y proyectadas por el modelo MPI-CSC-REMO2009-v1 y desde el año 2006 hasta finalizar el centenario en los escenarios RCP 2.6 (azul), RCP 4.5 (verde) y RCP 8.5 (rojo).

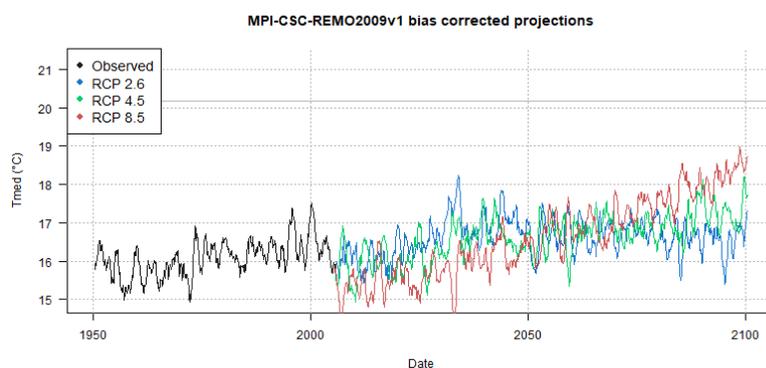


Figura 144. Series de temperatura media (°C) observadas en el periodo histórico tomado como referencia, años 1950-2005 (negro) y proyectadas con ajuste de sesgo por el modelo MPI-CSC-REMO2009-v1 y desde el año 2006 hasta finalizar el centenario en los escenarios RCP 2.6 (azul), RCP 4.5 (verde) y RCP 8.5 (rojo).

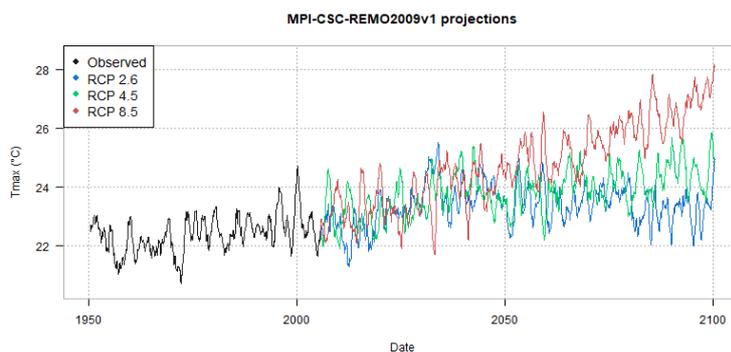


Figura 145. Series de temperatura máxima (°C) observadas en el periodo histórico tomado como referencia, años 1950-2005 (negro) y proyectadas por el modelo MPI-CSC-REMO2009-v1 y desde el año 2006 hasta finalizar el centenario en los escenarios RCP 2.6 (azul), RCP 4.5 (verde) y RCP 8.5 (rojo).

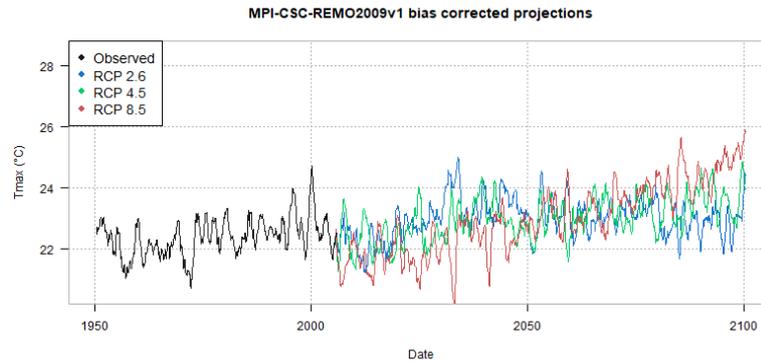


Figura 146. Series de temperatura máxima (°C) observadas en el periodo histórico tomado como referencia, años 1950-2005 (negro) y proyectadas con ajuste de sesgo por el modelo MPI-CSC-REMO2009-v1 y desde el año 2006 hasta finalizar el centenario en los escenarios RCP 2.6 (azul), RCP 4.5 (verde) y RCP 8.5 (rojo).

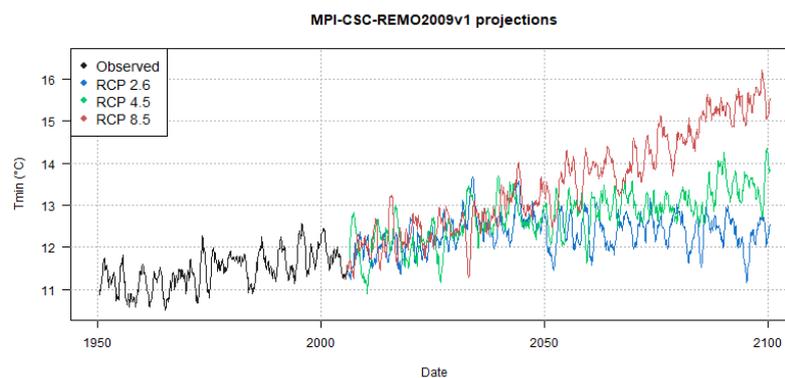


Figura 147. Series de temperatura mínima (°C) observadas en el periodo histórico tomado como referencia, años 1950-2005 (negro) y proyectadas por el modelo MPI-CSC-REMO2009-v1 y desde el año 2006 hasta finalizar el centenario en los escenarios RCP 2.6 (azul), RCP 4.5 (verde) y RCP 8.5 (rojo).

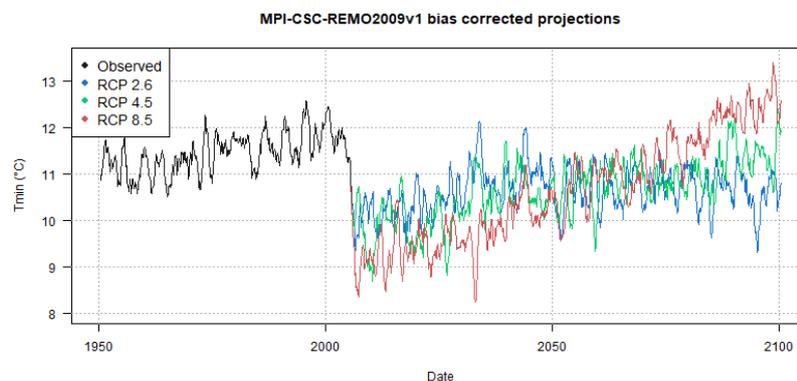


Figura 148. Series de temperatura mínima (°C) observadas en el periodo histórico tomado como referencia, años 1950-2005 (negro) y proyectadas con ajuste de sesgo por el modelo MPI-CSC-REMO2009-v1 y desde el año 2006 hasta finalizar el centenario en los escenarios RCP 2.6 (azul), RCP 4.5 (verde) y RCP 8.5 (rojo).

Si bien en el enfoque de mapeo por cuantiles para la corrección de sesgo no se incluyen argumentos de los procesos físicos y se incorporan nuevos niveles de incertidumbre, en este caso se consideró un procesado fundamental que dio muy buenos resultados tanto en términos de medias y percentiles de precipitación como en términos de número de días secos/húmedos. Desde el punto de vista espacial, la cuenca de estudio es pequeña y no presentó áreas microclimáticas conflictivas que hicieran pensar que las series proyectadas no fueran aptas para el análisis de impactos.

RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO (BARRANCO DE CARRAIXET)

Los impactos de los escenarios de cambio climático se simularon con el modelo ECO-TETIS para la totalidad de la cuenca del Barranco de Carraixet. Los resultados se analizaron en tres ventanas temporales, de 30 años cada una, que se compararon con la ventana previa considerada como ventana de referencia o control. Las diferentes variables resultado, mostraron menores cambios de los esperados, aunque si se obtuvieron ciertas conclusiones dignas de mención.

Los incrementos de temperatura a lo largo del centenario provocaron pequeños cambios en el índice de área foliar medio de las ventanas temporales analizadas (horizonte 31/12/2039, horizonte 31/12/2069 y horizonte 31/12/2099). En el primer periodo se observó una ligera disminución de los valores medios en los escenarios optimista (RCP 2.6) y pesimista (RCP 8.5) en contraste con un mantenimiento de la media en el escenario de estabilización (RCP 4.5). Mientras que el escenario optimista de reducción de las emisiones mantenía su distribución de los datos aproximadamente en la segunda ventana analizada, se observaron incrementos en el LAI en los otros dos escenarios. Por último, en la tercera ventana temporal se comprobó el descenso de los valores de LAI en estos escenarios mientras que se produce un ligero ascenso en el escenario RCP 2.6. La dispersión de los datos en contraste se mantuvo en RCP 2.6 mientras que en varió según la ventana analizada en los otros dos escenarios.

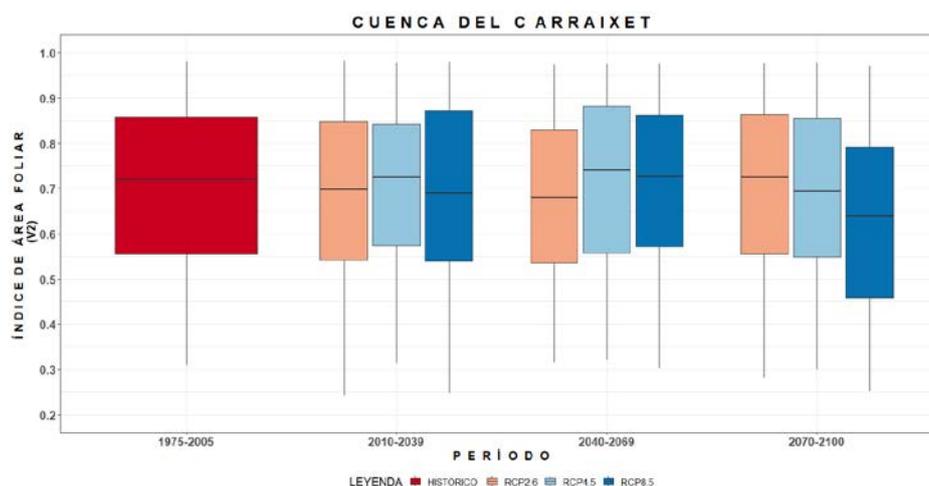


Figura 149. Boxplots de LAI (m^2/m^2) en los escenarios de cambio climático a lo largo del centenario (ventanas de 30 años) para la Cuenca del Barranco de Carraixet.

Hay que tener en cuenta que en el momento de realizar este estudio ECO-TETIS no contemplaba cambios en el crecimiento de biomasa en relación con la cantidad de CO₂ disponible por lo que los limitantes fueron mayormente de disponibilidad hídrica, en base a la evapotranspiración potencial (radiación y temperatura) y al LAI máximo considerado para cada uno de los usos del suelo presentes en la cuenca.

La transpiración siguió un patrón muy similar al comportamiento del LAI en los diferentes escenarios, siendo el escenario RCP 8.5 al final del centenario el que mostró los mayores descensos en términos de transpiración de la fracción cubierta por la vegetación en la cuenca.

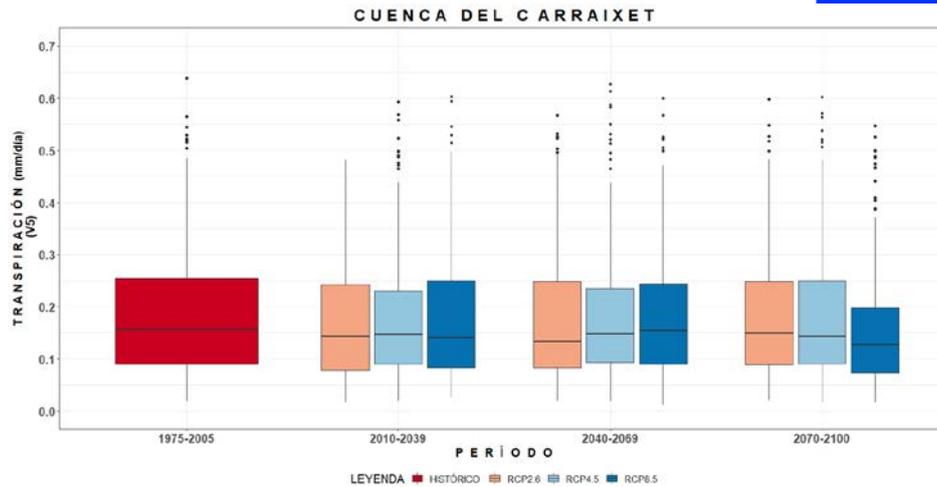


Figura 150. Boxplots de transpiración (mm/d) en los escenarios de cambio climático a lo largo del centenario (ventanas de 30 años) para la Cuenca del Barranco de Carraixet.

Esto se produjo como consecuencia del incremento de temperatura y la disminución de las precipitaciones de las proyecciones que hizo que se produjeran descensos en la disponibilidad de recursos hídricos. De hecho, se observaron reducciones en el contenido de humedad de la capa superficial del suelo (0-0.5 m de profundidad) al final del centenario tanto en el escenario RCP 4.5 como en el 8.5. Sin embargo, las causas no fueron las mismas en ambos escenarios. En el escenario de estabilización la disminución de la humedad superficial del suelo fue consecuencia de un incremento de temperatura que provocó que se incrementase la evaporación directa desde el suelo desnudo y se agotaran los recursos rápidamente. Por el contrario, en el escenario RCP 8.5, se observó como las proyecciones de evaporación se veían reducidas, lo que evidenció una ausencia de disponibilidad de agua para evaporar.

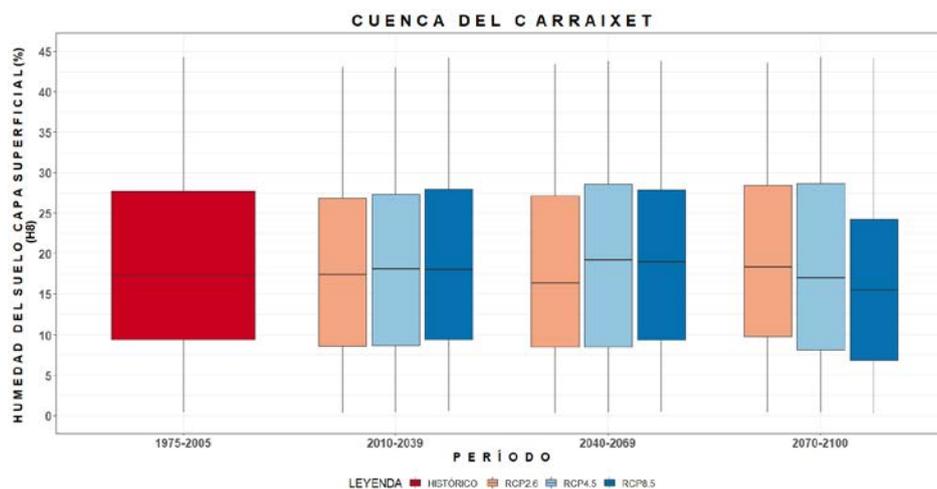


Figura 151. Boxplots de humedad de la capa superficial (%) en los escenarios de cambio climático a lo largo del centenario (ventanas de 30 años) para la Cuenca del Barranco de Carraixet.

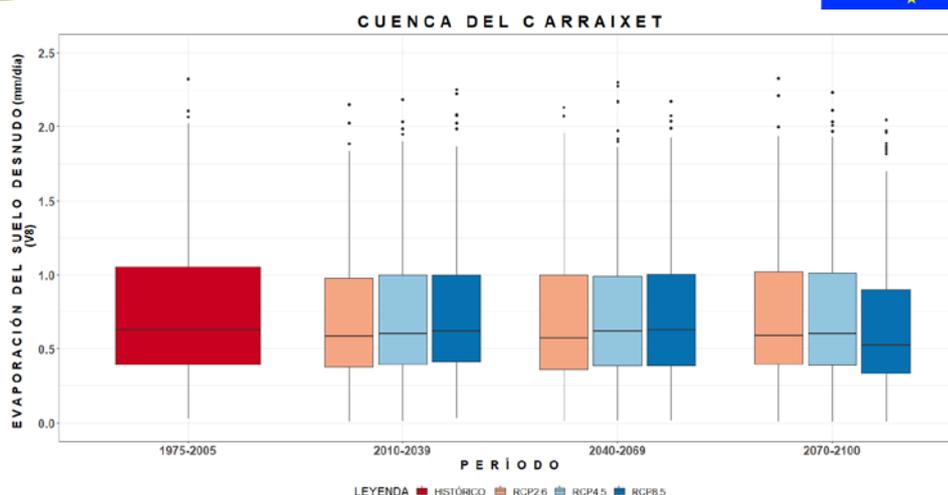


Figura 152. Boxplots de evaporación desde la capa superficial de la fracción no cubierta del suelo (mm/d) en los escenarios de cambio climático a lo largo del centenario (ventanas de 30 años) para la Cuenca del Barranco de Carraixet.

Este hecho se reflejó nuevamente en el análisis de la evapotranspiración de los píxeles (considerando la transpiración desde la fracción cubierta y la evaporación desde la fracción no cubierta) y se pudo comprobar cómo mientras que los escenarios RCP 2.6 y 4.5 suponían una estabilización de la evapotranspiración global de la cuenca en relación al periodo histórico desde la revolución industrial, en el caso del escenario RCP 8.5 se observaban cambios de entre 0.1 y 0.2 mm/d, lo que en una cuenca semiárida como es el caso del Barranco de Carraixet no debe ser despreciado en términos de gestión tanto hidrológica como forestal.

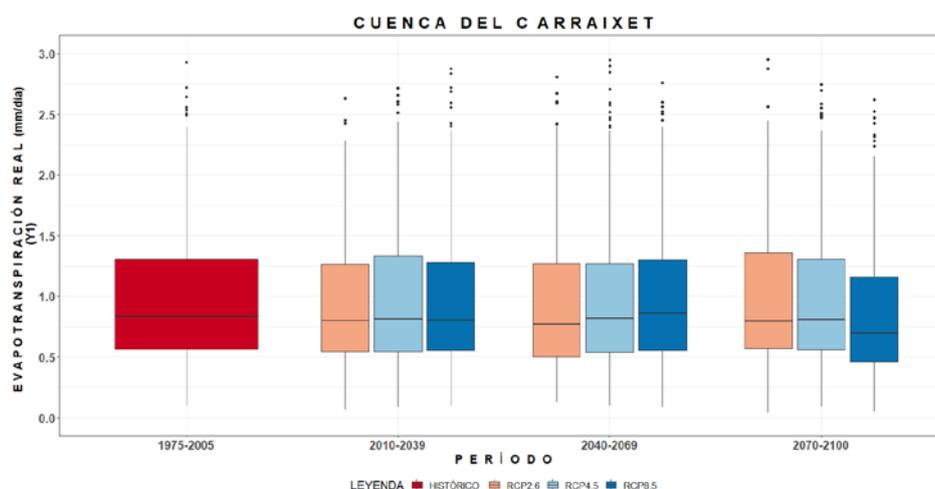


Figura 153. Boxplots de evapotranspiración (mm/d) en los escenarios de cambio climático a lo largo del centenario (ventanas de 30 años) para la Cuenca del Barranco de Carraixet.

El descenso del contenido de agua en el suelo volvió a evidenciarse, esta vez en la capa más profunda de suelo. La vegetación, que podía transpirar en tasas ligeramente superiores a mitad del centenario con unas temperaturas más elevadas y disponibilidad relativa de recursos hídricos vio limitada su oportunidad para la transpiración como consecuencia de un descenso en el contenido de humedad de la capa profunda de entre un 1 y un 3.5%, mayor en el escenario más pesimista.

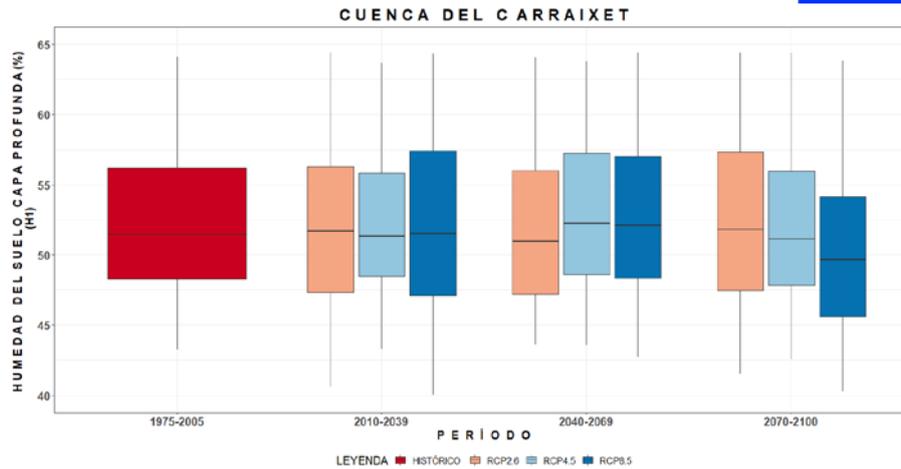


Figura 154. Boxplots de humedad de la capa superficial (%) en los escenarios de cambio climático a lo largo del centenario (ventanas de 30 años) para la Cuenca del Barranco de Carraixet.

Por último, el análisis de la percolación mostró resultados similares a excepción del escenario pesimista (RCP 8.5) en el que la percolación es ligeramente superior a mitad del centenario y prácticamente se anula al final del centenario.

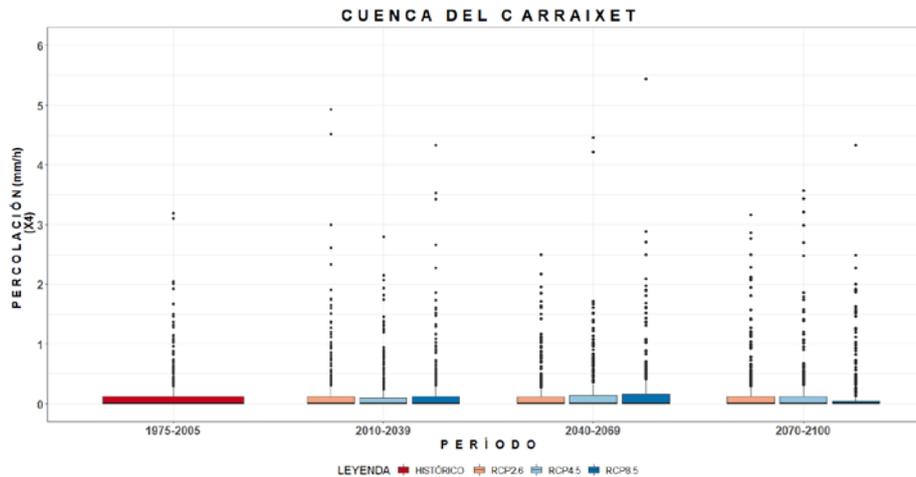


Figura 155. Boxplots de percolación (mm/h) en los escenarios de cambio climático a lo largo del centenario (ventanas de 30 años) para la Cuenca del Barranco de Carraixet

ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL DEL RÍO CEIRA (COIMBRA, PORTUGAL)

DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO (CEIRA)

RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO (CEIRA)

ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL MEDIANTE EL MODELO HIDROLÓGICO ECO-TETIS

ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL EN LA CUENCA DEL BARRANCO DE CARRAIXET (VALENCIA, ESPAÑA)

DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL (CARRAIXET)

La combinación de los escenarios de gestión con los de cambio climático proporcionaron lo que en este estudio hemos denominado escenarios de cambio global. Estos escenarios de cambio global permiten realizar un análisis de impactos a través de proyecciones que integran tanto las actuaciones humanas directas (las talas sobre ciertos rodales o usos de suelo) y las afecciones humanas indirectas (más concretamente las relacionadas con los cambios en las señales climáticas).

Recordemos que los escenarios de gestión forestal se seleccionaron a partir de diferentes usos del suelo de interés. Como resultado se obtuvieron cuatro zonas de actuaciones que abarcaban uno (ej. Parcela de tratamiento) o más rodales distribuidos por la superficie de la cuenca.

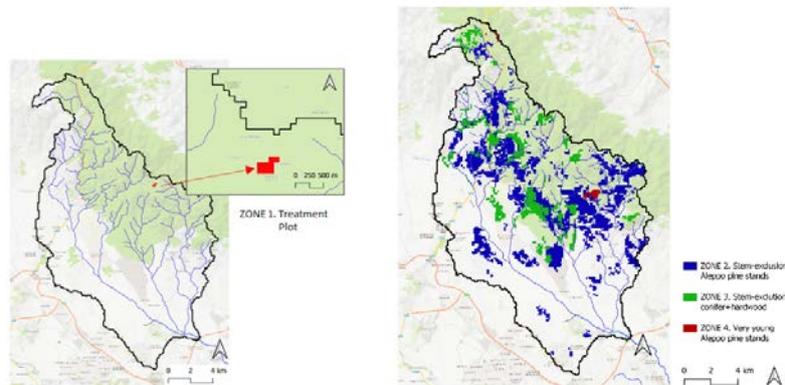


Figura 156. Zonas para el análisis de impactos mediante la modelación de escenarios de cambio global con ECO-TETIS.

Las actuaciones comprendieron talas del 20%, 30%, 40% y 50% sobre una fracción de cobertura control considerada del 85% de la superficie total de los rodales correspondientes a cada zona, de manera independiente.

Estos escenarios se analizaron con los datos de las proyecciones que ofrecía el modelo climático MPI-CSC-REMO2009.v1 para los escenarios de emisión RCP2.6, RCP 4.5 y RCP8.5, en diferentes ventanas temporales de 30 años (1975-2005 considerado el periodo de referencia, 2010-2039, 2040-2069 y 2070-2099, año inicial y final incluidos en cada uno de los periodos analizados).

Tabla 20. Definición de escenarios de cambio global (global change, GC) en diferentes escenarios de gestión forestal (Forest management, FM) y de cambio climático (Climate change, CC) en la cuenca del Barranco de Carraixet.

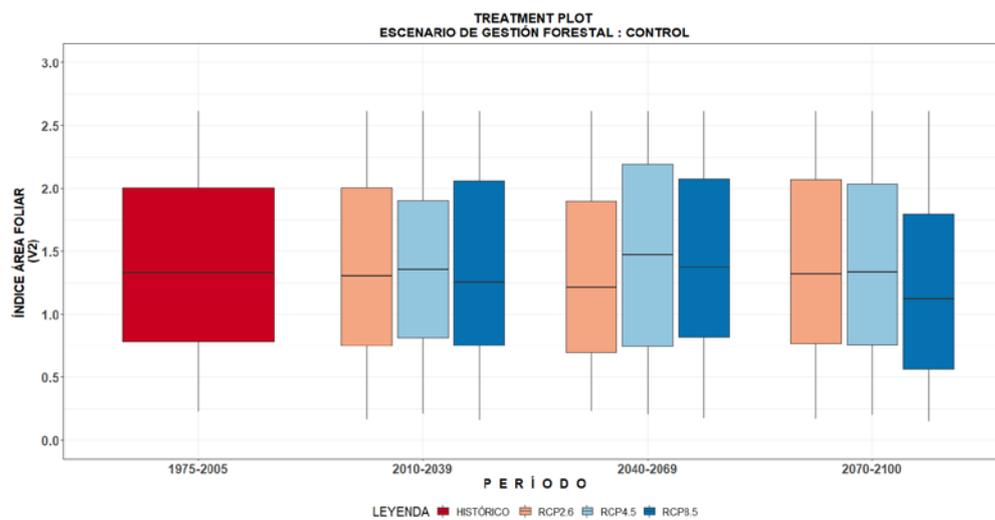
SCENARIO NAME	ZONE	% CLEAR-CUTTING	Climate projections (MPI-CSC-REMO2009.v1)
GC-FM00-CC2.6	Zone 1 -Treatment plot Zone 2 - Stem-exclusion Aleppo pine stands Zone 3 - Stem-exclusion conifer+hardwood Zone 4 - Very young Aleppo pine stands	0	RCP2.6
GC-FM00-CC4.5			RCP.4.5
GC-FM00-CC8.5			RCP8.5
GC-FM20-CC2.6		20	RCP2.6
GC-FM20-CC4.5			RCP.4.5
GC-FM20-CC8.5			RCP8.5
GC-FM30-CC2.6		30	RCP2.6
GC-FM30-CC4.5			RCP.4.5
GC-FM30-CC8.5			RCP8.5
GC-FM40-CC2.6		40	RCP2.6
GC-FM40-CC4.5			RCP.4.5
GC-FM40-CC8.5			RCP8.5
GC-FM50-CC2.6		50	RCP2.6
GC-FM50-CC4.5			RCP.4.5
GC-FM50-CC8.5			RCP8.5

RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL (CARRAIXET)

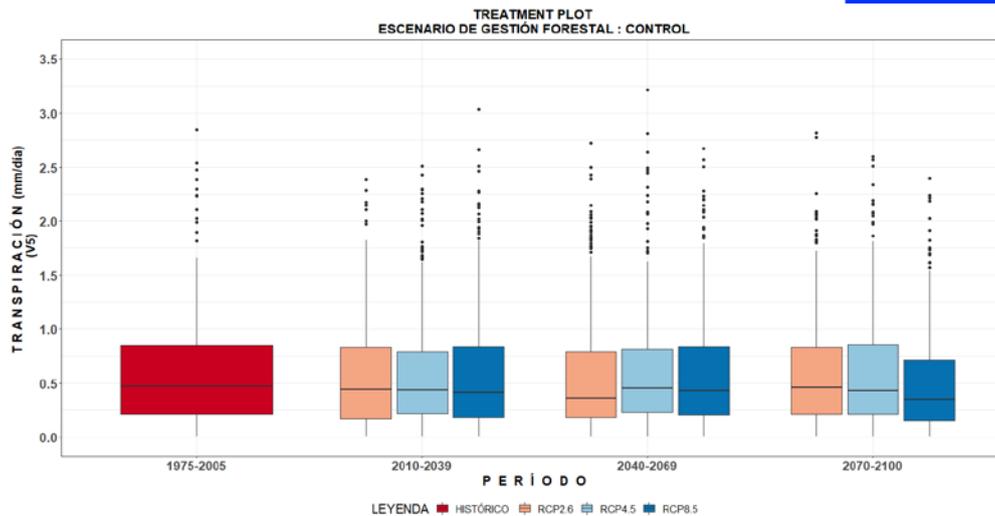
La cantidad de escenarios planteados y el gran volumen de resultados generados requirió un esfuerzo importante para la representación de resultados. Los diferentes flujos y condiciones de los tanques de contenido hídrico simulados por ECO-TETIS se analizaron distribuidos en el espacio (un valor para cada píxel) y con una agregación mensual a lo largo de todos los periodos propuestos. Si bien los valores medios espaciales se representaron mediante los gráficos de cajas que se muestran en este informe, todos los mapas temporales generados se encuentran disponibles para su consulta.

Los resultados mostraron las tendencias observadas al analizar los escenarios de gestión forestal y cambio climático de manera independiente, aunque con variaciones en las magnitudes. Se pudo comprobar nuevamente como una gestión de tala en la parcela de tratamiento produce un incremento del índice de área foliar que no es acompañado por la transpiración como consecuencia de las restricciones de la disponibilidad hídrica en la capa profunda del suelo. Si bien los incrementos de LAI en los escenarios de cambio climático no fueron tan notables, incluso en algunos casos el LAI descendió respecto al periodo de referencia en todos los escenarios de gestión, sí se observaron reducciones comparativamente importantes en las transpiraciones simuladas al final del centenario. De hecho, la reducción de la transpiración en los escenarios GC-FM-CC8.5 vino reforzada por descensos considerables de la biomasa foliar, que se reflejaron en distribuciones desplazadas en $0.5 \text{ m}^2/\text{m}^2$ de LAI respecto del periodo de referencia en todos los escenarios de gestión.

Se volvió a comprobar cómo, a pesar de no ser tan acusado en primera instancia como en el escenario más pesimista, la reducción de fracción de cobertura producía reducciones de LAI en los escenarios optimistas de cambio climático (RCP2.6). Mientras que los escenarios de estabilización no mostraban diferencias representativas al comparar los resultados de la primera ventana temporal con el periodo de referencia del mismo escenario de gestión salvo por una ligera homogenización hacia los valores medios, el pesimista (RCP 8.5) mostró una variabilidad más elevada. Fue en el siguiente periodo, a mitad del centenario, cuando los escenarios de estabilización mostraron incrementos destacables relativos al periodo anterior y los correspondientes a una proyección optimista de las emisiones de gases de efecto invernadero mostraron una tendencia contraria de descenso de los valores de LAI simulados. En el último periodo, al final del centenario, se pudo comprobar como efectivamente la tendencia de los escenarios de gestión hacia incrementos del LAI (mayores cuanto más agresiva era la gestión) se aceleraba en el tiempo en los escenarios de estabilización y pesimistas respecto al optimista. Se observaron incrementos en RCP2.6 respecto al periodo anterior solo en el último periodo analizado. Por el contrario, la etapa final evidenció disminuciones del LAI respecto al periodo anterior en los otros dos bloques de escenarios. En conclusión, podemos afirmar que mientras los escenarios de gestión modifican las magnitudes de los incrementos del LAI, los escenarios de cambio climático modifican las tendencias en el tiempo, siguiendo un patrón de ligero descenso inicial, seguido de un periodo de incremento que finaliza con nuevos descensos más marcados. En el caso del escenario optimista esta dinámica del LAI se ve suavizada y postergada en el tiempo en varias décadas.



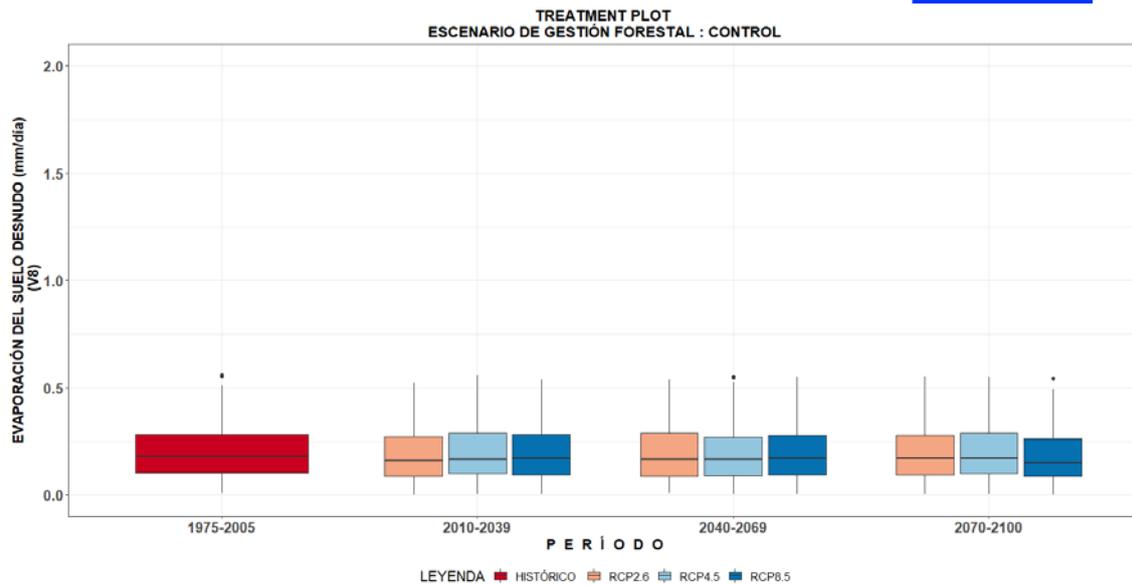
Animación 1. Cambios en el índice de área foliar (m²/m²) en la parcela de tratamiento, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



Animación 2. Cambios en la transpiración (mm/d) en la parcela de tratamiento, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.

Del mismo modo, los escenarios de gestión mostraron reducciones de la transpiración, siendo más evidentes en el escenario pesimista al final del centenario.

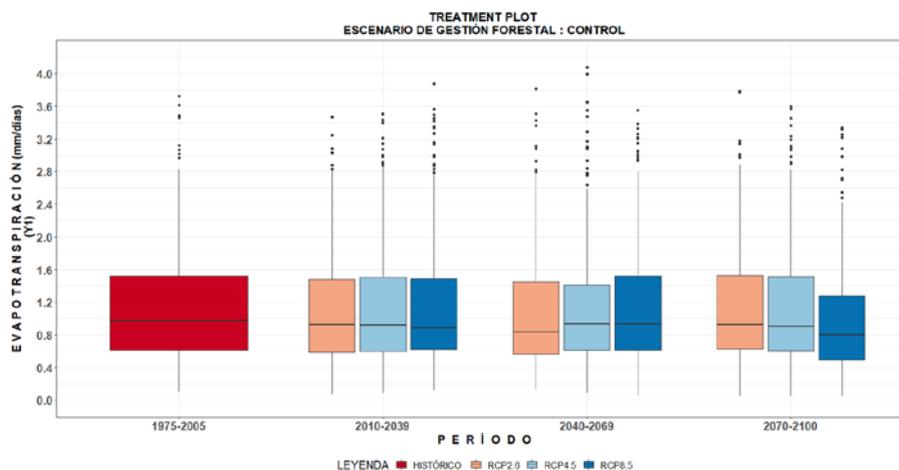
Los incrementos en la evaporación directa desde la fracción no cubierta del suelo fueron notables al realizar modificaciones en la intensidad de las actuaciones de tala propuestas. De ese modo, los escenarios con claros más agresivos presentaron mayores tasas de evaporación que los más ligeros, además de presentar valores más dispersos en la distribución temporal de los datos. Pocas diferencias se observaron entre los diferentes escenarios de cambio climático, siendo la tendencia a la disminución de la evaporación desde el suelo desnudo al final del centenario respecto al escenario de control en el periodo de referencia. Este resultado que puede sorprender a priori debido a unas mayores temperaturas proyectadas para dicho periodo se justificó al analizar la variabilidad en el régimen de precipitaciones y su consecuente descenso en la humedad de la capa superficial del suelo. Se concluyó que mientras que los escenarios RCP2.6 y RCP4.5 no presentaban cambios destacables frente al escenario de referencia en cada caso de gestión, el RCP 8.5 mostraba un incremento a mitad del centenario seguido de descensos en el siguiente periodo.



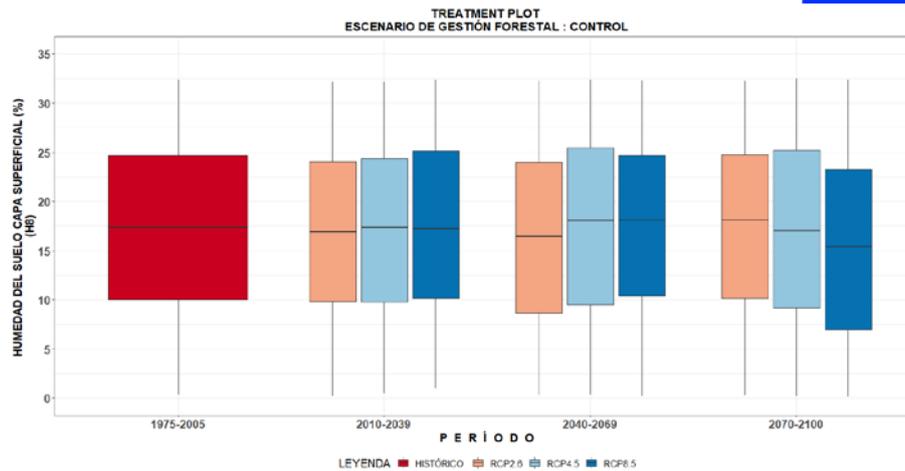
Animación 3. Cambios en la evaporación desde el suelo desnudo (mm/d) en la parcela de tratamiento, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.

Los resultados en términos de evapotranspiración global no mostraron apenas diferencias entre los escenarios de gestión por las compensaciones producidas entre los descensos de la transpiración y los incrementos de la evaporación. Esto implica que la evapotranspiración en si misma puede enmascarar procesos físicos de cambio que se producen en las cuencas como consecuencia de la gestión forestal y debe ser considerada con cautela, siendo altamente recomendable la descomposición en sus elementos fundamentales. Esta conclusión se consideró una de las más importantes de este estudio pues a pesar de que todavía es extraño encontrar balances en hidrológicos en la toma de decisiones respecto a la gestión forestal, parece que la tendencia actual se dirige hacia las consideraciones de la evapotranspiración como variable de referencia (Komatsu y Kume, 2020).

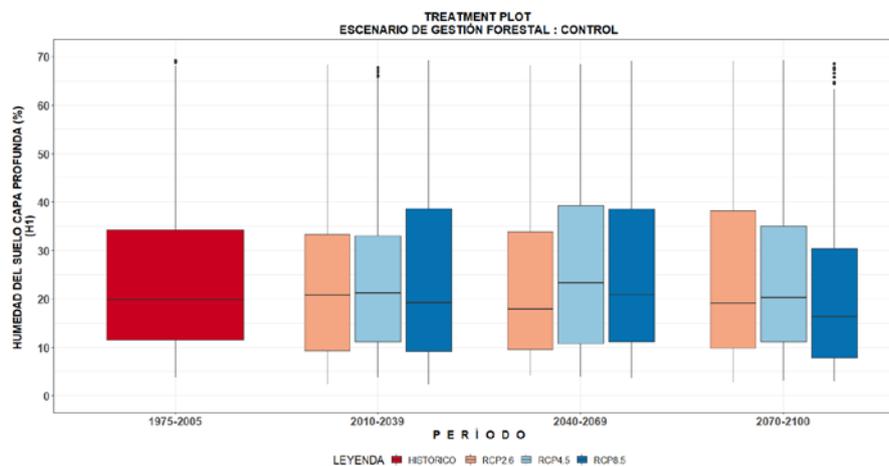
Si se observaron nuevamente los cambios entre los diferentes escenarios de cambio climático, aunque nuevamente enmascarados por las compensaciones entre los descensos de transpiración e incrementos de evaporación desde suelo desnudo.



Animación 4. Cambios en la evapotranspiración (mm/d) en la parcela de tratamiento, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



Animación 5. Cambios en la humedad del suelo en la capa superficial (%) en la parcela de tratamiento, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



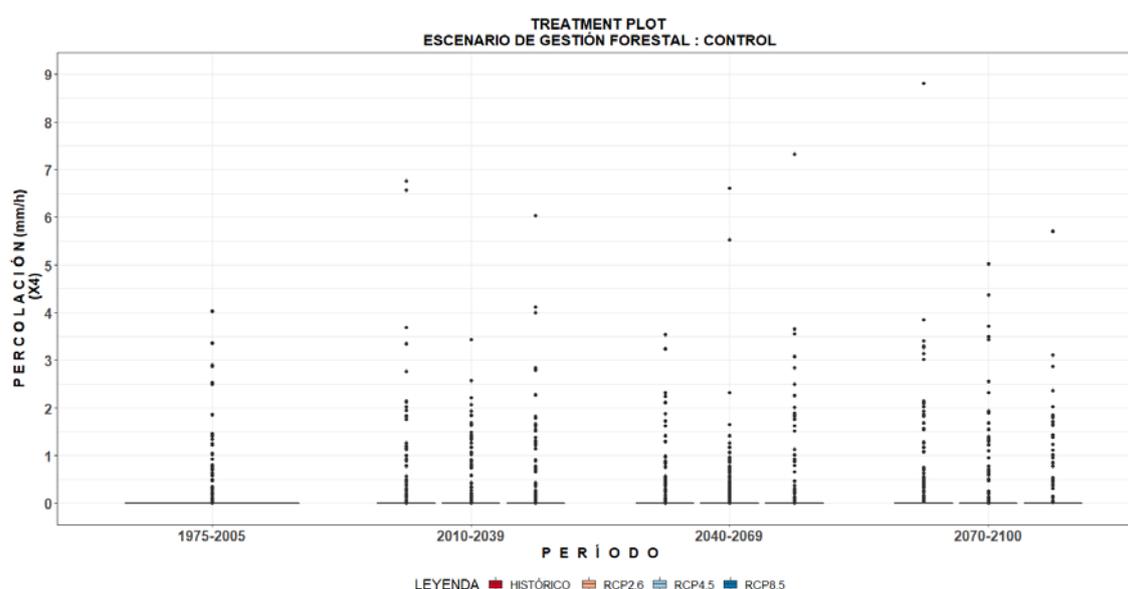
Animación 6. Cambios en la humedad del suelo en la capa profunda (%) en la parcela de tratamiento, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.

Mientras que los incrementos en la evaporación del suelo desnudo provocaban descensos en la humedad de la capa más superficial del suelo, los descensos en la transpiración produjeron incrementos generalizados de la humedad del suelo en la capa profunda.

En términos generales, estos cambios se enfatizaron progresivamente a medida que los escenarios de tala eliminaban una mayor superficie de vegetación. Aunque la tendencia marcada por los escenarios de gestión forestal se mantuvo en todos los supuestos planteados por las proyecciones de cambio climático, se observaron diferentes distribuciones de los resultados para cada uno de ellos. Así, en los escenarios optimistas (RCP2.6) se observaron impactos suavizados respecto al periodo de control y tendencias ralentizadas en el tiempo respecto a los otros escenarios de cambio climático. En los escenarios de estabilización (RCP4.5) se obtuvieron resultados similares o muy ligeramente modificados respecto a los obtenidos en las simulaciones del periodo de referencia, a excepción de la humedad en el suelo profundo a mitad del centenario que mostró valores incrementados de la humedad en la capa profunda del suelo, no reflejados en términos de una mayor transpiración vegetal. Por último, el escenario

pesimista produjo impactos enfatizados, mostrando descensos relativos al periodo de control en la humedad del suelo, tanto en la capa superficial como en la capa profunda.

La percolación mostró ligeras variaciones respecto al escenario control. Sin embargo, si se pudo comprobar como en general las proyecciones futuras producían un incremento en la magnitud de los valores extremos de percolación de hasta 5 mm/h de diferencia respecto al escenario control de manera puntual, en el escenario optimista e independientemente del escenario de tala analizado. Mientras que si se pudo comprobar claramente como la tala producía un incremento en la percolación, mayor cuanto más intenso era el escenario de gestión forestal, no se pudo definir un patrón claro en relación al nivel de optimismo/pesimismo de los escenarios de cambio climático. Siendo el escenario RCP4.5 de estabilización el que nuevamente muestra resultados más similares en comparación con el periodo de referencia, los comportamientos de RCP2.6 y RCP8.5 no mostraron patrones significativos.



Animación 7. Cambios en la percolación (mm/h) en la parcela de tratamiento, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.

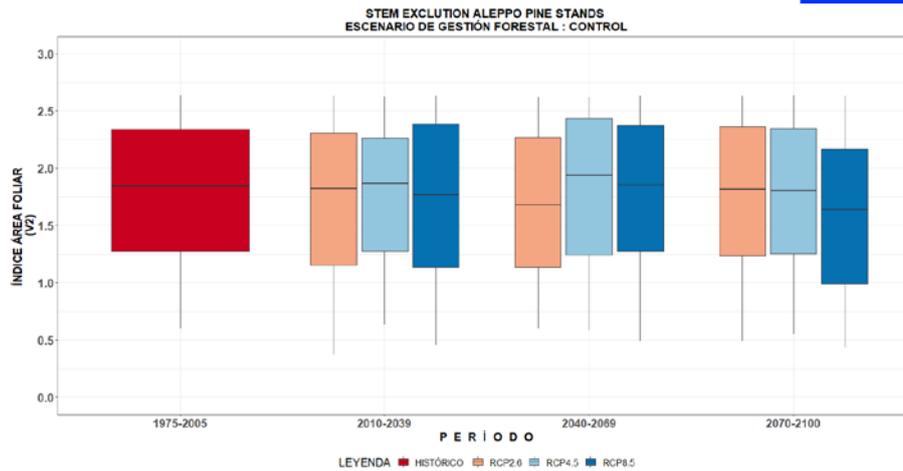
Al analizar las zonas restantes se observaron comportamientos similares. A modo de resumen se planteó la siguiente tabla que permitió conocer las tendencias generales que seguían los comportamientos de las diferentes variables analizadas. La tabla muestra la tendencia ascendente (↑), descendente (↓) o similar (≈) de la magnitud de cada variable ante mayores intensidades en la gestión forestal (mayor fracción de cobertura talada en comparación con el escenario de referencia y los escenarios de tala menos intensos) y ante un acercamiento pesimista al escenario de mayor impacto de cambio climático al final del centenario (escenario RCP8.5).

LAI (m ² /m ²)	Zone 1 – Treatment plot	Zone 2 - Stem exclusión Aleppo pine	Zone 3 - Stem exclusión conifer+hardwood	Zone 4 - Very young Aleppo pine
↑ Clear-cutting intensity	↑	↑	≈	↑
↑ Climate change (2100)	↓	↓	↓	↓

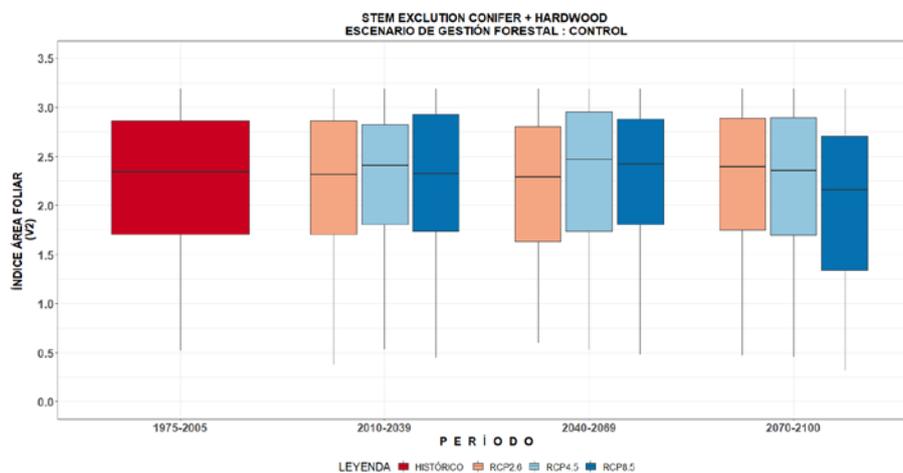
Transpiration (mm/d)	<i>Zone 1 – Treatment plot</i>	<i>Zone 2 - Stem exclusión Aleppo pine</i>	<i>Zone 3 - Stem exclusión conifer+hardwood</i>	<i>Zone 4 - Very young Aleppo pine</i>
↑ Clear-cutting intensity	↓	↓	↓	↓
↑ Climate change (2100)	↓	↓	↓	↓
Direct evaporation (mm/d)	<i>Zone 1 – Treatment plot</i>	<i>Zone 2 - Stem exclusión Aleppo pine</i>	<i>Zone 3 - Stem exclusión conifer+hardwood</i>	<i>Zone 4 - Very young Aleppo pine</i>
↑ Clear-cutting intensity	↑	↑	↑	↑
↑ Climate change (2100)	↓	↓	↓	↓
Evapotranspiration (mm/d)	<i>Zone 1 – Treatment plot</i>	<i>Zone 2 - Stem exclusión Aleppo pine</i>	<i>Zone 3 - Stem exclusión conifer+hardwood</i>	<i>Zone 4 - Very young Aleppo pine</i>
↑ Clear-cutting intensity	≈	≈	≈	≈
↑ Climate change (2100)	↓	↓	↓	↓
Water content at shallow soil layer (%)	<i>Zone 1 – Treatment plot</i>	<i>Zone 2 - Stem exclusión Aleppo pine</i>	<i>Zone 3 - Stem exclusión conifer+hardwood</i>	<i>Zone 4 - Very young Aleppo pine</i>
↑ Clear-cutting intensity	↓	↓	↓	↓
↑ Climate change (2100)	↓	↓	↓	↓
Water content at deep soil layer (%)	<i>Zone 1 – Treatment plot</i>	<i>Zone 2 - Stem exclusión Aleppo pine</i>	<i>Zone 3 - Stem exclusión conifer+hardwood</i>	<i>Zone 4 - Very young Aleppo pine</i>
↑ Clear-cutting intensity	↑	↑	↑	↑
↑ Climate change (2100)	↓	↓	↓	↓
Percolation (mm/h)	<i>Zone 1 – Treatment plot</i>	<i>Zone 2 - Stem exclusión Aleppo pine</i>	<i>Zone 3 - Stem exclusión conifer+hardwood</i>	<i>Zone 4 - Very young Aleppo pine</i>
↑ Clear-cutting intensity	↑	↑↓	↑	↑
↑ Climate change (2100)	↓	↓	↓	↓

En términos generales podemos afirmar que escenarios de gestión más intensos incrementan el LAI, la evaporación directa desde el suelo desnudo, la humedad en la capa profunda del suelo y la percolación. Por el contrario, un clareo más agresivo produce también descensos de la transpiración y de la humedad en la capa de suelo más superficial, manteniendo el balance de la evapotranspiración sin apenas cambios. Estos resultados más diversificados respecto a la consideración de diferentes zonas de interés en la cuenca de estudio confirmaron la hipótesis de que el empleo de la evapotranspiración como indicador del impacto no es aceptable.

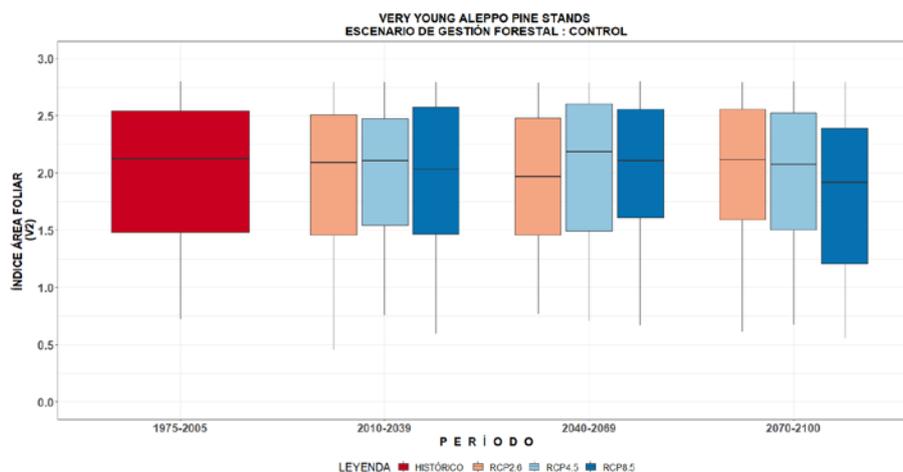
Como se puede observar en los gráficos de cajas y bigotes mostrados a continuación, se observaron ligeras diferencias en el comportamiento de los diferentes usos del suelo, así como entre los diferentes escenarios de cambio climático en las diferentes ventanas temporales analizadas, manteniéndose las tendencias generales planteadas en la tabla anterior para todas las zonas analizadas. Aunque con reservas por ser estos resultados provisionales, podemos concluir que el uso del suelo en los diferentes píxeles de la cuenca va a determinar la resiliencia de la cuenca frente a diferentes posibles futuros en el marco del cambio climático. En este caso, la combinación de coníferas con frondosas (zona 3) muestra una respuesta más suavizada, indicando que una mayor diversidad de especies forestales no solo es deseable desde un punto de vista ecológico, además lo es desde la perspectiva hidrológica.



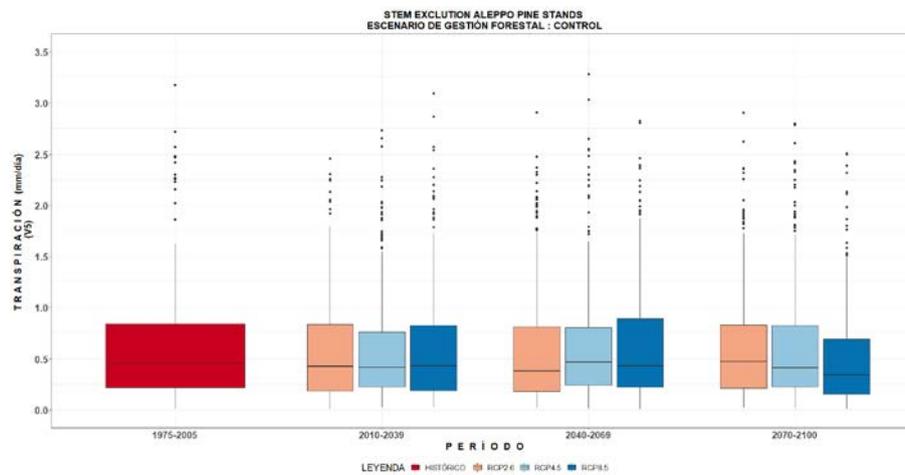
Animación 8. Cambios en el índice de área foliar (m^2/m^2) en la zona 2 – Stem exclusión Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados



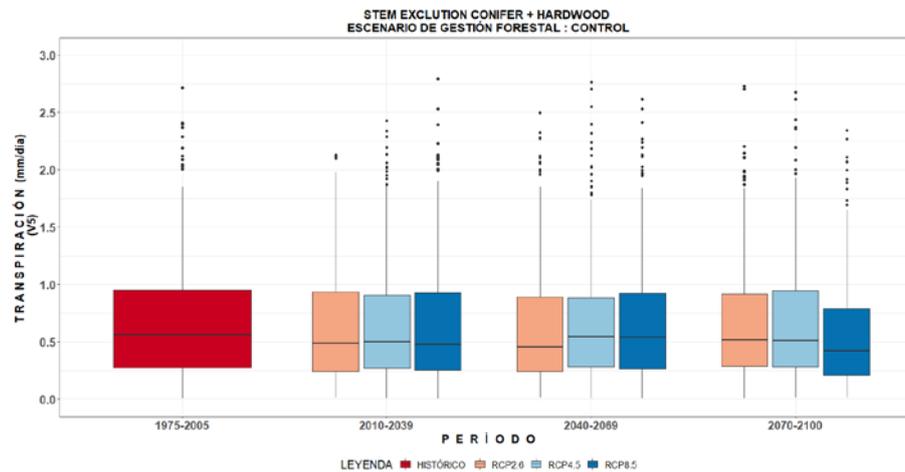
Cambios el índice de área foliar (m^2/m^2) en la zona 3 – Stem exclusión conifer+hardwood, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



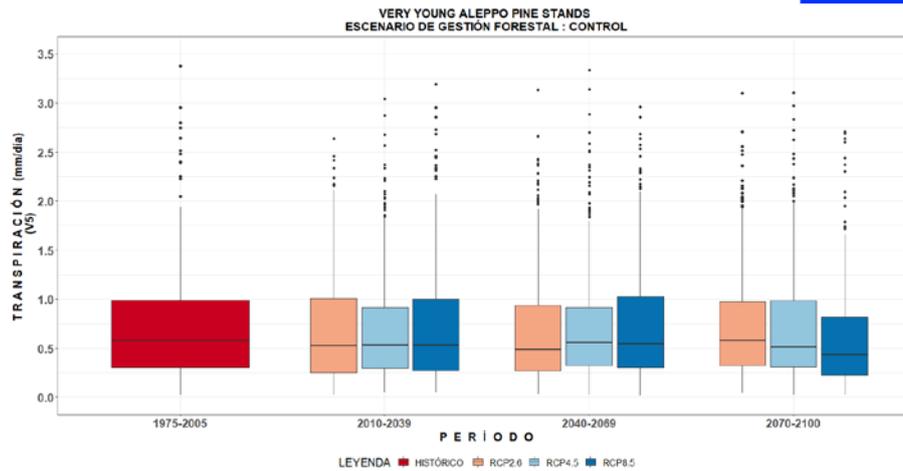
Animación 9. Cambios en el índice de área foliar (m^2/m^2) en la zona 4 – Very young Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



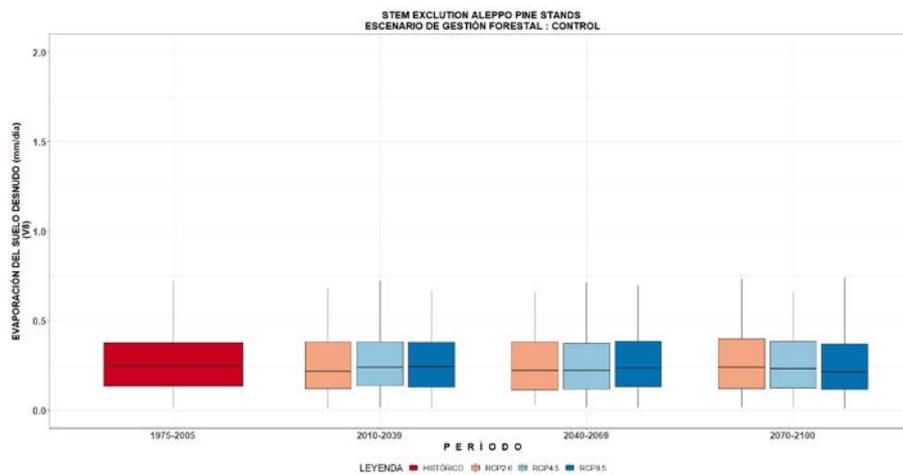
Animación 10. Cambios en la transpiración (mm/d) en la zona 2 – Stem exclusión Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



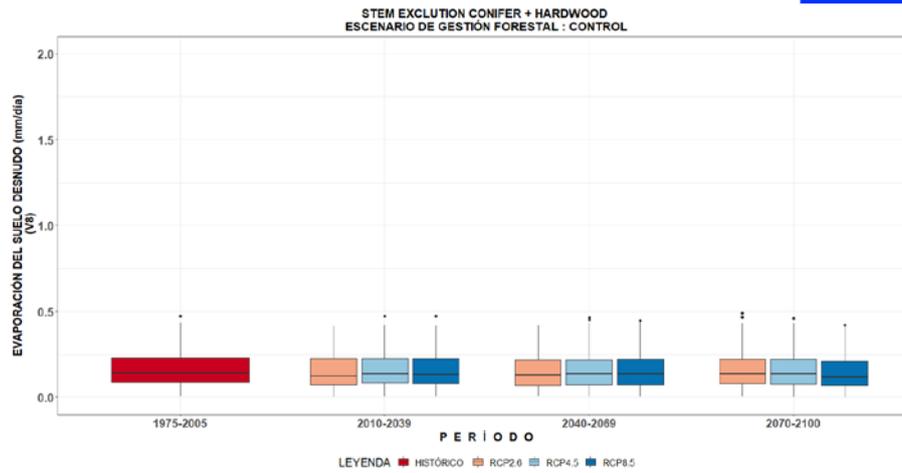
Animación 11. Cambios en la transpiración (mm/d) en la zona 3 – Stem exclusión conifer+hardwood, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



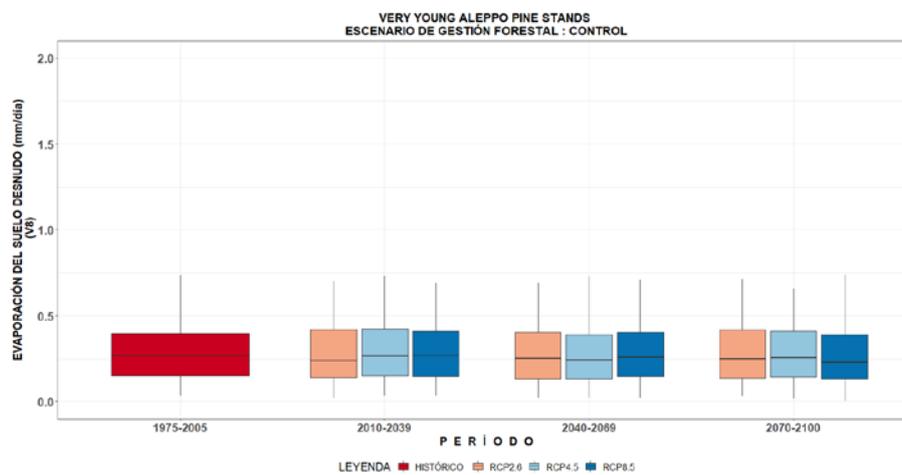
Animación 12. Cambios en la transpiración (mm/d) en la zona 4 – Very young Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



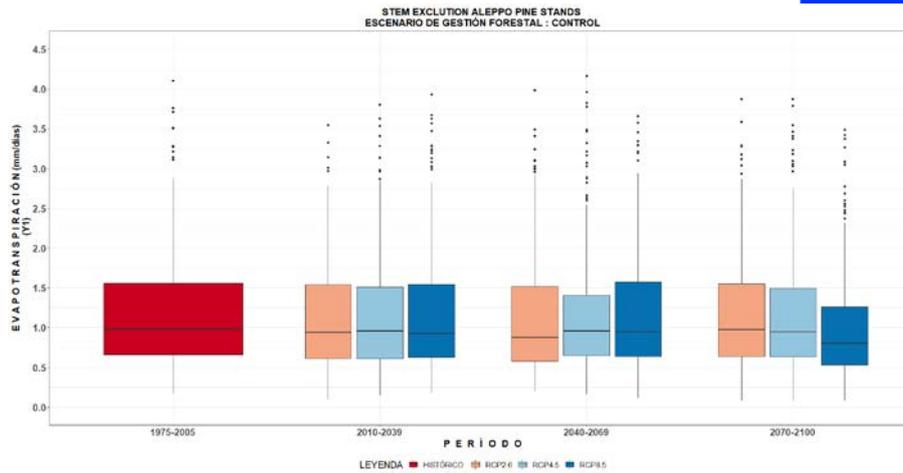
Animación 13. Cambios en la evaporación desde el suelo desnudo (mm/d) en la zona 2 – Stem exclusión Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



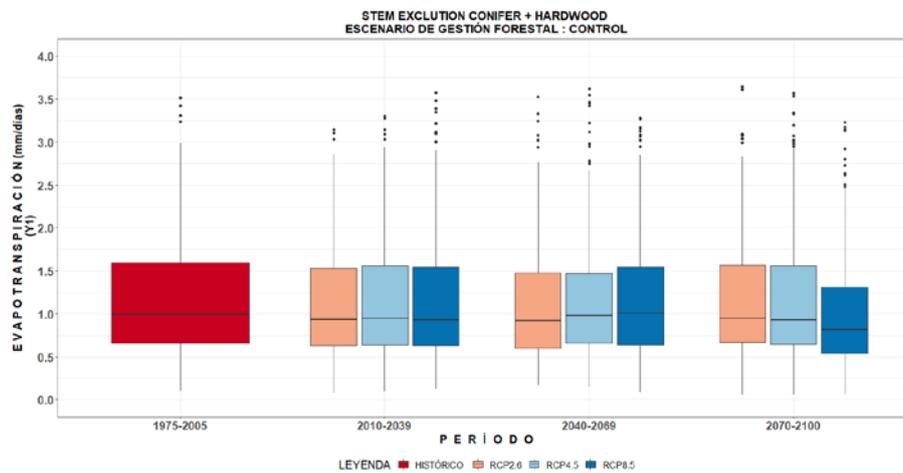
Animación 14. Cambios en la evaporación desde el suelo desnudo (mm/d) en la zona 3 – Stem exclusión conifer+hardwood, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



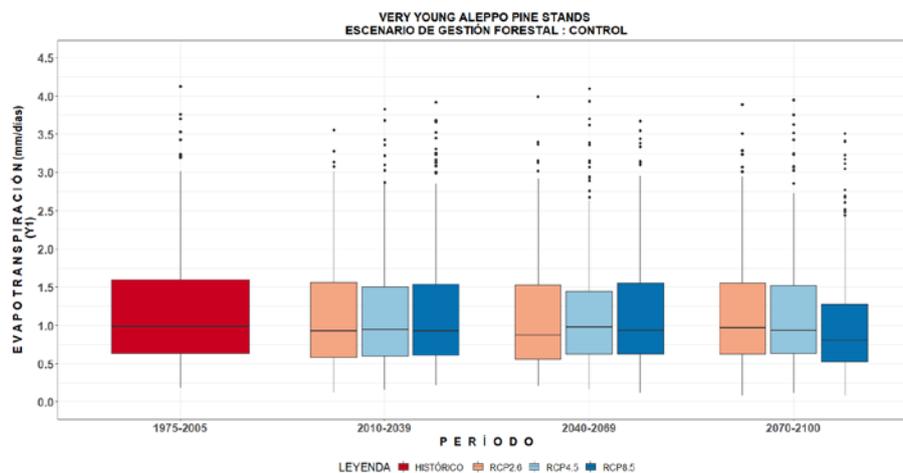
Animación 15. Cambios en la evaporación desde el suelo desnudo (mm/d) en la zona 4 – Very young Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



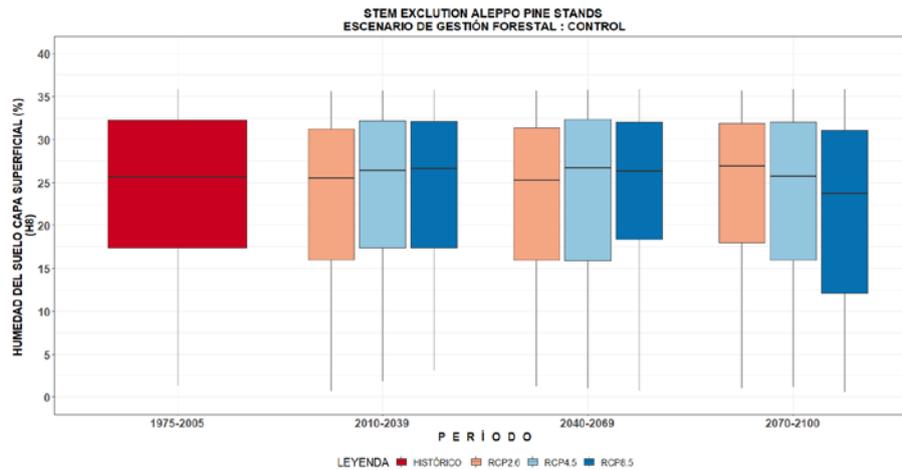
Animación 16. Cambios en la evapotranspiración (mm/d) en la zona 2 – Stem exclusión Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



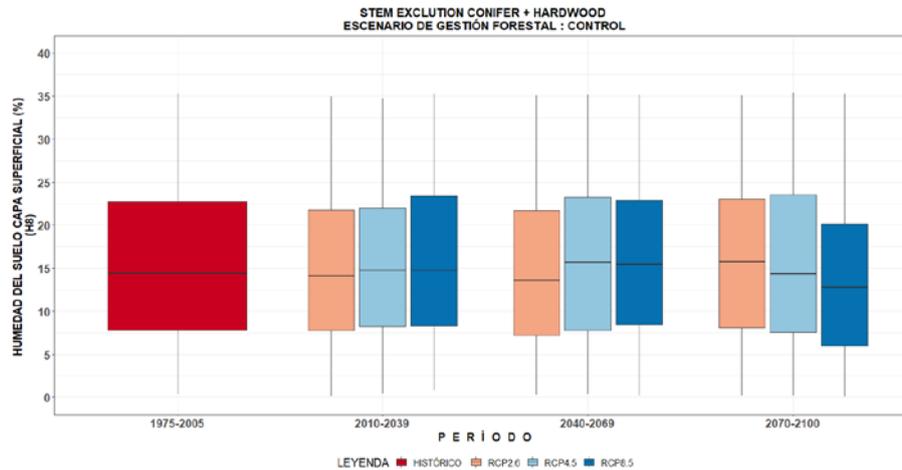
Animación 17. Cambios en la evapotranspiración (mm/d) en la zona 3 – Stem exclusión conifer+hardwood, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



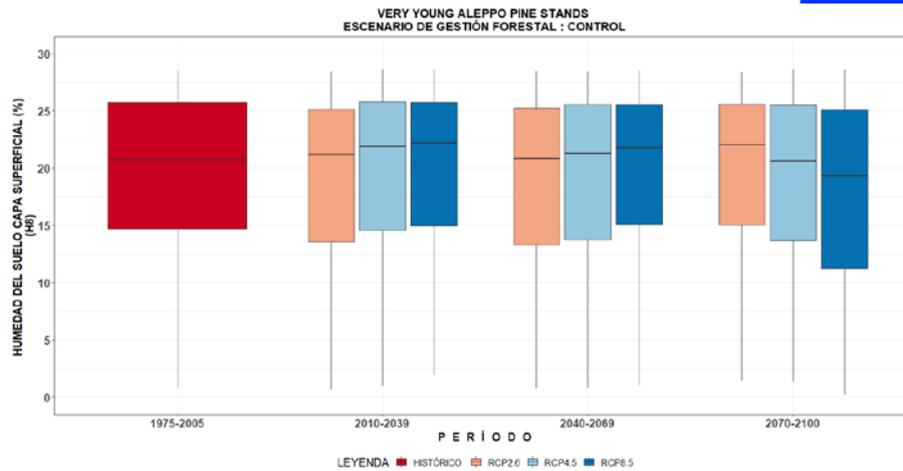
Animación 18. Cambios en la evapotranspiración (mm/d) en la zona 4 – Very young Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



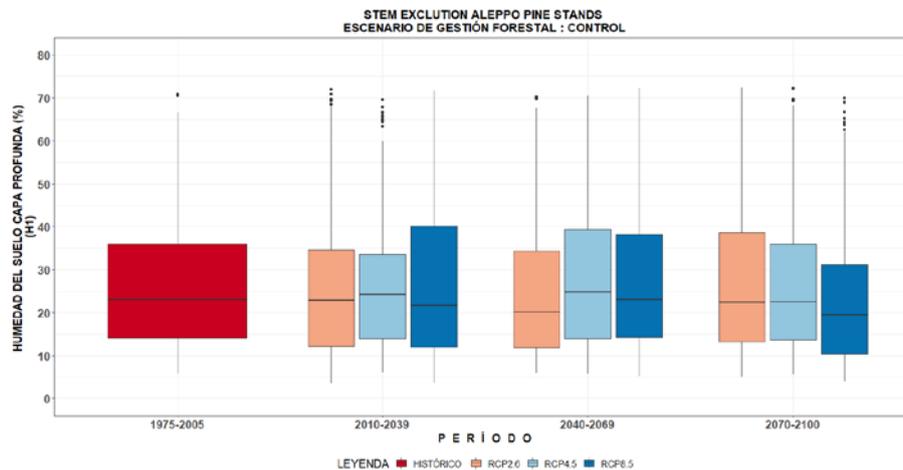
Animación 19. Cambios en la humedad del suelo en la capa superficial (%) en la zona 2 – Stem exclusión Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



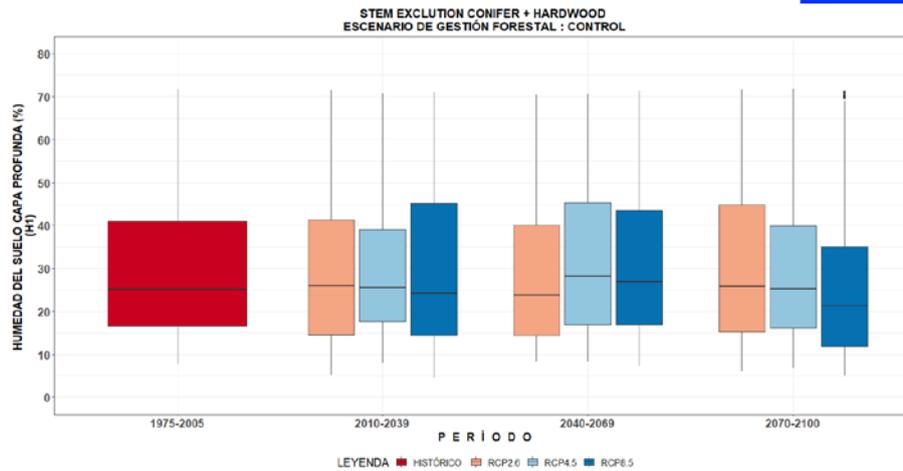
Animación 20. Cambios en la humedad del suelo en la capa superficial (%) en la zona 3 – Stem exclusión conifer+hardwood, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



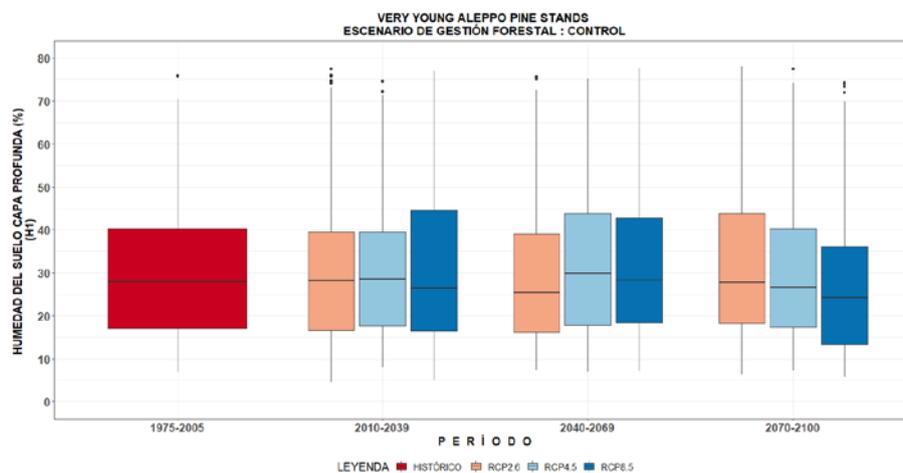
Animación 21. Cambios en la humedad del suelo en la capa superficial (%) en la zona 4 – Very young Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



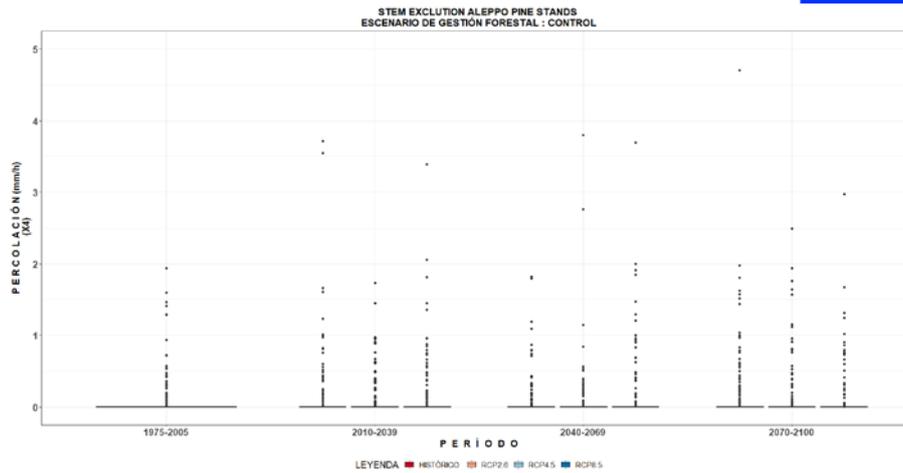
Animación 22. Cambios en la humedad del suelo en la capa profunda (%) en la zona 2 – Stem exclusión Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



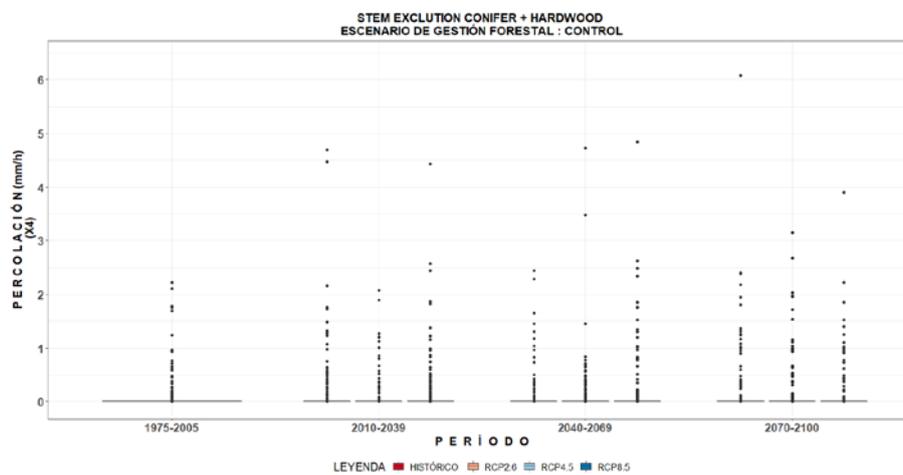
Animación 23. Cambios en la humedad del suelo en la capa profunda (%) en la zona 3 – Stem exclusión conifer+hardwood, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



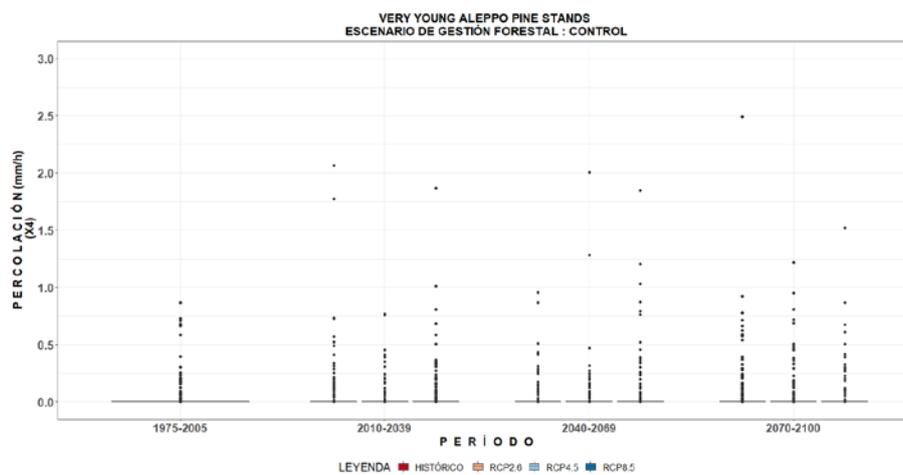
Animación 24. Cambios en la humedad del suelo en la capa profunda (%) en la zona 4 – Very young Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



Animación 25. Cambios en la percolación (mm/h) en la zona 2 – Stem exclusión Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



Animación 26. Cambios en la percolación (mm/h) en la zona 3 – Stem exclusión conifer+hardwood, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.



Animación 27. Cambios en la percolación (mm/h) en la zona 4 – Very young Aleppo pine, en función del escenario de gestión forestal analizado para el periodo histórico de referencia y los diferentes escenarios de cambio climático analizados a lo largo que los tres periodos futuros seleccionados.

ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL EN LA CUENCA DEL DEL RÍO CEIRA (COIMBRA, PORTUGAL)

DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL (CEIRA)

RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE CAMBIO GLOBAL (CEIRA)

CONCLUSIONES PRINCIPALES

La **estimación de parámetros** para la implementación de modelos eco-hidrológicos debe contemplar las **fuentes de información más recientes por representar un avance considerable en la representación de los procesos físicos** que acontecen en las cuencas hidrológicas.

La **calibración de los modelos eco-hidrológicos requiere un enfoque multiobjetivo** que permita evaluar el modelo desde el **punto de vista hidrológico** (estimación adecuada de flujos y balances) y desde el **punto de vista ecológico** (representación correcta de las características y comportamientos de la vegetación).

La **eliminación de lluvias espurias** y las **correcciones de sesgo en las series de precipitación son necesarias** para que las proyecciones representen correctamente las señales climáticas de las cuencas hidrológicas (magnitud, estacionalidad, número de días secos, etc.). **El ajuste de sesgo no es recomendable en las series de temperatura debido a su no estacionariedad.**

En general, **escenarios de gestión más intensos incrementan el LAI, la evaporación directa desde el suelo desnudo, la humedad en la capa profunda del suelo y la percolación.** En contraste, produce **descensos de la transpiración y de la humedad en la capa de suelo más superficial**, manteniendo el balance de la **evapotranspiración sin apenas cambios.**

El empleo de la evapotranspiración como indicador del impacto no es aceptable, a pesar de que los estudios más recientes entre la comunidad científica muestran un acercamiento hacia ese enfoque (e.g. Komatsu y Kume, 2020). Este estudio demuestra que deben considerarse balances desglosados en términos de transpiración desde la fracción cubierta del suelo y de evaporación desde el suelo desnudo para poder identificar correctamente los impactos.

Existen diferencias en el comportamiento de los diferentes usos del suelo, así como entre los diferentes escenarios de cambio climático en las diferentes ventanas temporales analizadas. La combinación de coníferas con frondosas (zona 3) muestra una respuesta más suavizada, indicando que una **mayor diversidad de especies forestales no solo es deseable desde un punto de vista ecológico, además lo es desde la perspectiva hidrológica.**

Referencias

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998) *Crop evapotranspiration —guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization, Rome.

Dimiceli, C., Carroll, M., Sohlberg, R., Kim, D.H., Kelly, M., Townshend, J.R.G. (2015). MOD44B MODIS/Terra Vegetation Continuous Fields Yearly L3 Global 250m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Accessed 2020-08-06 from <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD44B.006>

Domenico, P. A., & Schwartz, F. W. (1998). *Physical and chemical hydrogeology* (Vol. 506). New York: Wiley

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., and Townshend, J.R.G., 2013, High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change: *Science*, v. 342, no. 6160, p. 850-853, at <http://www.sciencemag.org/content/342/6160/850.abstract>.

Komatsu H, Kume T. 2020. Modeling of evapotranspiration changes with forest management practices: A genealogical review. *Journal of Hydrology*, 585, 124835. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.124835

Montalvo, C., Francés, F. 2017. Comprehensive analysis of the impact of Climate Change on the water, flood and sediment regimes of a Mediterranean rambla. *Ingeniería del agua*, 21(4), 263-272. DOI: 10.4995/la.2017.8775

Moss R, Babiker M, Brinkman S, Calvo E, Carter T, Edmonds J, Elgizouli I, Emori S, Erda L, Hibbard KA et al (2008) Towards new scenarios for analysis of emissions, climate change, impacts, and response strategies. IPCC Expert Meeting Report on New Scenarios. Intergovernmental Panel on Climate Change, Noordwijkerhout

Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, van Vuuren DP, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T et al (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463:747–756

Ninyerola M, Pons X y Roure JM. 2005. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.

Sørensen R, Zinko U, Seibert J. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, European Geosciences Union, 2005, 2 (4), pp.1807-1834.

Tejada Espinoza, H. E. (2016). Caracterización del régimen de crecidas mediante la implementación del modelo hidrológico TETIS en la cuenca del barranco del Carraixet - Valencia.

Tóth, B, Weynants, M, Pásztor, L, Hengl, T. 3D soil hydraulic database of Europe at 250 m resolution. *Hydrological Processes*. 2017; 31: 2662– 2666. <https://doi.org/10.1002/hyp.11203>



Vrugt, J. A., Gupta, H. V., Bastidas, L. A., Bouten, W., & Sorooshian, S. (2003). Effective and efficient algorithm for multiobjective optimization of hydrologic models. *Water Resources Research*, 39(8), SWC51-SWC519. <https://doi.org/10.1029/2002WR001746>

Ying Q, Hansen MC, Potapov PV, Tyukavina A, Wang L, Stehman SV, Moore R, Hancher M (2017). Global bare ground gain from 2000 to 2012 using Landsat imagery. *Remote Sens Environ*, 194 (2017), pp. 161-176. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.022>