

**La aplicación de técnicas espaciales  
por la hidrología ambiental**  
*Spatial techniques applied to environmental  
hydrology*

**Editores**

Juan Antonio Pascual Aguilar

Juana Sanz

Irene de Bustamante





**Serie: Cuadernos de Geomática**

1. La aplicación de técnicas espaciales por la hidrología ambiental

*Series: Notes on Geomatics*

*1. Spatial techniques applied to environmental hydrology*

**Instituto Madrileño de Estudios Avanzados-Agua**

Fundación IMDEA-AGUA, c/ Punto net, edificio Zye, 2º Planta, 28805 Alcalá de Henares, Madrid

**Centro para el Conocimiento del Paisaje**

Calle Rocha del Cine 41, 12415 Matet, Castellón

**Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC-UV-ES)**

Carretera de Moncada a Náquera km 4,5

Alcalá de Henares

2013

ISBN: 978-84-695-6936-8



## PREFACIO

A lo largo de 2012 se realizó en la sede de la Fundación IMDEA-AGUA un ciclo de seminarios sobre la aplicación práctica de la Geomática. Se trata de una iniciativa con ambición de continuidad que pretende dar a conocer la gran variedad de técnicas espaciales existentes y su instrumentalización específica en estudios cuyo principal foco de interés son los recursos hídricos.

La presente publicación es el número 1 de la serie denominada Cuadernos de Geomática. Bajo el título de “La aplicación de técnicas espaciales por la hidrología ambiental” se recogen en ella cinco capítulos que presentan varias aplicaciones de las nuevas tecnologías espaciales, cuyas principales características son:

Capítulo 1. Desarrollo de un procedimiento automatizado para el cálculo de la huella hídrica, teniendo en cuenta la variabilidad geográfica de sus componentes.

Capítulo 2: Utilización de lo Sistemas de Información Geográfica en el análisis espacial y temporal de los cambios de usos del suelo y su influencia en los balances hídricos.

Capítulo 3: Aplicación metodológica para la evaluación de aguas subterráneas, basado en tres componentes espaciales: estudio de la recarga del acuífero, análisis de las fuentes de contaminación y análisis de vulnerabilidad intrínseca de la masa de agua subterránea.

Capítulo 4: Valoración de la situación actual y necesidades futuras de incorporación de los recursos geomáticos en la gestión territorial, tomando como caso de estudio los espacios protegidos de Cuba.

Capítulo 5: Utilización de la teledetección satelital para la obtención indirecta de la evapotranspiración. El estudio se basa en valoraciones empíricas y en el desarrollo de formulación utilizando el método del Triángulo.

## Índice temático

| <b>Título y autores</b>  | <b>Página</b> |
|--|---------------|
| <b>CWUModel: a water balance model to estimate the water footprint in the Duero river basin</b>  |               |
| <b><u>Ángel de Miguel, Malaak Kallache, Eloy García-Calvo</u></b>  | <b>1</b>      |
| <b>A methodology to assess long term effect of land use change on annual runoff and infiltration rates in semi-arid areas. An application to Mar Menor catchment (Spain)</b> |               |
| <b><u>Carlos Dionisio Pérez Blanco, Christophe Viavattene, Carlos Mario Gómez Gómez</u></b>  | <b>37</b>     |
| <b>Utilización de SIG para la caracterización y gestión de las aguas subterráneas</b>  |               |
| <b><u>Virtudes Martínez, Raúl Nogueras, Irene de Bustamante, José Antonio Iglesias</u></b>   | <b>57</b>     |
| <b>Integración de los recursos geomáticos en la gestión de espacios protegidos de Cuba. Realidades y perspectivas</b>  |               |
| <b><u>José Luis Corvea Porras, José Manuel Guzmán Menéndez, Maritza García García</u></b>  | <b>73</b>     |
| <b>Aplicaciones de la teledetección en hidrología: estimación de la evapotranspiración mediante el método del triángulo</b>  |               |
| <b><u>Alberto de Tomás, Héctor Nieto, Radoslaw Guzinski, Inge Sandholt, Pedro Berliner</u></b>   | <b>103</b>    |
| <b><u>Autores para correspondencia</u></b>   |               |

## Índice de autores

| Autor                          | Afiliación  |
|--------------------------------|---|
| Berliner, Pedro                | Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, Spain   |
| Bustamante Gutiérrez, Irene de | Dpto. Geología, Edificio de Ciencias. Campus Externo. Universidad de Alcalá. 28871, Alcalá de Henares, Madrid, Spain<br><br>Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, Spain   |
| Corvea Porras, José Luis       | Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, Spain<br><a href="mailto:JoseLuis.corvea@imdea.org">JoseLuis.corvea@imdea.org</a>   |
| García-Calvo, Eloy             | Unidad docente de Química Analítica e Ingeniería Química. Edificio Polivalente. Campus Externo. Universidad de Alcalá. 28871, Alcalá de Henares, Madrid, Spain<br><br>Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, Spain |
| García García, Maritza         | Centro Nacional de Áreas Protegidas. Calle 18 A, No. 4114, e/ 41 y 47. Playa, 10800. La Habana. Cuba  |
| Gómez Gómez, Carlos Mario      | Dpto. Economía, Plaza de la Victoria, 2, Universidad de Alcalá, 28802, Alcalá de Henares, Madrid, Spain<br><br>Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4, 2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de Henares, Madrid, Spain  |
| Guzinski, Radoslaw             | Copenhagen University, Øster Voldgade 10, 1350 Copenhagen K, Denmark  |

|                                  |  |
|----------------------------------|--|
| Guzmán Menéndez,<br>José Manuel  | Centro Nacional de Biodiversidad.<br>Instituto de Ecología y Sistemática.<br>Crta. de Varona km 31/2 Capdevila,<br>Boyeros, 10800. La Habana. Cuba   |
| Iglesias, José<br>Antonio        | Canal de Isabel II, C/ Santa Engracia,<br>125, 28003, Madrid, Spain  |
| Kallache, Malaak                 | Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4,<br>2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de<br>Henares, Madrid, Spain  |
| Pérez Blanco, Carlos<br>Dionisio | Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4,<br>2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de<br>Henares, Madrid, Spain<br><a href="mailto:Dionisio.perez@imdea.org">Dionisio.perez@imdea.org</a>  |
| Martínez<br>Hernández, Virtudes  | Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4,<br>2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de<br>Henares, Madrid, Spain<br><a href="mailto:Virtudes.martinez@imdea.org">Virtudes.martinez@imdea.org</a>  |
| Miguel García, Ángel<br>de       | Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4,<br>2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de<br>Henares, Madrid, Spain<br><a href="mailto:Angel.demiguel@imdea.org">Angel.demiguel@imdea.org</a>  |
| Nieto, Héctor                    | Copenhagen University, Øster Voldgade<br>10, 1350 Copenhagen K, Denmark  |
| Nogueras, Raúl                   | IMDEA Water Foundation, c/ Punto net,<br>edificio Zye, 2º Planta, Alcalá de<br>Henares, 28805, Spain<br><br>Canal de Isabel II. Calle Santa Engracia<br>125. 28003. Madrid   |
| Sandholt, Inge                   | Copenhagen University, Øster Voldgade<br>10, 1350 Copenhagen K, Denmark  |
| Tomás Calero,<br>Alberto de      | Instituto IMDEA Agua, C/ Punto Net, 4,<br>2º piso, edificio ZYE, 28805, Alcalá de<br>Henares, Madrid, Spain<br><a href="mailto:alberto.detomas@imdea.org">alberto.detomas@imdea.org</a>  |
| Viavattene,<br>Christophe        | Flood Hazard Research Center (FHRC),<br>Middlesex University. Middlesex<br>University Trent Park campus, Bramley<br>Road, N14 4YZ, London, United<br>Kingdom<br><a href="mailto:C.Viavattene@mdx.ac.uk">C.Viavattene@mdx.ac.uk</a> |



# CWUModel: a water balance model to estimate the water footprint in the Duero river basin

*Ángel de Miguel<sup>a</sup>, Malaak Kallache<sup>a</sup>, Eloy García-Calvo<sup>a,b</sup>*

<sup>a</sup>IMDEA Water Foundation, c/ Punto net, edificio Zye, 2º Planta, Alcalá de Henares, 28805, Spain

<sup>b</sup>Universidad de Alcalá de Henares. Plaza de la Victoria, 2. 28802 Alcalá de Henares, Madrid (Spain).

## Abstract

The aim of this paper is to present a crop water use model (CWUModel), which computes the Water Footprint of agriculture in the Duero river basin in Spain. This model allows for the determination of daily water balances in a geospatial context. It also distinguishes between green water and blue water in order to estimate agricultural water needs. Unlike other global models, its scale is smaller than 1 km, which affects the accuracy of the results. In addition, its development has also required (i) the design of a crop location map in the Duero basin (created from a land use map and statistical information) and (ii) the construction of a stochastic model to generate daily precipitation data, which is based on climate information from the basin. The CWUModel has been applied for the calculation of the Water Footprint (WF) of cereals in the Duero basin and it will be extended to all cultivated crops in this region.

Cereal water consumption in the Duero basin is 4,984million cubic meters per year ( $Mm^3/yr$ ), of which 89% of the water corresponds to green water and 11% to blue water. Barley is the main consumer of water in the basin, with  $2,410Mm^3/yr$ , followed by wheat with  $1,612 Mm^3/yr$ . Oat is the main consumer per unit of product,  $1,501 m^3/ton$  (94% green, 6% blue), while maize is the main consumer of blue water,  $668 m^3/ton$  (38 % green, 62% blue).Hydraulics and soil variables play a key role in simulating the water balance.

Therefore we ran the model using three different criteria of water capacity of the soil. The results show that the overall WF is very similar in all three scenarios, with a variation less than 6%. Nevertheless, these differences increase when comparing the type of water, reaching differences of 17% for blue water, and 8% in the case of green water. The study shows that the CWUModel is a useful tool to estimate the water requirements of crops at regional level, because the use of local information as input in the water balance. Future studies will be focused on the calculation the overall water footprint of the Duero river basin, including the grey water footprint in the analysis.

**Keywords:** water footprint, crop water use, water balance, crop demand

## 1 Introduction

Worldwide, agriculture accounts for over 70% of blue water consumption (FAO, 2011). The anticipated future increase in global population, from 6.1 billion people in 2000 to 8.9 billion by 2050 (UN, 2004), entails the increase of agricultural production. It is estimated that by 2030 50% more food has to be produced, and twice the current amount of food by 2050. However, this increase in food production should be carried out with the least amount of water needed, mainly due to increases in urban and industrial water consumption and possible consequences of climate change (Parris, 2010). According to Holden (2007), it will be necessary to increase the water needed for food production from the current 7.000 km<sup>3</sup> to 9.000-11.000 km<sup>3</sup> by 2050.

Spain is no exception, water consumption is strongly geared towards the agricultural sector (INE, 2008), and the rate of exploitation of renewable resources exceeds 30% (EUROSTAT, 2011). In the past 20 years, the irrigated area has raised to 20% (MARM, 2010), causing a large increase in water demand. This makes Spain the country with the largest irrigated area in Europe, with nearly one third of the total European irrigated area (Lopez-Gunn *et al.*, 2012). Nevertheless, Spain remains a net importer of virtual water, with more than 25,000 million m<sup>3</sup> per year, mainly associated with the import of cereals and industrial crops such as soybeans or cotton (Garrido *et al.*, 2010). But more and more criticism arises against the agriculture sector remaining the centre stage (Lopez-Gunn *et al.*, 2012). The old paradigm "more crops and jobs per drop" is shifting towards "more cash and nature per drop" (Aldaya *et al.*, 2010). Determining the current and future water demands will help to implement sustainable policies for water resources management.

Water use at a national level has traditionally been measured by indicators such as water withdrawal, which only considers the total freshwater used by a country in its production system. The use of indicators such as the Water Footprint (WF) allows us to analyse not only the impacts generated at the national level, but all those associated with the consumption of goods produced abroad (Hoekstra and Chapagain, 2008). This multidimensional indicator distinguishes also between blue water (surface and groundwater) and green water (water from rain accumulated in the soil). It is furthermore possible to quantify the impact of pollution by calculating the

gray water, which is defined as the total freshwater required to assimilate the load of pollution (Hoekstra *et al.*, 2011).

The Virtual Water (VW) concept was defined by professor Tony Allan in the beginning of the 90's (Allan, 1993; 1994). Since then, notable advances in the development of the Water Footprint concept have been achieved. The first major quantification of water flows associated with trade of commodities was made by Chapagain and Hoekstra (2003; 2004). They established the VW flows of several crops and derived products. Nowadays, this methodology is standard, thanks to the efforts of the researchers of the Water Footprint Network (Hoekstra *et al.*, 2011). Methodological advances include the use of complex geographical models to estimate the water use of crops (CWU). These models are based on water balances equations. They allow for the estimation of the amount of water embedded in crops in a certain area and at a given time.

Water balance models can be developed at different time and spatial scales, thus they vary in complexity and input data (Xu and Singh, 1998). There are several models to calculate crop water requirements on a global scale. Some of the most recent ones have been implemented by Siebert and Döll (2010), with a resolution of 5 minutes and a total of 26 crop classes (both for rainfed and irrigated conditions). The model developed by Mekonnen *et al.*(2010), with the same spatial resolution was applied to 126 crops, including calculations of gray water. Liu *et al.* (2009; 2010) created a model to estimate crop water use with a 30 minutes resolution. The certainty of these models is influenced by the input data: location of crops and planting dates, weather variables, soil properties, etc. (Siebert and Döll, 2010). The total available water capacity of the soil (TAWC) plays a critical role in determining the overall water balance (Ji *et al.*, 2009), because it acts as a water reservoir.

The aim of this paper is to present a crop water use model (CWUModel), which computes the Water Footprint of agriculture in the Duero river basin. This model enables daily water balances in a geospatial context, distinguishing between green water and blue water. The main differences between CWUModel and models mentioned above are:

- working resolution is 1 km, compared to the 5 minutes (about 8 km at Spanish latitude) resolution of some of the global scale models;
- the model has been generated by the tool Model Builder (ESRI ArcGIS9.3) and subsequently exported to Python, therefore it does not require extensive knowledge in programming languages;
- daily weather data has been used. The data were obtained from monthly data. We generated daily precipitation amounts by means of a stochastic weather generator, which has been calibrated to the basin conditions beforehand, and;
- we built a crop location map merging statistical information with the land use map.

Here, we present the first results obtained with the CWUModel. We calculated the WF of cereals in the Duero basin for 2001-2008, distinguishing between green water and blue water. Since soil is a key element in the water balance, we performed an analysis of 3 scenarios with different TAWC amounts.

This work lays the basis of a future detailed study on Water Footprint of agriculture in the Duero basin, including all crops to be found in the river basin, and water flows associated with the exchange of goods. An analysis of grey water footprint will be included too.

The paper is structured as follows: (i) the first part shows the methodology used to develop CWUmodel: the CWUModel structure, the daily precipitation generator and the crop location maps; (ii) the second part shows the main results: the daily precipitation series, the crop areas and the results of the WF of cereals in Duero river basin. For further information about the daily precipitation generator, an appendix with the methodology used has been included.

#### *Study area: Duero river basin*

The Duero is the largest river basin of the Iberian Peninsula, covering 98,073 km<sup>2</sup> along the westwards course of the Duero River and its tributaries (Figure 1).

*Figure 1. Spanish part of Douro River basin.*

The river basin occupies mostly Spanish territory (80%, 78,859 km<sup>2</sup>) but a significant 20% (19,214 km<sup>2</sup>) is situated in Portugal. The basin has a continental Mediterranean climate, with an average annual rainfall of 612 mm. There are, however, significant climatic differences within the river basin. Average precipitation, for instance, spans from ca. 1,800 mm in the peripheral mountain ranges to less than 400 mm in continental areas of Castile and Leon (DHC, 2010). From a water management point of view, the sub basins are grouped into 13 Water Management Units (WMU) (Figure 1).

Land use of the basin is mainly agricultural, 42% of the territory being occupied by farmland (EEA, 2005). Most crop areas are rainfed (ca. 3.5 million ha), while irrigated production occupies ca. 480,000 ha. Most land is used for cereal production (64% of the total arable land, 84% in rainfed and 14% in irrigation systems), mainly barley, maize, oats and wheat. The annual production of grain and straw constitute respectively 24% and 21% of the total Spanish production. However, the Gross Added Value (GAV) of agriculture is as low as 7% employing less than 11% of the total population of the area.

The hydrologic resources of the basin are mainly used in agriculture, ca. 4,500 Mm<sup>3</sup> of blue water of the total of 5,000 Mm<sup>3</sup> used in the basin (DHC, 2010).

## **2 Method and data**

### *2.1 Model structure*

The CWUModel is a spatially-explicit water balance model to estimate the water used by crops. The model is based in the work of Mekonnen et al. (2010; 2011), and Siebert and Döll (2010), which estimate the actual evapotranspiration (ET<sub>a</sub>) of the crop in non-optimal conditions (Allen et al., 1998). Water balance was calculated with a daily time step based on particular crop and soil features as well as the main climatic variables. Calculations were done at a fine spatial scale (1 km) and using a hydrological year (October-September) which is coherent with the climate of the basin (Custodio and Llamas, 1983). Python scripts were built in Model Builder (ESRI ArcGIS9.3). For all calculations, the value of adjacent cells is computed independent

by using a grid model. The potential water flow between neighbouring cells has not been considered. The water balance for each crop type and time step is determined by the following expression:

$$P + I = ET_a + R + \Delta S \quad (1)$$

$P$  is the precipitation (mm),  $I$  is the water input by irrigation (mm),  $R$  is runoff water (mm). Actual evapotranspiration ( $ET_a$ ) is a function of the crop evapotranspiration ( $ET_c$ ):

$$ET_c = K_c \cdot K_s \cdot ET_o \quad (2)$$

Where  $ET_o$  is the reference evapotranspiration,  $K_c$  is the crop coefficient and  $K_s$  is the water stress coefficient.  $K_c$  is specific for each crop, varying along the time. The parameters needed to estimate the daily  $K_c$  are obtained from Allen et al. (1998). Daily  $K_c$  is computing by linear interpolation between the initial values of  $K_c$  at the different crops stages (initial, developing, mid and late season) using the number of days a crop is in each season.  $K_s$  is introduced to account for water stress conditions. It indicates the energy required to uptake water (water potential energy).  $K_s$  is crop specific and defined as

$$K_s = \begin{cases} 1 & \text{otherwise} \\ \frac{S[t]}{(1-p) \cdot S_{max}} & \text{if } S[t] < (1-p) \cdot S_{max} \end{cases} \quad (3)$$

Where for each time period  $t$ ,  $S$  is the soil moisture, and  $S_{max}$  is the maximum moisture a soil can hold.  $S_{max}$  is a function of the total available water capacity (TAWC) of a soil and the respective root depth. The crop specific depletion factor ( $p$ ) refers to the amount of water a crop type can extract from the soil without suffering water stress. We simplified the model by using a constant value of  $p$  for all the vegetative periods of each crop (Allen et al., 1998).  $K_s$  values are computed according

to Allen *et al.*, (1998). Furthermore, different root depth values were used for rainfed and irrigated crops (USDA, 1997).

TAWC grid-based data at 1 km resolution were taken from ESDB database (Panagos *et al.*, 2012). Two horizons are identified: deep and superficial (up to 15 cm deep).  $S_{max}$  was calculated by multiplying TAWC values with the crop's root depth. In case the root depth had a higher value than the maximum soil depth, the last was used to calculate  $S_{max}$ . The information provided by ESDB establishes several ranges of TAWC, depending on soil hydraulic properties (Figure 2). To determine the influence of this variable on the water demands of crops, the model has been run in three different scenarios. The first one selecting the lowest values (*Low*) of each range of TAWC at a grid cell, the second the mean values (*Medium*) and the third scenario the highest ones (*High*).

Monthly  $ET_o$  and  $P$  were obtained from the dynamical model SIMPA (Álvarez *et al.*, 2005), which offers monthly climatic information with a 1 km average over the period 1940–2010. In SIMPA,  $ET_o$  is obtained by combining the Thornthwaite and Penman-Monteith methods (Estrela *et al.*, 1999). Monthly  $ET_o$  was rescaled to daily estimates of  $ET_o(t)$  by means of linear interpolation. Monthly precipitation was downscaled to daily precipitation by using a stochastic weather generator (see section 2.2). Daily measurements of runoff ( $R$ ) was computed as Lieden and Harlin (2000), see equation (4):

$$R = (P + I) \cdot \left( \frac{S}{S_{max}} \right)^{\gamma_r} \quad (4)$$

Here  $I$  is irrigation water,  $S$  is soil moisture and  $S_{max}$  its maximum. The parameter  $\gamma_r$  is correlated with the runoff intensity. We used a fixed value of 2 for rainfed cultures and 3 for irrigation cultures following Siebert *et al.*, (2010).

The water balance is carried out independently for irrigated crops and rainfed ones. Rainfed crop water consumption corresponds exclusively to precipitation that is green water. Meanwhile, irrigated crops are supplied by both systems: precipitation (green water) and irrigation (blue water).



*Figure 2. Total available water capacity of soils in Duero River Basin. Maps provide by ESDB database(Panagos et al., 2012) .  
Left figure represent the TAWC of topsoil (15 cm depth). Right figure represents the TAWC of subsoil.*

The irrigation requirements were calculated following the two methods proposed by Hoekstra *et al.* (2011). The first balance models crops without irrigation (here rainfed conditions prevail), and the second models fully irrigated crops. The difference between the crops requirements are assumed to be equal to the irrigation necessities, which is the amount of blue water. The water balances are computed for the whole year. A constant  $K_c$  of 0.3 before the planting date is used in order to define initial soil moisture. CWU is determined as the sum between green water and blue water requirements, neglecting the evapotranspiration outside the growing period.

WF of a specific crop was calculated according the proposal made by Hoekstra *et al.*, (2011). Here the green and blue water footprints are calculated by dividing the crop water use by the actual yield of this crop. In our approach, the WF is calculated for each grid cell separately using the CWU. Information on production and yields of each crop was extracted from the statistical yearbook (MARM, 2010). The cropping season was obtained from the planting and harvesting calendar of the Ministry of Agriculture of Spain (MAPYA, 2002).

## 2.2 Generating daily precipitation

For the calculation of a daily water balance, daily climatic data are needed as input. For the area studied, daily observation series of climatic data were not available in the spatial resolution required for our analysis. The observations were also too scarce to consider the spatial interpolation of the series (Liu *et al.*, 2011), which is in any case doubtful given the high spatial variability of daily precipitation (Carrera-Hernández and Gaskin, 2007). We therefore derived these series from simulated monthly data. Daily weather simulators are the most common way to generate daily data and to thus circumvent the problems related to missing data (Wilks and Wilby, 1999). Stochastic weather generators are statistical models, based on random numbers. They resemble the observed data to which they have been fitted (Wilks, 1999). Although there exist different global data sets, which comprise the information needed for the generation of daily climatic data (New *et al.*, 2002), their spatial resolution is usually too large to apply them directly in specific areas. Therefore we chose to calibrate the stochastic weather generator with the available series of daily

precipitation observations in the Duero basin.

The stochastic daily generator we developed is based on studies by Castelví et al.(2004) and Schould and Abbaspour (2007). Observations from 41 stations in the Duero basin with daily precipitation data from 2000 to 2011 are used to calibrate the stochastic precipitation generator. The stochastic model is then used to generate daily precipitation from monthly precipitation data of the dynamical model SIMPA. The model outputs are available for grid cells of size 1 km. The procedure relies on the spatial transferability of link functions between the monthly precipitation amount  $P$  and the frequency of wet days in a month  $f_w$ , the transition probabilities from a dry day to a wet day  $p_{01}$  and from a wet day to a wet day  $p_{11}$ , and the parameters  $\alpha$  and  $\beta$  of a Gamma distribution (which is assumed to represent well the daily precipitation on wet days). Here a "wet day" is defined as day with equal or more than 0.1 mm precipitation, which is a standard definition. A complete description of the methodology used to create the daily precipitation generator could be found in *Appendix 1*.

### *2.3 Growing areas*

It is essential to know the location of a crop in order to estimate its WF. Therefore, we built a map of the growing area of each cereal. This map is based on the "Occupation of Land Information System in Spain" (SIOSE) of the Geographical Institute of Spain (IGN, 2011) and provides information on land use in 2005. It has a scale of 1:25.000 and disaggregates land use in over 90 categories, of which 12 belong to arable areas. Each category contains attributes based on the management system (rainfed, irrigation and green house). We have chosen SIOSE instead of similar covers, such as Corine Land Cover (EEA, 2005) due to its better spatial resolution, disaggregation of the crop groups and ease of reference. It is necessary to know the exact location of each crop in order to calculate the CWU.

The map has been combined with statistical information. We used two databases with different spatial and temporal resolution. First, we used the statistical year book of Spain (MARM, 2010), that provides annual information on arable land at a provincial level (there are 11 provinces in the Duero basin) for over 80 crops. To

improve the spatial resolution, this data has been combined with the agricultural census (INE, 2012), that provides information on 12 groups of crops at a regional level (there are 57 counties in the basin) for every 10 years. Fallow lands were removed based onto the statistical information.

We considered that each pixel belonging to a crop group is composed proportionately of all those crops listed in the statistical information. This makes it possible to generate a specific map for each crop. Although this study was focused on 2001-2008 average, the use of yearly statistical information provides the capacity to create yearly crop maps and so varying yearly the proportion of grid cell assigned to each crop (Figure 3).

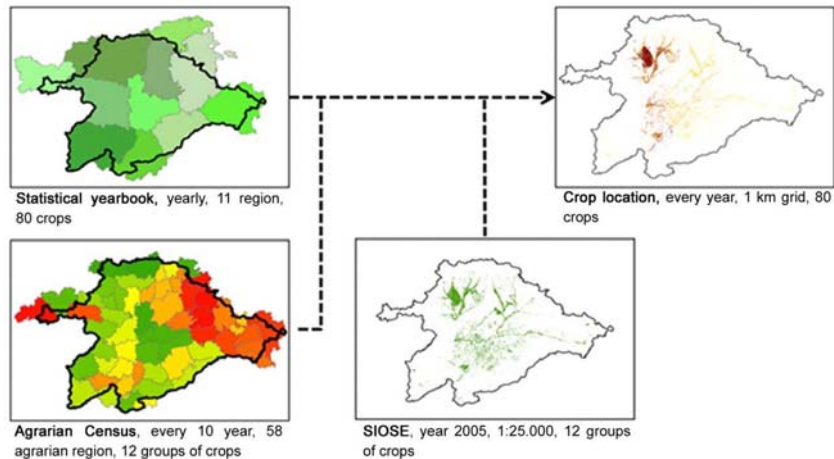
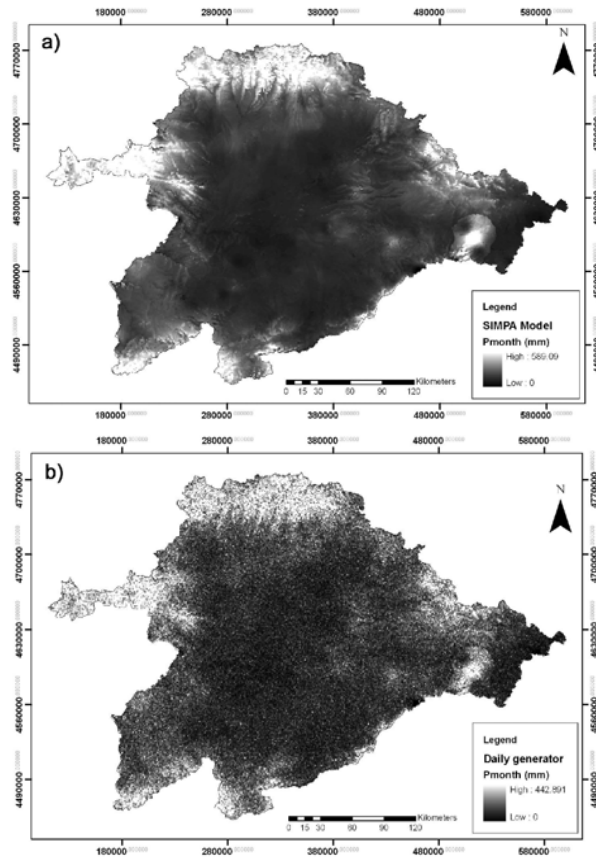


Figure 3. Steps to transform the SIOSE map into a yearly crop location map using statistical information.

### 3 Results

#### 3.1 Verification of the generated daily precipitation

In Figure 4 a comparison between a SIMPA map and the map of the monthly sum of precipitation generated by the weather generator are depicted for month March, 2006. Furthermore, the values obtained by the precipitation generator and the monthly SIMPA values were compared via the correlation coefficient.



*Figure 4. a) Precipitation in March provides by SIMPA. b) Sum of daily precipitation in March generated by Stochastic model.*

Correlations between raw cell values is over 92%, and between average values per WMU used, increases even to 99.9%. Since all parameters depend on  $P$ , a potential trend in precipitation in the SIMPA data will transfer to the generated daily precipitation. This concerns frequency as well as the amount of precipitation.

### *3.2 Growing areas*

We generated a crop location map by combining statistical information and the land use map (SIOSE), which shows the cereal distribution in the Duero basin. SIOSE

only contains major crop groups, while statistical information adds information at an administrative level. We were able to build a distribution map for each crop by using both sources of information. By means of these maps, we can reconstruct the used agricultural area for each year (leaving aside the fallow land). As seen in Table 1, the total usable area of cereals in the Duero basin for the period 2001-2008 is nearly 1.9 million ha, of which 85% belong to areas with rainfed cereals (here barley and wheat are the most representative cereals). Irrigated cereals occupy nearly 280,000 ha, of which maize and barley occupy about 100,000 ha each. The total agricultural area of the basin is about 3.5 million ha, and cereals occupy 56%. Rainfed cereals are responsible for 57% of the total rainfed areas, while irrigated cereals are responsible for 50% of the surface equipped with irrigation infrastructures.

### *3.3 Crop water use*

We used CWUModel to estimate the WF of cereals in the Duero basin for 2001-2008. Since the model has been run in three different scenarios, which depend on the water holding capacity of the soil, we used the average values of the three scenarios in the analysis of the results. We established the WF of cereals in the Duero basin as 4,984 Mm<sup>3</sup>/yr for the period 2001-2008, of which 89% correspond to water from rain (green water) and the remaining 11% to irrigation (blue water). Rainfed lands are responsible for 76% of the total water consumption (with 3,822 Mm<sup>3</sup>/yr), whereas irrigation needs are established in 1,162 Mm<sup>3</sup>/yr.

The main water consumer is barley, with 2,410 Mm<sup>3</sup>/yr, followed by wheat with almost 1.612 Mm<sup>3</sup>/yr. Water consumption by oat and maize is much lower with 364 and 598 Mm<sup>3</sup>/yr. Regarding the water sources, we find that maize is the main consumer of blue water (with almost 64% of the total amount of blue water consumed by cereals, which is 350 Mm<sup>3</sup>/yr), compared to 80, 70 and 37 Mm<sup>3</sup>/yr consumed by wheat, barley and oat, respectively. Figure 5 shows the weight that each crop has on the WF of cereals in the basin.

Table 1. Cereal surface in Duero River Basin in hectares, and percentage of the total agrarian surface in each system (AS).  
Average 2001-2008 period

| Subzone               | Rain fed   |             |          |            |            | Irrigated               |            |             |          |            | % AS <sub>irrigated</sub> |            |
|-----------------------|------------|-------------|----------|------------|------------|-------------------------|------------|-------------|----------|------------|---------------------------|------------|
|                       | Wheat (ha) | Barley (ha) | Oat (ha) | Maize (ha) | Total (ha) | % AS <sub>rainfed</sub> | Wheat (ha) | Barley (ha) | Oat (ha) | Maize (ha) |                           | Total (ha) |
| 1. Tamega-Manzanas    | 1,775      | 792         | 229      | 295        | 3,091      | 31                      | 0          | 0           | 0        | 0          | 0                         | 0          |
| 2. Tera               | 3,513      | 5,696       | 1,655    | 3          | 10,868     | 35                      | 519        | 1,466       | 161      | 2,659      | 4,806                     | 46         |
| 3. Órbigo             | 4,480      | 4,739       | 4,083    | 1          | 13,304     | 29                      | 6,804      | 4,996       | 3,165    | 36,483     | 51,448                    | 58         |
| 4. Esla-Valderaduey   | 37,352     | 81,462      | 25,835   | 17         | 144,666    | 41                      | 5,807      | 7,025       | 2,538    | 29,880     | 45,249                    | 47         |
| 5. Carrón             | 42,233     | 127,923     | 14,467   | 6          | 184,628    | 58                      | 9,609      | 13,899      | 1,124    | 5,203      | 29,835                    | 48         |
| 6. Pisuerga           | 75,335     | 158,869     | 12,492   | 91         | 246,786    | 67                      | 5,861      | 10,380      | 603      | 3,320      | 20,164                    | 45         |
| 7. Arlanza            | 77,685     | 97,636      | 4,195    | 70         | 179,585    | 70                      | 1,475      | 2,353       | 93       | 434        | 4,355                     | 44         |
| 8. Alto Duero         | 78,622     | 111,774     | 1,525    | 31         | 191,952    | 59                      | 3,780      | 7,798       | 77       | 732        | 12,386                    | 51         |
| 9. Riaza-Duración     | 23,376     | 81,396      | 1,634    | 10         | 106,416    | 63                      | 1,445      | 6,353       | 90       | 1,529      | 9,417                     | 47         |
| 10. Cega-Eresma-Adajá | 42,810     | 141,713     | 3,902    | 30         | 188,454    | 65                      | 2,131      | 14,296      | 304      | 2,116      | 18,847                    | 45         |
| 11. Bajo Duero        | 56,227     | 182,581     | 21,158   | 43         | 260,009    | 56                      | 6,446      | 31,827      | 1,463    | 22,086     | 61,822                    | 52         |
| 12. Tormes            | 32,221     | 48,959      | 15,011   | 13         | 96,203     | 52                      | 2,066      | 4,371       | 991      | 10,862     | 18,291                    | 53         |
| 13. Águeda            | 10,551     | 14,431      | 5,089    | 3          | 30,074     | 38                      | 118        | 242         | 58       | 624        | 1,042                     | 22         |
| Total surface         | 486,178    | 1,057,970   | 111,274  | 612        | 1,656,035  | 57                      | 46,060     | 105,007     | 10,667   | 115,928    | 277,661                   | 50         |

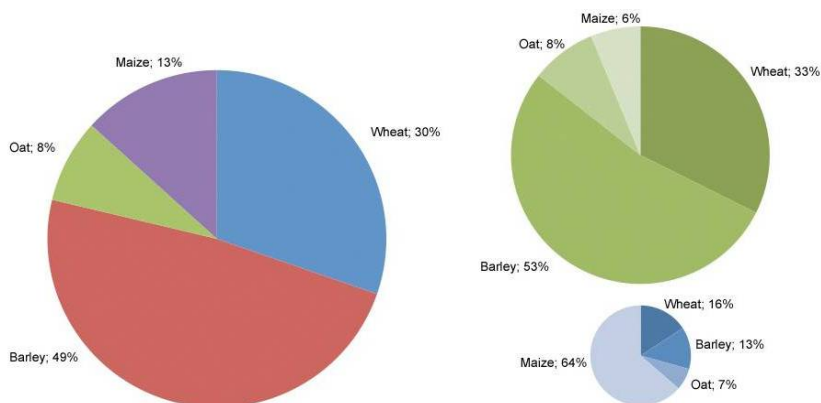


Figure 5. Contribution to the water footprints of cereals in Duero water basin. Left cake plot refers to the total water footprints, green and blue cake plot refer to the green and blue water footprint.

### 3.3 Crop water use

We used CWUModel to estimate the WF of cereals in the Duero basin for 2001-2008. Since the model has been run in three different scenarios, which depend on the water holding capacity of the soil, we used the average values of the three scenarios in the analysis of the results.

We established the WF of cereals in the Duero basin as 4,984 Mm<sup>3</sup>/yr for the period 2001-2008, of which 89% correspond to water from rain (green water) and the remaining 11% to irrigation (blue water). Rainfed lands are responsible for 76% of the total water consumption (with 3,822 Mm<sup>3</sup>/yr), whereas irrigation needs are established in 1,162 Mm<sup>3</sup>/yr. The main water consumer is barley, with 2,410 Mm<sup>3</sup>/yr, followed by wheat with almost 1.612 Mm<sup>3</sup>/yr. Water consumption by oat and maize is much lower with 364 and 598 Mm<sup>3</sup>/yr. Regarding the water sources, we find that maize is the main consumer of blue water (with almost 64% of the total amount of blue water consumed by cereals, which is 350 Mm<sup>3</sup>/yr), compared to 80, 70 and 37 Mm<sup>3</sup>/yr consumed by wheat, barley and oat, respectively. Figure 5 shows the weight that each crop has on the WF of cereals in the basin.



As shown in Table 2, oat is the crop with a higher WF per ton of crop, 1,501 m<sup>3</sup>/ton (94% green water, 6% blue water), followed by wheat, with 967 m<sup>3</sup>/ton (96% green water, 4% blue water), barley with 756 m<sup>3</sup>/ton (98% green water, 2% blue water) and maize with a total WF of 668 m<sup>3</sup>/ton (38% green water, 62% blue water). The total WF show some difference related to the management system used. Water consumption on irrigated land is higher for wheat and oat (3% and 16% respectively). In case of barley and maize, rainfed lands show a higher water demand (18% and 6% respectively) than the respective irrigated lands.

*Table 2. WF per ton of cereals in Duero river basin*

|                  | (m <sup>3</sup> /ton) | Wheat | Barley | Oat   | Maize |
|------------------|-----------------------|-------|--------|-------|-------|
| Rainfed          | WF green              | 965   | 770    | 1,479 | 713   |
|                  | WF blue               | -     | -      | -     | -     |
|                  | WF total              | 965   | 770    | 1,479 | 713   |
| Irrigated        | WF green              | 579   | 468    | 694   | 248   |
|                  | WF blue               | 417   | 158    | 1,065 | 421   |
|                  | WF total              | 996   | 625    | 1,759 | 669   |
| Weighted Average | WF green              | 932   | 742    | 1,417 | 251   |
|                  | WF blue               | 35    | 14     | 84    | 417   |
|                  | WF total              | 967   | 756    | 1,501 | 668   |

When looking at the geographical distribution, we find that the WF is well distributed throughout the basin (Figure 6). The average consumption is about 2,637 m<sup>3</sup>/ha, although there are large differences among rainfed and irrigated areas. While rainfed agriculture has an average consumption of 2,315 m<sup>3</sup>/ha of green water, irrigated agriculture has a much higher consumption, 4,322 m<sup>3</sup>/ha, of which 53% corresponds to blue water and the other 47% to green water. This effect can be clearly seen in Figure 6. The darker areas are those with a more intensive water use, corresponding to crops in the irrigation system. In some specific areas water needs reach up to 6,200 m<sup>3</sup>/ha. The water management unit (WMU) with the largest WF is Bajo Duero, with 796 Mm<sup>3</sup>/yr, followed by Pisuerga, Esla-Valderaduey and Carrión with 650, 557 and 531Mm<sup>3</sup>/yr respectively (Figure7).

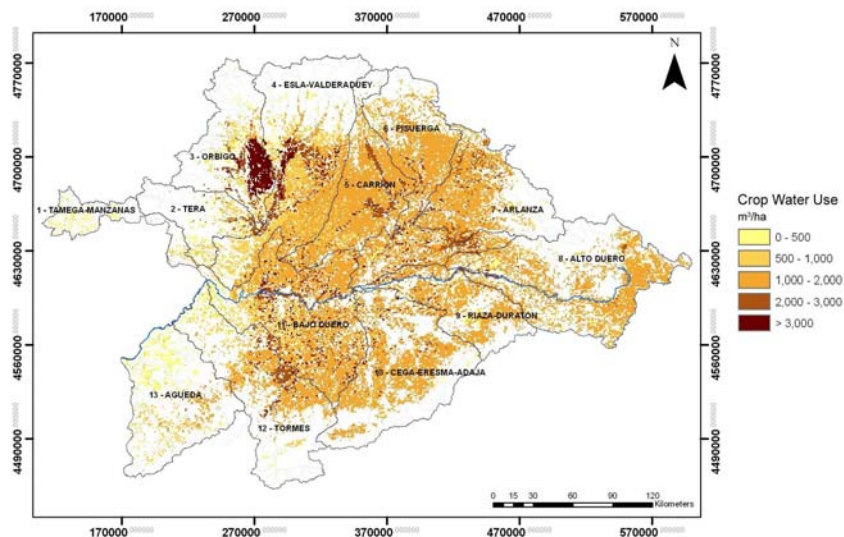


Figure 6. Green and blue water footprints of cereals in Duero river basin. Data are shown in  $m^3/ha$ .

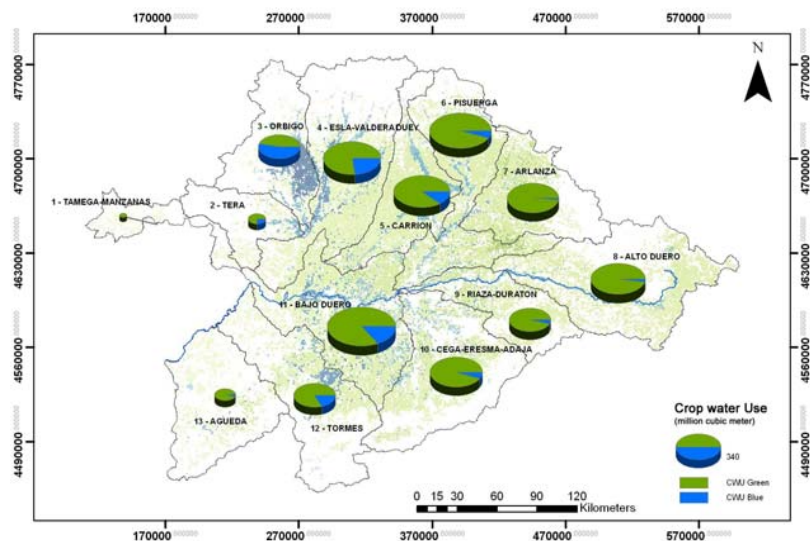


Figure 7. Total, green and blue water footprints of cereals in different water managements units of Duero river basin, in  $Mm^3$ .

Most of the water used corresponds to green water –in some units such as Arlanza, Alto Duero or Águeda this corresponds to more than 95% of the total water-. But some units have high blue water consumption -as Órbigo with 139 Mm<sup>3</sup>/yr, which is nearly 50% of the total consumption. Esla-Valderaduey and Bajo Duero with 112 y 102 Mm<sup>3</sup>/yr are important blue water consumers too. Maize is the crop responsible for the high water consumption in these units, accounting with 79, 78 and 63% respectively.

Figure 8 shows the temporal distribution of WF throughout the year. The pattern changes depending on the importance of the irrigated crops. Figure 8a) corresponds to the value of the entire basin, where green water is the main source. The highest levels are reached in March, April and May, when potential evapotranspiration (PET) levels are not yet at their maximum, and the amount of water stored in the soil is still high. Blue water demand starts in April, being more important in May, June, July and August.

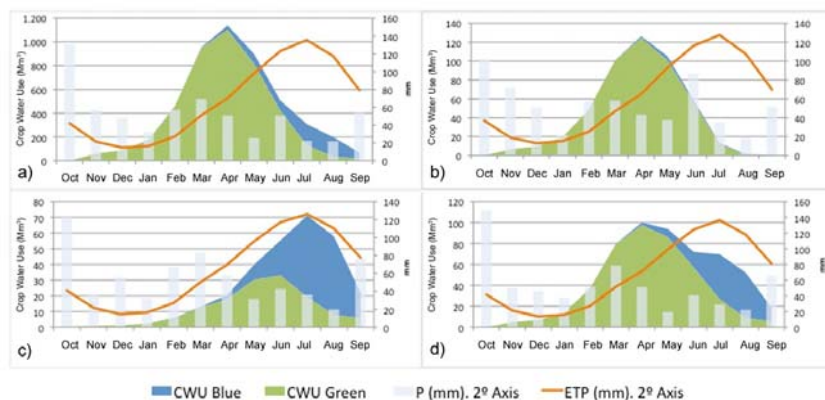


Figure 8. Water footprints in Duero river basin throughout the year, in Mm<sup>3</sup>; a) Duero river basin; b) Alto Duero; c) Órbigo; d) Esla-Valderaduey.

These months are characterised by high PET and low precipitation rate. Figure 8b) shows the Alto Duero unit, where green water consumption is predominant (due to a lack of irrigated cereals, which are less than 13,000 ha compared to 190,000 ha

of rainfeeding). Támeaga-Manzanas, Pisuerga, Arlanza, Riaza-Duratón, Cega-Eresma-Adaja, and Águeda units follow the same pattern. Figures 8c) and 8d) correspond to the Carrión and Elsa-Valderaduey units, respectively. In the first unit, the highest consumption is in summer (June, July and August). This is due to its dominant crop sort, which is maize, planted from late April to May. Blue water consumption is quite high, mainly in the last months of the hydrological year, when evapotranspiration is very high and water storage is limited. Water consumption in the second unit is produced in spring and early summer. Here a high presence of wheat and barley is given, which growing season ends in July. From June on, blue water consumption is predominant and corresponds almost exclusively with maize.

### 3.4 Influence of soil in the water balance

Water retention capacity of the soil is a key parameter in the water balance: The soil is the reservoir where the water is stored, which is later used by crops. Edaphologic data at finer scales are often not available. Thus, for this project we used the coarser European Soil Data Base (Panagos *et al.*, 2012), which provides information on soil types and physical and chemical characteristics at a 1:1,000,000 scale. Given the hydraulic properties provided, total available water capacity (mm/m) is the main hydraulic property variable for soils, distinguishing between two edaphic horizons: superficial and deep. For accuracy at a coarse scale, the variability in hydraulic parameters around the average is presented as a range. To assess the influence of this parameter on water balance and water use estimates, the model was run using the low, average and high values of the range as separate criteria.

In Table 3 we present the estimates of WF of cereals in the Duero River basin as a function of the three proposed scenarios. The results are presented for each of the WMU found in the basin. Total WF is similar in the three scenarios, ranging between 4,865 Mm<sup>3</sup>/yr and 5,084 Mm<sup>3</sup>/yr for low and high respectively, which implies a deviation of 6%. If we focus on water source, the differences are higher. In the high scenario, blue water demand is lower (501 Mm<sup>3</sup>) than in the *low* one (605 Mm<sup>3</sup>), which means ca. 17% of difference. Green water demand in the *high* scenario (4,583 Mm<sup>3</sup>/yr) is 8% higher than in the *low* (4,260 Mm<sup>3</sup>).

**Table 3. Green and Blue water footprint of cereals in Duero river basin related to 3 different scenarios of total available water capacity obtained by ESDB (thousand m<sup>3</sup>)**

| Water Unit Managent (WUM) | WF (m <sup>3</sup> ) | Low       |           | Medium    |           | High      |           |
|---------------------------|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|                           |                      | Rainfed   | Irrigated | Rainfed   | Irrigated | Rainfed   | Irrigated |
| 1. Támega – Manzanas      | WF green             | 8.275     | 0         | 8.527     | 0         | 8.630     | 0         |
|                           | WF blue              | -         | 0         | -         | 0         | -         | 0         |
| 2. Tera                   | WF green             | 28.443    | 9.990     | 29.484    | 10.694    | 30.305    | 11.328    |
|                           | WF blue              | -         | 12.492    | -         | 10.926    | -         | 10.250    |
| 3. Órbigo                 | WF green             | 30.850    | 105.576   | 32.204    | 113.487   | 31.984    | 117.776   |
|                           | WF blue              | -         | 153.066   | -         | 136.888   | -         | 128.535   |
| 4. Esla – Valderaduey     | WF green             | 323.755   | 99.694    | 341.422   | 107.026   | 349.768   | 112.894   |
|                           | WF blue              | -         | 125.451   | -         | 109.395   | -         | 103.320   |
| 5. Carrión                | WF green             | 391.699   | 65.961    | 412.058   | 69.878    | 420.649   | 72.364    |
|                           | WF blue              | -         | 58.735    | -         | 52.857    | -         | 50.327    |
| 6. Pisuerga               | WF green             | 554.226   | 44.583    | 578.053   | 47.124    | 588.365   | 48.964    |
|                           | WF blue              | -         | 33.471    | -         | 29.780    | -         | 27.939    |
| 7. Arlanza                | WF green             | 431.191   | 10.013    | 447.369   | 10.549    | 452.297   | 10.885    |
|                           | WF blue              | -         | 5.380     | -         | 4.692     | -         | 4.355     |
| 8. Alto Duero             | WF green             | 449.784   | 30.176    | 465.788   | 31.479    | 470.346   | 32.298    |
|                           | WF blue              | -         | 11.399    | -         | 9.918     | -         | 9.097     |
| 9. Riaza Duratón          | WF green             | 252.012   | 21.034    | 261.758   | 22.143    | 268.590   | 23.026    |
|                           | WF blue              | -         | 11.154    | -         | 9.558     | -         | 8.668     |
| 10. Cega – Eresma – Adaja | WF green             | 395.662   | 36.344    | 416.855   | 38.527    | 431.125   | 39.883    |
|                           | WF blue              | -         | 24.537    | -         | 21.606    | -         | 20.244    |
| 11. Bajo Duero            | WF green             | 540.047   | 121.224   | 568.863   | 129.271   | 587.075   | 135.549   |
|                           | WF blue              | -         | 114.876   | -         | 99.706    | -         | 93.274    |
| 12. Tormes                | WF green             | 203.610   | 35.205    | 216.054   | 37.975    | 222.521   | 39.899    |
|                           | WF blue              | -         | 50.863    | -         | 44.369    | -         | 42.386    |
| 13. Águeda                | WF green             | 68.991    | 1.870     | 73.058    | 2.027     | 74.732    | 2.103     |
|                           | WF blue              | -         | 3.363     | -         | 3.065     | -         | 2.984     |
| Total                     | WF green             | 3.678.547 | 581.671   | 3.851.493 | 620.182   | 3.936.387 | 646.968   |
|                           | WF blue              | -         | 604.786   | -         | 532.761   | -         | 501.378   |
|                           | CWU Total            |           | 4.865     |           | 5,004     |           | 5,084     |

Related to the management system, difference in rainfed crops reach 7% (3,678 in *Low* versus 3,936 Mm<sup>3</sup> in the *High* scenario); while deviation in irrigated farms is lower than 3%. The green/blue ratio is also affected by TAWC, reaching from 56% in the *High* scenario to 49% in the *Low*. This is because the reduction of green water consumption for the *low* scenarios – less water available in the soil-, is compensated with an increase in the irrigation water demand.

#### 4 Discussion

The WF values obtained by the CWUModel for cereals in Duero river basin are in concordance with the WF values proposed by Mekonnen *et al.* (2011) for the Douro river basin. They found a total WF of 13,943 Mm<sup>3</sup>/yr (87% green and 13% blue). In case of cereal crops (wheat, barley, oat and maize) the total WF was established as 7,024 Mm<sup>3</sup> (88% green and 12% blue). These values relate to the whole basin – Spain and Portugal-, therefore they cannot be compared directly. In case of wheat, Mekonnen reported a WF of 2,248 Mm<sup>3</sup>/yr (97% green, 3% blue) versus 1,612 (96% green, 4% blue) obtained in this study. For barley the differences are higher: 3,290 Mm<sup>3</sup>/yr (91% green, 9% blue) versus 2,410 (94% green, 6% blue). Maize has a total water consumption of 925 Mm<sup>3</sup>/yr (48% green, 52% blue) in Mekonnen's study, versus 598 (38% green, 62% blue) in our study. Finally the WF of oats is reported as 297 Mm<sup>3</sup>/yr (94% green, 6% blue) compared with 326 Mm<sup>3</sup>/yr (94% green, 6% blue) found with the CWUModel. Other studies also provide information about the river basin. Rodriguez-Casado *et al.* (2008) found a total WF of 4,331 Mm<sup>3</sup> (50% green, 50% blue) for all crops in the river basin. Camarero *et al.* (2011) estimate the WF of the Duero basin at municipal level, finding a total WF of 5,084 Mm<sup>3</sup>. None of these studies are based on a spatially explicit water balance.

The CWUModel results have been compared with the WF per ton of crop proposed by Mekonnen and Hoekstra (2011) for cereals in the region of Castile and Leon (Table 4). The WF of the Mekonnen study is always higher, with a deviation of: wheat, 30%; barley, 26%; oat, 2%; maize, 4% (table 4). The reduced scale of the CWUModel, which uses more local input values, suggests a fine quality of the

estimations. However, as outlined by Mekonnen and Hoekstra (2010), the model outputs are sensitive to soil variables and the crop calendar. Siebert and Döll(2010) regard the TAWC and statistical information of yield to be the most important sources of uncertainty of the results. For the CWUModel, the most local values available have been used, which might reduce uncertainty.

*Table 4. Comparison of WF of different cereals in Duero water basin in m<sup>3</sup>/ton computed by CWUmodel (CWUM) and by Mekonnen and Hoekstra (M&H) (2011) for Castile and Leon region*

|                  | (m <sup>3</sup> /ton) | Wheat |       | Barley |       | Oat   |       | Maize |     |
|------------------|-----------------------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-----|
|                  |                       | CWUM  | M&H   | CWUM   | M&H   | CWUM  | M&H   | CWUM  | M&H |
| WF green         |                       | 932   | 1,357 | 742    | 1,357 | 1,417 | 1,441 | 251   | 352 |
| Weighted Average | WF Blue               | 35    | 28    | 14     | 28    | 84    | 91    | 417   | 340 |
|                  | WF Total              | 967   | 1,385 | 756    | 1,385 | 1,501 | 1,532 | 668   | 692 |
| Deviation (%)    |                       | 30    |       | 26     |       | 2     |       | 4     |     |

The water consumption of a crop is scarcely influenced by water management. The use of irrigation water implies an increase of water consumption by crops, but at the same time the yield also rises (Hoff *et al.*, 2010). Siebert *et al.* (2010) found on the contrary that irrigated crops have a virtual water consumption, which is 15% lower than rainfed crops. A similar result was found by Liu *et al.*(2007) using the GEPIC model. Here wheat exhibited lower water consumption in case it was managed in an irrigation system. Other models, like IMPACT (Rosegrant *et al.*, 2008), reported a 10% higher water use of rainfed crops in comparison to irrigated farming. In our study, the differences between the amounts of virtual water are slightly higher when comparing different management strategies, reaching 18% and 16% of deviation in case of barley and oat. A trend in the water use related to the management system is not found. Rainfed water consumption was higher for some crops, such as wheat and oat, while lower for the others. The use of statistical yield instead of computed values as other authors, could be the answer.

TAWC is essential to estimate the CWU, especially in case of irrigated crops. The total CWU in irrigated farming is almost the same for the different soil types, since

water not provided by precipitation will be added with irrigation. The relation between green and blue water amounts is the component, which is most affected by the soil type, reaching up to 7% deviation. The use of high TAWC values could lead to an underestimation of the true needs of blue water.

These first results document the importance of green water in the production of cereals in the Duero Basin. Moreover, as reported by Aldaya *et al.* (2010), green water has a strategic value when looking at the international commodity trade. According to Hoff *et al.* (2010), the amount of green water used to produce food is about 4-5 times higher than the amount of blue water, at global scale. In the Duero river basin grain of about 7 million tons are produced in total (5.4 in rainfed areas, 1.6 in irrigated areas). This underlines the importance of green water in this area. Here not only the grain produced under rainfed conditions is to mention, but also irrigated grain. Cereals are no exception, other typical Spanish crops, as olive, has as well a great green component (Salmoral *et al.*, 2011). That means, green water is an important component of the production chain, reducing the pressure on the water resources. However, rainfed crops are not free of environmental impacts. Gómez-Limón and Riesgo, (2009) performed an eco-efficiency analysis of 171 rainfed farms located in the Duero river basin. They found that most of the farms did not manage their inputs efficiently. They applied more fertilizer and pesticides than needed for the crops, which resulted in a higher risk of water pollution. Moreover, rainfed yield is related to the amount of rainfall during the growing season. This results in great production variability in Mediterranean climates, because they are characterized by erratic weather pattern (Diacono *et al.*, 2012). During the study period, the cereal rainfed production oscillated around 35% from year to year, whereas irrigated production remained relatively constant. Thus, the use of additional water helps to mitigate the effects of dry periods, although green water has a great importance for the cereal production in the Duero river basin.

With an overwhelming reliance on surface water resources, the irrigated efficiency for cereals is around 55% (Gómez-Limón, 2006). To provide the 550 Mm<sup>3</sup> of blue water demanded by cereals, the transfer of around 1,250 Mm<sup>3</sup> water from rivers and aquifers is needed. But thanks to the irrigation return flow and recharge, most of this



water returns to rivers and aquifers, or is used by natural vegetation (Mateos *et al.*, 1996). This decreases the pressure on local water resources.

As Gomez-Limon *et al.* (2009) reported, the new water-pricing policy required by the European Water Framework Directive (WFD), based in the cost recovery principle, could cause a reduction of blue water consumption. This is due to the predominance of extensive crops, with low profitability and heavy dependence on subsidies. Gallego-Ayala and Gómez-Limon (2011) examined some scenarios with different crop prices and subsidy policies. They find a common trend towards replacing irrigated for extensive or rainfed crops. However, this potential reduction of water use could be possibly cancelled out by an increase in crop water demand due to climate change. Small changes in the climatic conditions might cause an increase of 5 – 11% of potential evapotranspiration in the whole river basin (cf. Moratiel *et al.*, 2011).

## **5 Conclusions**

The CWUModel has been developed to estimate the WF in the Duero river basin. Naturally the same methodology can be applied to any other river basin, at least within the Iberian Peninsula. The CWUModel is designed for regional scale studies and works at a lower scale than other (global) models. However, as regional information is not always available, an adequate rescaling of the available data is necessary for obtaining an accurate model.

A truthful knowledge of crop variables such as its location, surface extension and the planting date is important to obtain solid results. Generating crop location maps based on land use maps and statistical information improves the accuracy of the results. Crop location maps make the model more dynamic, as they reflect annual fluctuations in crop surface and production, making it possible to account for temporal variation of the crop's water use.

The SIMPA model provides monthly estimates of climatic variables, which are ready to use in environmental modelling, and important in the calculation of the hydraulic balance. Daily data can be generated by rescaling the model outputs by

means of linear interpolation (i.e. PET) or by means of stochastic models. This last approach, used in the generation of randomized daily precipitation series, is a useful tool to generate serial data in case interpolation does not lead to adequate results. The use of (rescaled) model outputs is a way to circumvent the problem of missing observations (New *et al.*, 2002). The rescaling of the monthly data to daily data shows good results, especially because we calibrated the stochastic model on the available daily observation series. The accuracy of the daily precipitation, however, depends on the accuracy of the monthly precipitation simulations ( $P$ ) of the SIMPA model.

Furthermore, hydraulic properties of the soil should be taken into account. The lack of high-resolution edaphologic information significantly affects the precision of the results. Differences of green/blue water consumption ratio of up to 7% are found, depending on the criterion used. Running the models with a range of TAWC values can improve the accuracy of the models. However, this also increases computer time.

The calculation of the WF by spatial water balance models, rather than by models with a national or regional resolution, provides more accurate results: The spatial distribution of the data, such as climatic or soil variables, is considered. Administrative boundaries moreover rarely coincide with hydrographical boundaries. Hence, such models improve the basin-level analysis and allow analysing the results in the spatial context.

The results obtained with the CWUmodel resemble the results obtained by Mekonnen and Hoeskstra for the same study area, with variations in both the WF of the crop, and the WF of the entire basin. However, the accuracy of this study is increased by improving the resolution of the water balance cells and the input data entered.

Finally, this tool could be used by the hydrographical confederation to comply with the mandate of the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment, which stipulates the obligation to include a water foot print analysis in the “River Basin Plans” established by the Water Framework Directive (Garrido *et al.*, 2010).

## **Acknowledgments**

We are grateful to Victor Arqued, ex-director of the water planning office of Hydrologic Confederation of the Duero river basin to assist in the development of this study and for his advice. We are also indebted to Elena de Miguel, Fernando Fernandez and Guillermo Fernandez who have improved the structure of the paper. We also thank to the reviewer comments that improve the manuscript.

## **References**

- Aldaya, M. M., J. A. Allan and A. Y. Hoekstra (2010) Strategic importance of green water in international crop trade, *Ecological Economics* 69(4): 887-894.
- Aldaya, M. M., P. Martinez-Santos and M. R. Llamas (2010) Incorporating the Water Footprint and Virtual Water into Policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain, *Water Resources Management* 24(5): 941-958.
- Allan, J. A. (1993) Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydropolitical futures would be impossible, in ODA (ed.), *Priorities for water resources allocation and management*, London: 13-26.
- Allan, J. A. (1994) Overall perspectives on countries and regions, in P. Rogers and P. Lydon (ed.), *Water in the Arab World: perspectives and prognoses*, Harvard University Press, Massachusetts: 65-100.
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes and M. Smith (1998). *Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements*. Irrigation and Drainage Papers Rome, FAO. 56.
- Álvarez, J., A. Sánchez and L. Quintas (2005) SIMPA, a GRASS based Tool for Hydrological Studies, *International journal of geoinformatics* 1. (1).
- Camarero, F., J. A. Sotelo, J. Olcinas, A. Tolón, J. M. García-Alvarado, X. Bolívar Lastra, F. Gracia-Quiroga, M. Sotelo and I. Sotelo (2011) *Huella hídrica, desarrollo y sostenibilidad en España*, Madrid, Fundación Mapfre.
- Carrera-Hernández, J. J. and S. J. Gaskin (2007) Spatio temporal analysis of daily precipitation and temperature in the Basin of Mexico, *Journal of Hydrology* 336(3-4): 231-249.
- Castellvi, F., I. Mormeneo and P. J. Perez (2004) Generation of daily amounts of precipitation from standard climatic data: a case study for Argentina, *Journal of Hydrology* 289(1-4): 286-302.

- Chapagain, A. K. and A. Y. Hoekstra (2003). Virtual water flows between nations in relation to trade livestock and livestock products. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE. Delft, The Netherlands. 13.
- Chapagain, A. K. and A. Y. Hoekstra (2004). Water footprints of nations. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE. Delft, The Netherlands. 16.
- Custodio, E. and M. R. Llamas (1983) Groundwater hidrology, Barcelona.
- DHC (2010). Hydrological Plan of the spanish Duero river Basin: public consultation. D. H. Confederation. Valladolid, Ministry of Agriculture, fishery and food.
- Diacono, M., A. Castrignano, A. Troccoli, D. De Benedetto, B. Basso and P. Rubino (2012) Spatial and temporal variability of wheat grain yield and quality in a Mediterranean environment: A multivariate geostatistical approach, *Field Crops Research* 131: 49-62.
- EEA (2005). Corine Land Cover. E. E. Agency, Commission of the European Communities.
- Estrela, T., F. Cabezas Calvo-Rubio and E. L. F. (1999) La evaluación de los recursos hídricos en el Libro Blanco del Agua en España, *Ingeniería del agua* 6(2): 125-138.
- EUROSTAT (2011). European regional yearbook on-line database, Eurostat European Comission, access: 20 June 2011.
- FAO (2011). AQUASTAT on-line database, Food and Agriculture Organization of the United Nations, last access: 30 June 2011.
- Gallego-Ayala, J. and J. A. Gomez-Limon (2011) Future scenarios and their implications for irrigated agriculture in the Spanish region of Castilla y Leon, *New Medit* 10(1): 4-16.
- Garrido, A., M. R. Llamas, C. Varela-Ortega, P. Novo, R. Rodrigez-Casado and M. M. Aldaya (2010) Water footprint and virtual water of Spain, New York, Springer.
- Geng, S., F. Devries and I. Supit (1986) A SIMPLE METHOD FOR GENERATING DAILY RAINFALL DATA, *Agricultural and Forest Meteorology* 36(4): 363-376.
- Gómez-Limón, A. (2006). Agua y Regadío en el Duero. Congreso homenaje al Duero y sus ríos: memoria, cultura y porvenir. Salamanca, Fundación Nueva Cultura del Agua.
- Gomez-Limon, J. A. and L. Riesgo (2009) Alternative approaches to the construction of a composite indicator of agricultural sustainability: An application to irrigated agriculture in the Duero basin in Spain, *Journal of Environmental Management* 90(11): 3345-3362.
- Hoekstra, A. Y. and A. K. Chapagain (2008) Globalization of water: sharing the planet's freshwater resorces, Oxford, Blackwell Publishing.
- Hoekstra, A. Y., A. K. Chapagain, M. M. Aldaya and M. M. Mekkonen (2011) The water footprint assesment manual: Setting the global standard, London, Earthscan.
- Hoff, H., M. Falkenmark, D. Gerten, L. Gordon, L. Karlberg and J. Rockstrom (2010) Greening the global water system, *Journal of Hydrology* 384(3-4): 177-186.

- IGN (2011). Occupation of Land Information System in Spain: technical paper National Geographic Institute of Spain.
- INE (2008). Survey on water use in agriculture, National Statistical Institute of Spain.
- INE (2012). Agrarian Census, National Statistical Institute of Spain, last access: 10 January 2012.
- Ji, F., M. Littleboy and G. Summerell (2009) Water Balance Modelling - Impact of land use, soil properties and rainfall seasonality, Nedlands, Univ Western Australia.
- Liden, R. and J. Harlin (2000) Analysis of conceptual rainfall-runoff modelling performance in different climates, *Journal of Hydrology* 238(3-4): 231-247.
- Liu, J., J. R. Williams, A. J. B. Zehnder and H. Yang (2007) GEPIC - modelling wheat yield and crop water productivity with high resolution on a global scale, *Agricultural Systems* 94(2): 478-493.
- Liu, J. G. (2009) A GIS-based tool for modelling large-scale crop-water relations, *Environmental Modelling & Software* 24(3): 411-422.
- Liu, J. G. and H. Yang (2010) Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: Green and blue water, *Journal of Hydrology* 384(3-4): 187-197.
- Liu, Y. H., W. C. Zhang, Y. H. Shao and K. X. Zhang (2011) A comparison of four precipitation distribution models used in daily stochastic models, *Advances in Atmospheric Sciences* 28(4): 809-820.
- Lopez-Gunn, E., P. Zorrilla, F. Prieto and M. R. Llamas (2012) Lost in translation? Water efficiency in Spanish agriculture, *Agricultural Water Management* 108(0): 83-95.
- MAPYA (2002) Timing of planting, harvesting and marketing: 1996-1998 years, Madrid, Spanish Ministry of agriculture fisheries and food.
- MARM (2010). Statistical Yearbook of Agriculture on-line database, Spanish Ministry of agriculture fisheries and food, last access: 20 february 2012.
- Mateos, L., E. Federes and A. Losada (1996). Eficiencia del riego y modernización de regadíos. XIV Congreso Nacional de Riegos. . Almería, Asociación Española de Riegos y Drenajes.
- Mekonnen, M. M. and A. Y. Hoekstra (2010) A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat, *Hydrology and Earth System Sciences* 14(7): 1259-1276.
- Mekonnen, M. M. and A. Y. Hoekstra (2011) The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15(5): 1577-1600.
- Molden, D. (2007) *Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture*, London, UK, Earthscan.

- New, M., D. Lister, M. Hulme and I. Makin (2002) A high-resolution data set of surface climate over global land areas, *Climate Research* 21(1): 1-25.
- Panagos, P., M. Van Liedekerke, A. Jones and L. Montanarella (2012) European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements, *Land Use Policy* 29(2): 329-338.
- Parris, K. (2010) *Sustainable Management of Water Resources in Agriculture*, Paris, OECD.
- Posada, D. and T. R. Buckley (2004) Model selection and model averaging in phylogenetics: Advantages of akaike information criterion and Bayesian approaches over likelihood ratio tests, *Systematic Biology* 53(5): 793-808.
- Rodríguez Casado, R., A. Garrido, M. R. Llamas and C. Varela-Ortega (2008). La huella hidrológica de la agricultura española. *Papeles de Agua Virtual Santander*.
- Rosegrant, M. W., S. Msangi, C. Ringler, T. B. Sulser, T. Zhu and S. A. Cline (2008) *International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade (IMPACT): Model Description.*, Washington, DC., International Food Policy Research Institute.
- Salmoral, G., M. M. Aldaya, D. Chico, A. Garrido and M. R. Llamas (2011) The water footprint of olives and olive oil in Spain, *Spanish Journal of Agricultural Research* 9(4): 1089-1104.
- Schuol, J. and K. C. Abbaspour (2007) Using monthly weather statistics to generate daily data in a SWAT model application to West Africa, *Ecological Modelling* 201(3-4): 301-311.
- Siebert, S. and P. Döll (2010) Quantifying blue and green virtual water contents in global crop production as well as potential production losses without irrigation, *Journal of Hydrology* 384(3-4): 198-217.
- UN (2004) *World population to 2300*, New York, United Nation.
- USDA (1997) *Sprinkler irrigation*, in U. S. D. o. Agriculture (ed.), *National Engineering Handbook*, Washington, D. C.
- Wilks, D. S. (1999) Interannual variability and extreme-value characteristics of several stochastic daily precipitation models, *Agricultural and Forest Meteorology* 93(3): 153-169.
- Wilks, D. S. and R. L. Wilby (1999) The weather generation game: a review of stochastic weather models, *Progress in Physical Geography* 23(3): 329-357.
- Xu, C. Y. and V. P. Singh (1998) A Review on Monthly Water Balance Models for Water Resources Investigations, *Water Resources Management* 12: 31-50.

## Appendix 1 Precipitation daily data generator

A complete description of the methodology used to develop the precipitation daily generator is showed below. This model was used to create a complete daily precipitation dataset, which is needed as input for the water balance equations.

We used daily information from 41 weather stations, located in the Duero basin, for a 2000-2011 year period (Figure Ap1.1) to fit the parameter of the precipitation generator. Subsequently, the monthly data provided by SIMPA were used to generate the daily data. The process of generation of daily data is based on 2 steps: First the occurrence of wet days is estimated, and then the precipitation volume for each wet day is derived. In both steps several stochastic models have been tested and the best suiting one has been chosen, which the one that best represents basin precipitation data.

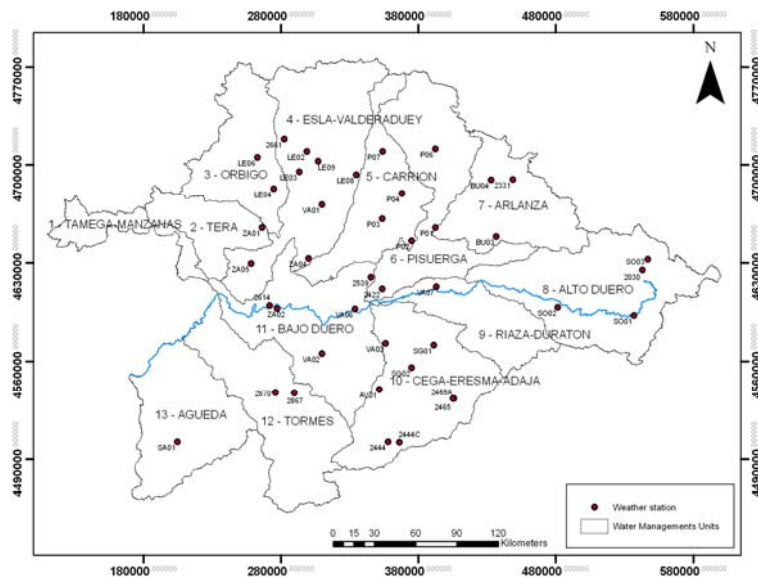


Figure Ap1.1. Weather station distribution.

### Appendix1.1. Occurrence of wet days

A first order Markov chain was used to describe the occurrence of precipitation - see for example Castellvi *et al.* (2004)- . Two transition probabilities are needed to

implement it. The probability of a wet day after a dry day ( $p_{01}$ ) and the probability of a wet day after a wet day ( $p_{11}$ ). A wet day is defined as a day with a total precipitation higher than 0,1 mm. These probabilities are related to the frequency of wet days in a month ( $f_w$ ) (Castellvi *et al.*, 2004).

To find a relation between  $f_w$  and the total precipitation amount in a month ( $P$ ), several link models have been tried, see Eq. (5) (Castellvi *et al.*, 2004; Schoul and Abbaspour, 2007). The relation has been fitted to the 41 stations with daily precipitation and to all months. It is thus assumed that the relation of frequency of wet days and precipitation amount is the same for the whole year. However, the further analysis is done separately for each month, because precipitation has strong seasonal variations. The models parameters were estimated by fitting a linear model. The best model has been identified by using the Akaike Information Criterion (AIC) and Bayesian Information Criterion (BIC) for models with different degrees of freedom (Posada and Buckley, 2004) and the same predictand, and by comparing the amount of explained variance of the data. All the statistical analysis was implemented with R software.

$$\begin{aligned}
 f_w &= c_1 (\ln(P))^{c_2} && \text{(model f1)} \\
 f_w &= c_1 P^{c_2} && \text{(model f2)} \\
 f_w &= c_2 P && \text{(model f3)} \\
 f_w &= c_1 + c_2 P && \text{(model f4)} \\
 f_w &= c_1 + c_2 P + c_3 P^2 && \text{(model f5)}
 \end{aligned}
 \tag{Ap1}$$

where  $c_1$ ,  $c_2$  and  $c_3$  are site-specific coefficients. To define the transition probabilities  $p_{01}$  and  $p_{11}$ , models proposed by Castellví *et al.* (2004) and Schoul and Abbaspour (2007) have been tried:

$$\begin{aligned}
 p_{01} &= c_4 + c_5 f_w && \text{(model } p_{01}1) \\
 p_{0,1} &= c_5 f_w && \text{(model } p_{01}2)
 \end{aligned}
 \tag{Ap2}$$

where  $c_4$ , and  $c_5$  are site-specific coefficients. The best model has been identified in the same way as for the  $f_w$ . Once the best description has been found,  $p_{11}$  is



calculated according to the corresponding equation listed in Eq. (Ap3).

|   |                       |
|---|-----------------------|
| $\rho_{11} = 1 - c_5 + \rho_{01}$   | (model $\rho_{11}1$ ) |
| $\rho_{11} = 1 - c_5(1 - f_w)$  | (model $\rho_{11}2$ ) |
| $\rho_{11} = \begin{cases} 0.05 & \text{if } \rho_{01\text{est}} > \frac{f_w}{1 - f_w} \\ 1 - c_5(1 - f_w) - c_4 \frac{(1 - f_w)}{f_w} & \text{if } \rho_{01\text{est}} \leq \frac{f_w}{1 - f_w} \end{cases}$ | (model $\rho_{11}3$ ) |

Appendix1.2 Amount of precipitation

To model the amounts of precipitation, a Gamma distribution is used as commonly done to model daily precipitation data (Geng *et al.*, 1986). The density function  $g()$  of a two parameter Gamma function is:

$$g(R, \alpha, \beta) = \frac{(R/\beta)^{\alpha-1} e^{-R/\beta}}{\beta \Gamma(\alpha)} \tag{Ap4}$$

Here R is the daily amount of precipitation and  $\Gamma()$  is the Gamma function.  $\alpha$  denotes the shape and  $\beta$  the scale parameter of the Gamma distribution which are related to the mean ( $\bar{x}$ ) and the variance ( $s^2$ ) of the data by the following expressions:

$$\beta = \frac{s^2}{\bar{x}} \quad \alpha = \frac{\bar{x}^2}{s^2} \tag{Ap5 and Ap6}$$

This relation is approximated by using the expected daily precipitation  $\mu$ , where  $\mu_m$  in moth is obtained by

$$\mu_m = \frac{P}{f_w k} \tag{Ap7}$$

where  $k$  is the number of days in a month.

### 34/ Appendix 1

To estimate the  $\beta$  value, two models more were thus tested. The last one is adapted for dry month (Castellvi *et al.*, 2004):

$$\begin{aligned}\beta_m &= c_6 + c_7 \mu_m && \text{(model } \beta 1) \\ \beta_m &= \mu_m^{c_8} && \text{(model } \beta 2)\end{aligned}\tag{Ap8}$$

where  $c_6$ ,  $c_7$  and  $c_8$  are site-specific coefficients. The Gamma distribution has been fitted by means of maximum likelihood estimation to all daily wet-day series in each month and for each station separately. The goodness-of-fit of the suited Gamma distribution has been verified by using a Kolmogorov Smirnov test and the Anderson-Darling test. The second one test gives more weight to the tails of the distribution than the Kolmogorov-Smirnoff test. The distribution of the statistics has been obtained by Monte-Carlo simulations, because for the test fitted parameters are used.

#### Appendix 1.3 Evolution in time

The transition probabilities  $p_{01}$  and  $p_{11}$  are at last derived from the monthly total amount of precipitation  $P$ . We assume that the relations between the frequency of wet days  $f_w$  and  $P$  and between  $p_{01}$  and  $p_{11}$  and  $P$  stay constant over the whole years, that is the parameters  $c_1$ ,  $c_2$ , etc. do not change. Regarding the amount of precipitation, the scale parameter  $\beta$  and shape parameter  $\alpha$  of the Gamma distribution are estimated for each month separately, but over the whole years too. However, since all parameters depend on  $P$ , a potential trend in precipitation in the dynamic SIMPA data will transfer to the generated daily precipitation.

#### Appendix 1.4 Precipitation generation

Assuming a first-order Markov chain for the occurrence of precipitation, we generate precipitation as follows at a certain grid cell for the average 2001-2008 period:

1. From the outputs of the dynamical model SIMPA, the monthly total precipitation  $P$  is derived,

2. By using  $P$  and the best suiting models from Eqs. (Ap1), (Ap2), (Ap3), and (Ap8), the transition probabilities  $p_{01}$ ,  $p_{11}$ , the monthly frequency of wet days  $f_w$  and the scale and shape parameter of the Gamma distribution are derived.
3. By using the first order Markov assumptions, the transition probabilities  $p_{01}$ ,  $p_{11}$ , and draws from a uniform distribution, the binary series of wet-day-occurrence and no-wet-day-occurrence are obtained at each grid point.
4. Then for each wet day and grid point, we draw from a Gamma distribution with the estimated parameters to derive the amount of precipitation.



# **A methodology to assess long term effect of land use change on annual runoff and infiltration rates in semi-arid areas. An application to Mar Menor catchment (Spain)**

**Carlos Dionisio Pérez Blanco<sup>a,b</sup>, *Christophe Viavattene*<sup>c</sup>, *Carlos Mario Gómez Gómez*<sup>a,b</sup>**

<sup>a</sup>Universidad de Alcalá de Henares. Plaza de la Victoria, 2. 28802 Alcalá de Henares, Madrid (Spain).

<sup>b</sup>IMDEA Water Foundation, c/ Punto net, edificio Zye, 2º Planta, Alcalá de Henares, 28805, Spain.

<sup>c</sup>Flood Hazard Research Center (FHRC), Middlesex University. Middlesex University Trent Park campus, Bramley Road, N14 4YZ, London, United Kingdom.

## **Abstract**

Quantification of available water resources is a crucial point in any water management plan. In arid catchments such as those of south eastern Spain this task is particularly difficult as a result of precipitation variability along time. Under these conditions a primary goal of water management in these areas is maintaining a long term balance of water resources.

This paper presents a GIS based model that first allows the estimation and assessment of long term annual runoff rates according to different land use values; then, using evapotranspiration values obtained from different aridity index-based methodologies and based on the soil water balance equation it also estimates the long term annual infiltration rates and thus aquifer depletion risk. The model is illustrated with an application in the south eastern Spanish catchment of Mar Menor (Segura River Basin) for the years 1990, 2000 and 2006.

**Keywords:** *Land use and land use change, GIS, runoff, soil water balance equation, aquifer recharge.*

## 1 Introduction

Quantification of available water resources is a crucial point in any water management plan. In arid and semi-arid catchments such as those of south eastern Spain this task is particularly difficult as a result of precipitation variability along time. Under these conditions a primary goal of water management is maintaining a long term balance of water resources (Contreras, 2008).

In many of these catchments unpredictability of rainfall events and the lack of perennial rivers make the economy to rely heavily on groundwater resources, although surface water is usually still the main resource. This is the case of the Segura River Basin (SRB)<sup>1</sup> and its Mar Menor sub-basin in south eastern Spain (EC, 2000; Scanlon et al., 2006; Andreu et al., 2011). A proper understanding of the long term balance of water resources requires then an in depth assessment of surface and groundwater dynamics.

According to the soil water balance equation long term infiltration and runoff rates are restricted by precipitation (water availability) and evapotranspiration (Scanlon et al., 2002; Carter and Driscoll, 2006). This is especially true in dry areas such as the SRB, where low precipitation and high evapotranspiration heavily burden runoff and infiltration rates. The aridity index ( $\varphi$ ), which is broadly used to obtain the annual evapotranspiration to precipitation ratio (ET/P), has an average value in the area of study of 3.72 for the period 1944-2008 (AEMET, 2011; MARM, 2011), indicating a semi-arid region ( $5 > \varphi \geq 2$ ) (Ponce et al., 2000); these annual aridity indexes result in expected ET/P between 96.1% and 97.9%, according to different methodologies (Schreiber, 1904; Ol'dekop, 1911; Budyko, 1951; Pike, 1964) (see results). Under these climatic conditions potential for runoff generation and groundwater recharge is low.

---

<sup>1</sup> In the SRB disposable renewable water resources come mostly from either groundwater (16.4%) or surface sources (68.3%), which can be own (36.1%) or imported from the Tagus River Basin (32.2%). During drought events, the percentage of groundwater demand can dramatically increase. Alternative sources such as desalted (6.1%) and wastewater (9.2%) have a growing relevance but are still costly and negligible (CHS, 2008).

Generation of runoff is determined by rainfall and the hydromorphological characteristics of the basin: soil, slope and land use and management (Olang and Fürst, 2011). As soil and slope can be assumed to not show significant modifications even in the long term, Land Use and Land Use Change (LULUC) is the main factor determining runoff change along time (Kirkby et al., 2005; Dalen et al., 2008), and thus also groundwater recharge rate. The hypothesis of this paper is that intense land use change during the last two decades has resulted in an increased runoff and a reduced groundwater recharge in the SRB.

The study is illustrated with an application to the Mar Menor catchment in the SRB. Mar Menor is a good example of an intense LULUC -especially during the last decade of economic boom (1996-2008), showing an increase of urban areas and a decrease of forests, shrublands and transition zones. This means a progressive substitution of relatively permeable landscape by more impervious land uses and a potential source for runoff increase, and thus reduced aquifer recharge rates.

Mar Menor is also one of the most profitable and water intensive agricultural areas of Spain (CHS, 2007), with production levels well over 20,000 kg/ha in several irrigated crops such as orange tree or peach tree (Pérez *et al.*, 2011). As a result, in the period considered there has also been a replacement of non-irrigated crops by the more profitable irrigated lands (mainly herbaceous) with agricultural practices that also contribute to increase runoff (such as plantations in rows following the slope) (García *et al.*, 2007; Camarasa *et al.*, 2006). As a result of such trends irrigated crops have increased by 10% in the period 1990-2006 (Figure 1).

This paper presents a GIS based model that first allows the estimation and assessment of long term annual runoff rates according to different land uses; then, using evapotranspiration values obtained from different aridity index-based methodologies and the soil water balance equation it also estimates the long term annual infiltration rates and its evolution, which shows additional aquifer depletion risk from the supply side. The model is illustrated by an application on the south eastern Spanish catchment of Mar Menor (Segura River Basin) for the periods 1990-2000 and 2000-2006.

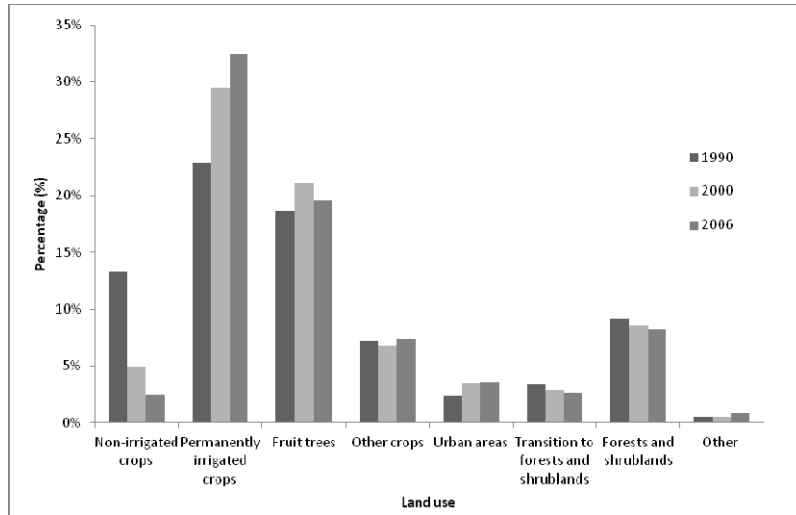


Figure 1: Land use and land use change in the Mar Menor catchment, 1990-2006.

## 2 Methodology

The soil water balance equation establishes that the annual sum of evapotranspiration (ET), runoff (R) and change in moisture storage in snow<sup>2</sup> plus groundwater recharge through precipitation ( $GWR_P$ ) must be equal to annual precipitation (P) (Arora, 2000):

$$P = ET + R + GWR_P \quad (1)$$

Variables in equation [1] are obtained in the next three sections. In section 2.1 long term annual rainfall and the likelihood of different rainfall events are obtained through a stochastic analysis of historical data following Gómez and Pérez (2012); then, corresponding runoff rates for every precipitation event are obtained for the years where georeferenced data is available (1990, 2000, 2006). In section 2.2 long term evapotranspiration is defined and obtained from yearly aridity indexes series

<sup>2</sup> In the coastal plain of Mar Menor and in general in the whole south eastern Spain moisture in snow deposits can be safely assumed to be zero, so  $\Delta S = GWR_P$ .



( $\phi=ET_0/P$ ) through different methodologies, which finally allows the estimation of groundwater recharge rates in section 2.3.

### *2.1 Rainfall and runoff generation*

Two main factors determine the runoff generation in a basin: precipitation and basin characteristics. The intensity and distribution of rainfall are the inputs of the system, while hydromorphological characteristics of the basin, land use, slope and humidity antecedents regulate the generation of runoff for a certain rainfall event (Yair, 1985; US ACE, 1998; De Smedt et al., 2000; Maidment et al., 2000; Fiorentino et al., 2007). Thus, basin characteristics determine the minimum amount of rainfall needed to start generating a flow of runoff ( $P_0$ ; Témez, 1978), or alternatively the percentage of rainfall which contributes to runoff generation or curve number (CN; NRCS, 1986). Although both methods are currently in use, bibliographical review of case studies in Spain shows a predominance of empirical methods that rely on the local  $P_0$  values as obtained by Témez (1978, 1991) (García et al., 2007; Camarasa et al., 2006; Olivares, 2004; Ferrer, 2002; Almorox et al., 2001; Bescós and Camarasa, 2000). Empirical methods based on  $P_0$  values estimate runoff generation ( $Q_i$ ) for a given precipitation event  $i$  ( $P_i$ ) as follows:

$$\begin{aligned}
 Q_i &= 0 && \text{for} && Q_i < P_0 \\
 Q_i &= \frac{P_i - P_0}{P_i + 4P_0} && \text{for} && Q_i \geq P_0
 \end{aligned}
 \tag{2}$$

Where the  $P_0$  value is obtained from the hydromorphological characteristics of the basin (hydrologic soil group), land use and management (hydrological condition) and slope and is adjusted to humidity antecedents: I (dry), II (medium) and III (wet). For the region of Murcia where Mar Menor is located, this adjustment parameter is 4 (MOPU, 1990).  $P_0$  values used in the study are displayed in the following table.

Table 1. Reference  $P_0$  values

| Land use  | Slope | Hydrological condition        | $P_0$ for hydrologic soil group |    |    |    |
|---|-------|-------------------------------|---------------------------------|----|----|----|
|   |       |                               | A                               | B  | C  | D  |
| <i>Agricultural and forest land uses</i>                                  |       |                               |                                 |    |    |    |
| Fallow land   | ≥3    | R <sup>5</sup>                | 15                              | 8  | 6  | 4  |
|   |       | N <sup>6</sup>                | 17                              | 11 | 8  | 6  |
| Crops in row <sup>1</sup>   | ≥3    | R/N                           | 20                              | 14 | 11 | 8  |
|   |       | R                             | 23                              | 13 | 8  | 6  |
| Winter cereals <sup>2</sup>   | ≥3    | N                             | 25                              | 16 | 11 | 8  |
|   |       | R/N                           | 28                              | 19 | 14 | 11 |
| Poor crops rotation <sup>3</sup>  | ≥3    | R                             | 29                              | 17 | 10 | 8  |
|   |       | N                             | 32                              | 19 | 12 | 10 |
| Dense crops rotation <sup>4</sup>   | ≥3    | R/N                           | 34                              | 21 | 14 | 12 |
|   |       | R                             | 26                              | 15 | 9  | 6  |
| Meadows   | ≥3    | N                             | 26                              | 17 | 11 | 8  |
|   |       | R/N                           | 30                              | 19 | 13 | 10 |
| Regular trees plantation  | ≥3    | R                             | 37                              | 20 | 12 | 9  |
|   |       | N                             | 42                              | 23 | 14 | 11 |
| Forests, shrublands and transition areas                                  | ≥3    | R/N                           | 47                              | 25 | 16 | 13 |
|   |       | Poor                          | 24                              | 14 | 8  | 6  |
| Urban land uses   | ≥3    | Medium                        | 53                              | 23 | 14 | 9  |
|   |       | Good                          | -                               | 33 | 18 | 13 |
| Open space (lawns, parks, golf courses, cemeteries, etc.)                 | ≥3    | Very good                     | -                               | 41 | 22 | 15 |
|   |       | Poor                          | 58                              | 25 | 12 | 7  |
| Paved parking lots, roofs, driveways, etc.                                | ≥3    | Medium                        | -                               | 35 | 17 | 10 |
|   |       | Good                          | -                               | -  | 22 | 14 |
| Streets and roads: paved, curbs and storm sewers (Excluding right of way) | ≥3    | Very good                     | -                               | -  | 25 | 16 |
|   |       | Poor                          | 62                              | 26 | 15 | 10 |
| Natural desert landscaping  | ≥3    | Medium                        | -                               | 34 | 19 | 14 |
|   |       | Good                          | -                               | 42 | 22 | 15 |
| Artificial desert landscaping   | ≥3    | Poor                          | -                               | 34 | 19 | 14 |
|   |       | Medium                        | -                               | 42 | 22 | 15 |
| Commercial and business   | ≥3    | Good                          | -                               | 50 | 25 | 16 |
|   |       | Very clear                    | 40                              | 17 | 8  | 5  |
| Industrial  | ≥3    | Clear                         | 60                              | 24 | 14 | 10 |
|   |       | Medium                        | -                               | 34 | 22 | 16 |
| Residential districts: average lot size: 0.05 ha                          | ≥3    | Thick                         | -                               | 47 | 31 | 23 |
|   |       | Very thick                    | -                               | 65 | 43 | 33 |
| Residential districts: average lot size: 0.1 ha                           | ≥3    | Poor                          | 24                              | 14 | 8  | 6  |
|   |       | Medium                        | 53                              | 23 | 14 | 10 |
| Residential districts: average lot size: 0.13 ha                          | ≥3    | Good                          | 79                              | 32 | 18 | 13 |
|   |       | -                             | 1                               | 1  | 1  | 1  |
| Residential districts: average lot size: 0.2 ha                           | ≥3    | Paved; curbs and storm sewers | 1                               | 1  | 1  | 1  |
|   |       | Paved-open ditches            | 10                              | 6  | 4  | 4  |
| Residential districts: average lot size: 0.4 ha                           | ≥3    | Gravel                        | 16                              | 9  | 6  | 5  |
|   |       | Dirt                          | 20                              | 11 | 8  | 6  |
| Residential districts: average lot size: 0.8 ha                           | ≥3    | -                             | 30                              | 15 | 9  | 7  |
|   |       | -                             | 2                               | 2  | 2  | 2  |
| Developing urban areas  | ≥3    | -                             | 6                               | 4  | 3  | 3  |
|   |       | -                             | 12                              | 7  | 5  | 4  |
| Water   | ≥3    | -                             | 15                              | 9  | 6  | 4  |
|   |       | -                             | 32                              | 17 | 10 | 8  |

<sup>1</sup> Crops in row: Irrigated crops such as vegetables, tomatoes, maize, cotton, potatoes, etc. Also fruit trees and other ligneous crops such as olive tree, almond tree and vineyards (although these area traditionally rainfed crops, in the south and south east of Spain they are increasingly irrigated).

<sup>2</sup> Winter crops: Rainfed crops such as wheat, alfalfa, rye and barley.

<sup>3</sup> Poor crops rotation: Crops rotated in a variable cycle (usually 2-7 years). Low density.

<sup>4</sup> Dense crops rotation: Crops rotated in a variable cycle (usually 2-7 years). High density.

<sup>5</sup> R: Plantations following maximum slope.

<sup>6</sup> N: Plantations following contour lines.

Source: Témez (1978, 1991) and US-ACE (1998)

For a known land use and its corresponding  $P_0$  values, each precipitation event generates a different runoff<sup>3</sup>. To obtain the probability with which a certain amount of runoff is generated in a single precipitation event we must know the probability of this precipitation event, that is the precipitation event Probability Density Function (PDF). Following McWorther et al. (1966) and Martin et al. (2001) we get this PDF for Mar Menor by adjusting a Gamma function (Table 2) to independent rainfall events<sup>4</sup> during 1944-2011 (AEMET, 2011). This way we assign a probability ( $y = z(p|\alpha, b)$ ) to every likely rainfall event ( $p$ ):

$$y = z(p|\alpha, b) = \frac{1}{b^\alpha \Gamma(\alpha)} p^{\alpha-1} \exp\left(-\frac{p}{b}\right) \quad (3)$$

*Table 2. Rainfall Gamma function, Mar Menor catchment. Dependent variable is mm of rainfall\**

| Variable            | Coefficient                  |
|---------------------|------------------------------|
| a (scale)           | 0.54 <sup>a</sup><br>(0.09)  |
| b (shape)           | 12.55 <sup>a</sup><br>(1.96) |
| No. of observations | 68                           |

\* Estimated by maximum likelihood. Standard errors in parentheses.  
a: significant at 1 per cent level.

<sup>3</sup> Pseudo distributed methods as the minimum rainfall or curve number models obtain net runoff once water accumulated in sinks and later on infiltrated is discounted (US ACE, 1998; Olivares, 2004), so runoff obtained should be regarded as effective runoff pouring to a relevant water body.

<sup>4</sup> A precipitation event is considered independent when there are no additional precipitation events in the preceding and following 24h. The long term number of annual precipitation events is obtained as the average of annual independent precipitation events for the period 1945-2010.

Equation [2] allows the calculation of runoff for every rainfall event, and equation [3] gives the probability of these rainfall events<sup>5</sup>. Combining both expected runoff generation for a single event is calculated ( $R(Q)$ ):

$$R(Q) = \int_{Q=0}^{358.1} Q_i \cdot z(P_i | a, b) \quad (4)$$

From equation [4] long term annual runoff ( $R_A(Q)$ ) is obtained as the product of  $R(Q)$  and the long term annual average of precipitation events (which in our period is 29.23). Also long term annual runoff rate ( $R_A(Q)/P$ ) can be obtained as the ratio of long term annual runoff to long term annual rainfall (which from [3] is estimated at 358.2 mm<sup>6</sup>).

## 2.2 Evapotranspiration

Evapotranspiration rates (ET/P) are obtained from yearly aridity indexes series ( $\phi=ET0/P$ )<sup>7</sup> through different methodologies (Schreiber, 1904; Ol'dekop, 1911; Budyko, 1951; and Pike, 1964)<sup>8</sup>. Following Carter and Driscoll (2006) we get long term evapotranspiration rates as the average for a large data series (1944-2008). According to the different methodologies applied average evapotranspiration rates values range between 94.14% and 96.1%<sup>9</sup> (Figure 2):

<sup>5</sup> PDF shows that the maximum independent event with a non-zero probability is 358.1 mm (almost as high as the long term total annual rainfall of 358.2 mm). AEMET (2011) does not consider for its statistics rainfall events of less than 0.1 mm.

<sup>6</sup> This estimation is the same for the three periods considered. Although there are different long term annual rainfalls if we consider the periods 1944-1990 (331.6 mm), 1944-2000 (321.6 mm) or 1944-2006 (321.9), most analysis demand periods more distant in time to each other in order to infer significant conclusions on rainfall pattern change.

<sup>7</sup> Annual potential evapotranspiration data is obtained from MARM (2011).

<sup>8</sup> See Arora (2000) for a detailed review of these methodologies.

<sup>9</sup> In spite of important LULUC no significant difference could be found between ET0 values in the period 1944-1990 and in 1944-2000 (an increase of 0.2%) and 1944-2006 (0.32% increase).

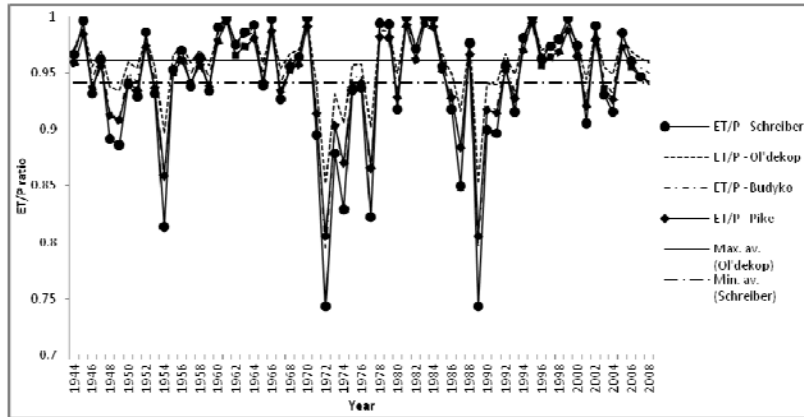


Figure 2: Evapotranspiration to precipitation ratio, 1944-2008.

### 2.3 Groundwater recharge

Once long term annual rainfall, runoff and evapotranspiration are known, we get an estimation of long term annual groundwater recharge rates through rainfall ( $GWR_P/P$ ) as the difference between rainfall and evapotranspiration and runoff ratios in the soil water balance equation [1]:

$$\frac{GWR_P}{P} = 1 - \frac{R_A(Q)}{P} - \frac{ET}{P} \quad (5)$$

Total groundwater annual recharge ( $GWR$ ) equals total water infiltration and can be measured as the addition of rainfall infiltration and returns from irrigation ( $GWR_{IRR}$ )<sup>10</sup> (CHS, 2008):

$$GWR = GWR_P + GWR_{IRR} \quad (6)$$

In many irrigated areas irrigation returns are the main source of aquifer recharge (CHS, 2008); however, in Mar Menor<sup>11</sup> annual recharge through irrigation returns is

<sup>10</sup> River basin infiltration and water transfer between aquifers are not considered as they are a consequence of pumping or direct transfers between basin aquifers (CHS, 2001, 2005 and 2008).

estimated at only 3.28 hm<sup>3</sup> and has remained in similar values during the period considered in our model (CHS, 2001 and 2008), being besides the main source of its nitrate pollution problems (200-300mg/l) (CHS, 2008).

### 3 Results

The methodology has been replied for the three different years for which spatial data was available in Mar Menor catchment: 1990, 2000 and 2006 (CHS, 2011). Land use change effect over  $P_0$  values in the period considered is shown in Figure 3.

With these values and following the methodology explained above long term annual runoff in Mar Menor in hm<sup>3</sup> and as a percentage of total precipitation is obtained in Table 3. *Long term annual runoff, evapotranspiration and groundwater rainfall recharge. Mar Menor, 1990-2000 and 2000-2006.* We also display the lower and upper bound estimates of long term annual evapotranspiration rates (belonging to Schreiber and Ol'dekop methodologies, respectively) and the resulting long term annual groundwater recharge estimates (GW/P) in hm<sup>3</sup> and as percentage of total precipitation.

Results show a continuous increase of runoff (from 4.19 hm<sup>3</sup> in 1990 to 7.17 hm<sup>3</sup> in 2006) as a result of land use change along the period considered. Even assuming a similar rainfall distribution and intensity to that of the last years, this will likely come out into a significant increase of exposure to catastrophic events in an area already prone to suffer flood events (EEA, 2010). Flood analysis in dry riverbeds of Mediterranean basins is available at length in the literature and mostly relies on similar spatial models, though short term oriented (García, Camarasa y Bellés, 2007; García et al., 2007; Olivares, 2004; Vélez, 2001).

---

<sup>11</sup> These figures are obtained from data referred to Campo de Cartagena hydrogeological unit, which occupies 83.75% of Mar Menor total surface. Main aquifers in the area of Mar Menor are La Naveta, Campo de Cartagena, Cabo Roig (all in Campo de Cartagena hydrogeological unit and showing an extremely overexploited condition), Triásico de Carrascoy (Carrascoy; extremely overexploited), Los Morales-Lorente and Lo Alto-La Pinilla (Mazarrón; overexploited) and the aquifers of Sierra de Cartagena hydrogeological unit.

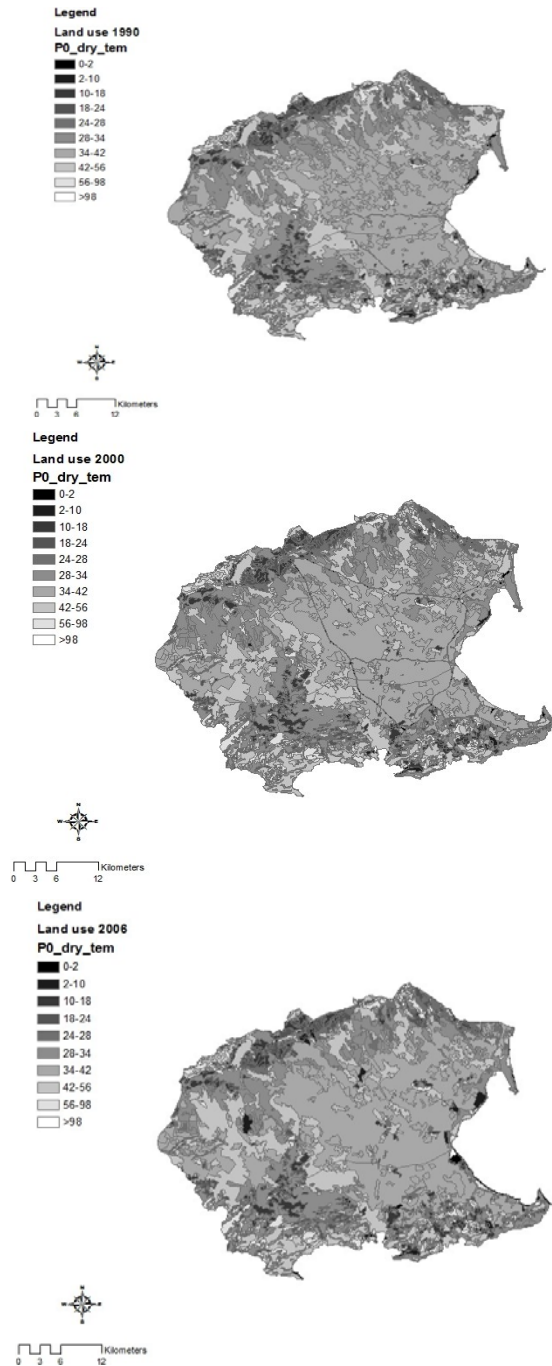


Figure 1.  $P_0$  values in Mar Menor catchment, 1990, 2000 and 2006.

Table 3. Long term annual runoff, evapotranspiration and groundwater rainfall recharge. Mar Menor, 1990-2000 and 2000-2006

|      |             | ET/P   | Q/P   | Q (hm <sup>3</sup> ) | GWP   | GW (hm <sup>3</sup> ) |
|------|-------------|--------|-------|----------------------|-------|-----------------------|
| 1990 | Lower bound | 94.14% | 0.74% | 4.19                 | 5.12% | 29.22                 |
|      | Upper bound | 96.10% |       |                      | 3.17% | 18.06                 |
| 2000 | Lower bound | 94.14% | 1.02% | 5.79                 | 4.84% | 27.62                 |
|      | Upper bound | 96.10% |       |                      | 2.89% | 16.46                 |
| 2006 | Lower bound | 94.14% | 1.26% | 7.17                 | 4.60% | 26.24                 |
|      | Upper bound | 96.10% |       |                      | 2.65% | 15.08                 |

Groundwater long term annual recharge through rainfall has diminished as a result of LULUC and its implicit runoff dynamics. In 1990 figures ranged between 18.06 and 29.22 hm<sup>3</sup>/year and in 2006 they had dropped to values between 15.08 and 26.24 hm<sup>3</sup>/year -an average reduction of 3 hm<sup>3</sup>/year. Available data on groundwater recharge through irrigation is constant in the period considered (3.28 hm<sup>3</sup>) (CHS, 2001 and 2008), so total recharge has also fallen from between 21.34-32.5 hm<sup>3</sup>/year in 1990 to 18.36-29.52 hm<sup>3</sup>/year in 2006.

Our findings are coherent with available groundwater use and piezometric data in Mar Menor (CHS, 2001, 2005, 2007, 2008 and 2011), although they show a higher pressure over groundwater resources than the official *exploitation coefficient*. This coefficient is obtained from data on environmental demand, water abstraction and annual recharge. The environmental demand in the area of study is estimated in the period 2005-2011 at 15.2 hm<sup>3</sup>/year, mainly to avoid saline intrusion from the Mediterranean Sea<sup>12</sup> (CHS, 2005 and 2011). The difference between total annual recharge and this environmental demand are the *exploitable resources*, and the quotient between total water abstraction (68.3 hm<sup>3</sup>/year<sup>13</sup>; CHS, 2008 and 2011) and these exploitable resources results in the *exploitation coefficient*,  $K^{14}$  (CHS, 2011). In

<sup>12</sup> Also interaction with surface aquatic habitats such as rivers or springs is relevant.

<sup>13</sup> 67.85% of which coming from irrigation.

<sup>14</sup> The  $K$  coefficient indicates the pressure over a certain hydrogeological unit. A value between 0 and 1 indicates a non-significant pressure, which can be very low ( $0 < K < 0.2$ ), low ( $0.2 < K < 0.4$ ), medium ( $0.4 < K < 0.8$ ) and high ( $0.8 < K < 1$ ). A value larger than one indicates a significant, very high pressure over the hydrogeological unit.



our model this coefficient can be obtained for the year 2006 in which both environmental demand and groundwater abstraction data are available (CHS, 2007), and ranges from 4.77 in the best scenario to 21.61 in the worst one. Our forecasted range indicates a higher pressure over resources than the estimation of the river authority of 4.493 (CHS, 2005 and 2011) and it is consistent with the negative evolution of the piezometric levels observed in the period and hydrogeological unit considered (MARM, 2011; CHS, 2011) and with the high and increasing groundwater exploitation deficit<sup>15</sup> in Campo de Cartagena (CHS, 2001 and 2005). Also the rapid growth of the *Water Exploitation Index*<sup>16</sup> from 1.27 in 2003 to 2.5 in 2008 indicates a meaningful trend towards a higher water scarcity and stresses not only demand but also water supply problems (EEA, 2009).

## **4 Conclusions**

Unpredictability of rainfall events and the lack of perennial rivers have made Mar Menor economy to rely heavily on groundwater resources. Irrigated lands and urban expansion has provoked further water overexploitation in an area already characterized by large historical water deficits (CHS, 2011; EEA, 2009). Total water demand in the region is now 2.5 times higher than water supply (EEA, 2009) and this persistent and significant deficit poses a risk over non-renewable resources, especially aquifers (UCLA, 2005; WWF, 2006; Andreu et al., 2011), which during likely drought events in the area are used both legal and illegally as a buffer stock (Gómez and Pérez, 2012). Moreover, recent river basin management plans such as

---

<sup>15</sup> Water balance in the aquifers/ hydrogeological units is obtained as the difference between annual recharge, on one side, and annual abstractions and environmental demands (required to attain the Water Framework Directive environmental objectives), on the other; in the Segura River Basin it is available for 2001 and 2005 (CHS, 2001 and 2005). For the aquifers of Mar Menor the balance is negative and worsening along the period: In Campo de Cartagena hydrogeological unit, water balance equaled -5.9 hm<sup>3</sup>/year in 1990 and -53.1 hm<sup>3</sup>/year in 2005 (mainly as a consequence of new and strict environmental goals); in Triásico de Carrascoy, -0.75 hm<sup>3</sup>/year and -4 hm<sup>3</sup>/year; in Mazarrón, -13.28 hm<sup>3</sup>/year and -16.16 hm<sup>3</sup>/year; and in Sierra de Cartagena, 0 hm<sup>3</sup>/year and -0.05 hm<sup>3</sup>/year.

<sup>16</sup> The *Water Exploitation Index* (WEI) is calculated as the ratio of total freshwater abstraction over the total renewable resources and has a value of 2.5 in the SRB. Previous studies (Martínez et al., 2002) estimated that water consumption was already 2.25 times larger than available renewable resources almost a decade ago.

new *Drought Contingency Plan* for the Segura River Basin (CHS, 2008) have focused mainly on surface water management while paying little or no attention at all to groundwater, which is likely to generate additional pressure over already exhausted aquifers (WWF, 2006; Gómez and Pérez, 2012). All this combined with high agricultural profits make incentives for aquifer overexploitation persist even in presence of high and increasing abstraction costs due to groundwater depletion<sup>17</sup>.

Overexploitation of water resources in the area is well known and documented (EC, 2000; CHS, 2007, 2008 and 2011; EEA, 2009); what is less known are the supply side dynamics and its main drivers. Our main contribution in these pages has been showing that the traditional demand excess is not the only reason behind aquifer depletion in the region. LULUC dynamics have significantly and permanently reduced the groundwater recharge rate in the area of study. Although this water supply reduction may be less important in absolute terms than demand pressures, it is unlikely to be reverted to its previous state, at least in the short and medium run, so forthcoming water management plans need to include this new reality in their forecasts; otherwise aquifer depletion may happen at an even faster pace.

The reduction of groundwater recharge rates is the result of an increasing runoff which, some may think, will result in higher surface water availability. However, runoff increase in Mar Menor is less profitable than in any other part of the SRB due to its downstream position. On top of everything else the scarcity, discontinuity and high intensity of rainfall characteristics of the region means that the higher runoff will most likely result in more intense flood events rather than in more abundant and sustainable surface water flows, and thus in higher financial and environmental costs and death toll (García et al., 2007; Camarasa et al., 2006).

The methodology used here has proved to be an effective means for runoff and groundwater flows assessment, and has served to demonstrate that the expansion of impervious land uses in the SRB has resulted in an increased runoff and thus in a reduced groundwater recharge rates.

---

<sup>17</sup> At depletion levels similar to those that make most aquifers in other catchments of Murcia non profitable, Carrascoy and Triásico de las Victorias aquifers in Mar Menor are still being fully exploited (CHS, 2007). The outcome is a significant aquifer overexploitation and the resulting reduction in the piezometric levels.

The method is consistent with the data on available groundwater resources (CHS, 2008), aquifer resources evolution (CHS, 2008) and piezometric data (CHS, 2007) in the area of study and is validated also by the consistency of the GIS and stochastic methods used. However, it is difficult to contrast the recharge rates obtained as no alternative data using other methods is now provided for the area considered (data on aquifer resources evolution takes into account the effect of both recharge and demand with no disaggregation). An additional and important limit of this methodology is the different scope between hydrology, where the calculation of runoff makes it necessary to work at a river basin/sub-basin level, and hydrogeology, where groundwater recharge rates are obtained at an aquifer/hydrogeological unit level. Future research may solve this problem by replying this methodology in areas with available data on groundwater recharge and where hydrological and hydrogeological limits are close.

## **Acknowledgments**

The research leading to these results has received funding from the European Union's Seventh Framework Program (FP7/2007-2013) under grant agreement n° 265213 (EPI-WATER - Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe) and the Fórmula Santander 2010-2011 Scholarship Program.

## **References**

- Almorox, J.; Hontoria, Ch., Saa, A., 2001. Utilización de los Sistemas de Información Geográfica para la estimación automática de la escorrentía directa. *Ingeniería del Agua*, 8, 3, 295-304.
- Andreu, J. M., Alcalá, F. J., Vallejos, A. and Pulido-Bosch, A., 2011. Recharge to mountainous carbonated aquifers in SE Spain: Different approaches and new challenges. *Journal of Arid Environments*, 30 (in press).
- Arora, V.K., 2002. The use of the aridity index to assess climate change effect on annual runoff. *Journal of Hydrology* 265, 164–177.

- Bescós, A.; Camarasa, A.M., 2000. Elaboración de cartografía de zonas inundables. Aplicación al llano de inundación del río Arga (Navarra). Serie Geográfica, 9. Depto. Geografía, Universidad de Alcalá, 219-236.
- Budyko, M.I., 1951. On climatic factors of runoff. Prob. Fiz. Geogr. 16 in Russian.
- Camarasa, A. M., López García, M. J., Pascual, J. A., 2006. Análisis mediante SIG de los parámetros de producción de escorrentía. In Camacho, M. T., Cañete, J. A., Lara Valle, J. J. (eds.). El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas, Granada, 49-63.
- Carter, J.M., Driscoll, D.G., 2006. Estimating recharge using relations between precipitation and yield in a mountainous area with large variability in precipitation. Journal of Hydrology 316, 71–83.
- Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), 2001. Plan Hidrológico de la cuenca del Segura (PHC). <http://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/planhidrologiconacional/>. Last accessed 29/06/2011.
- Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), 2005. Informe de los artículos 5, 6 y 7 de la Directiva Marco del Agua (DMA). <http://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/dma/implementacion/informearticulos567/index.html>. Last accessed 29/06/2011.
- Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), 2007. Plan especial ante situaciones de alerta y eventual sequía (P.E.S) de la cuenca del Segura. <http://www.chsegura.es/chs/cuenca/sequias/gestion/>. Last accessed 29/06/2011.
- Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), 2008. Esquema provisional de temas importantes. [http://www.chsegura.es/export/descargas/planificacionydma/planificacion/docs/descarga/ETI\\_v6\\_29julio2008.pdf](http://www.chsegura.es/export/descargas/planificacionydma/planificacion/docs/descarga/ETI_v6_29julio2008.pdf). Last accessed 29/06/2011.
- Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), 2011. Estadísticas hidrológicas <http://www.chsegura.es/chs/cuenca/redesdecontrol/estadisticashidrologicas/>. Last accessed 29/06/2011.
- Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), 2011. Información geográfica. <http://www.chsegura.es/chs/cuenca/resumenedatosbasicos/laminasymapas/visor.html>. Last accessed 29/06/2011.
- Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), 2011. Campaña de control en la red piezométrica de la Demarcación Hidrográfica del Segura. [http://www.chsegura.es/static/piezometria/web\\_informe\\_piezo\\_201106.pdf](http://www.chsegura.es/static/piezometria/web_informe_piezo_201106.pdf). Last accessed 29/06/2011.

- Contreras, S., Boer, M.M., Alcalá, F.J., Domingo, F., García, M., Pulido-Bosch, A. & Puigdefábregas, J. (2008). An ecohydrological modelling approach for assessing long-term recharge rates in semiarid karstic landscapes. *Journal of Hydrology*, 351, 1-2, 42-57.
- Dalen, E. N., Kirkby, M. J., Bracken, L., Chapman, P. J., Irvine, B., 2008. Factors influencing runoff generation, and estimates of runoff in a semi-arid area, SE Spain. BHS 10th National Hydrology Symposium, Exeter.
- De Smedt, F., Yongbo, L., and Gebremeskel, S., 2000. Hydrologic modelling on a catchment scale using GIS and remote sensed land use information, edited by: Brebbia, C. A., Risk Analysis II, WIT press, Southampton, Boston, 295–304.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC the water framework directive. Official Journal of the European Communities, L 327/1.
- European Environment Agency (EEA), 2009. Water resources across Europe – confronting water scarcity and drought. EEA Report 2/2009.
- European Environment Agency (EEA), 2010. The European Environment: State and Outlook 2010. Water Resources: Quantity and Flows. 34 pp. Luxembourg.
- Ferrer, M., 2002. Análisis de nuevas fuentes de datos para la estimación del parámetro número de curva del modelo hidrológico del SCS: datos de perfiles de suelos y teledetección, Tesis doctoral inédita, Universidad de Salamanca, Departamento de Geografía.
- Fiorentino, M., Manfreda, S., and Iacobellis, V., 2007. Peak runoff contributing area as hydrological signature of the probability distribution of floods, *Advanced Water Resources*, 30, 2123–2134.
- García, M. J., Camarasa, A. M., Bellés, J. F., 2007. Cambios en los usos del suelo y producción de escorrentía en ramblas mediterráneas: Carraixet y Poyo (1956-1998). *Boletín de la A. G. E.*, 44, 69-94.
- Gómez, C. M., Pérez Blanco, C. D., 2012. Do Drought Management Plans really reduce drought risk? A Risk Assessment Model for a Mediterranean River Basin. *Ecological Economics*, 76, 42-48.
- Kirkby, M. J., Bracken, L. J., Shannon, J., 2005. The influence of rainfall distribution and morphological factors on runoff delivery from dryland catchments in SE Spain. *Catena*, 62, 136-156.
- Maestu, J., Gómez, C.M. and Gutiérrez, C., 2008. El Agua en la Economía Española: Situación y Perspectivas. Informe Integrado del Análisis Económico de los Usos del Agua. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 290 pp. Madrid.

- Maidment, D., Djokic, D., 2000. Hydrologic and hydraulic modeling support with Geographic Information Systems. Ed. Esri Press and Environmental Systems Research Institute, 216 pp.
- Martin, S., Barnett, B., Coble, K., 2001. Developing and pricing precipitation insurance. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 26, 1, 261-274.
- Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A., 2002. Agua, regadío y sostenibilidad en el Sudeste Ibérico, first ed. Editorial Bakeaz. Bilbao.
- McWhorter, J. C., Matthes Jr., R. K., Brooks Jr., B. P., 1966. Precipitation Probabilities for Mississippi. Water Resources Research Institute, Mississippi State University.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), 2011. Sistema Integrado de Información del Agua. <http://servicios2.marm.es/sia/consultas/servlet/consultas.GlobalFilter?tipo=masiva&sid=generate>. Last accessed 29/06/2011.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), 2011. Servidor de datos de la AEMET. <http://www.aemet.es/es/servidor-datos/acceso-datos/listado-contenidos>. Last accessed 29/06/2011.
- Ministerio de Obras Públicas (MOPU), 1990. Instrucción de Carreteras, 5.2 IC Drenaje Superficial. BOE 123 de 23 de mayo de 1990.
- Natural Resources Conservation Service (NRCS), 1986. Urban Hydrology for Small Watersheds. TR-55. [ftp://ftp.wcc.nrcs.usda.gov/downloads/hydrology\\_hydraulics/tr55/tr55.pdf](ftp://ftp.wcc.nrcs.usda.gov/downloads/hydrology_hydraulics/tr55/tr55.pdf). Last accessed 29/06/2011.
- Olang, L. O., Furst, J., 2011. Effects of land cover change on flood peak discharges and runoff volumes: model estimates for the Nyando River Basin, Kenya. *Hydrological processes*, 25, 1, 80-89.
- Ol'dekop, E.M., 1911. On evaporation from the surface of river basins. *Trans. Met. Obs. Iurevskogo, Univ. Tartu 4* in Russian.
- Olivares, A., 2004. Modelación hidrológica pseudo-distribuida del Barranc del Carraixet: aplicación al episodio de octubre de 2000. *Cuadernos de Geografía*, 155-182.
- Pérez, C. D., Gómez, C., del Villar, A., 2011. El riesgo de disponibilidad de agua en la agricultura: una aplicación a las cuencas del Guadalquivir y del Segura. *Estudios de Economía Aplicada*, 29, 1, 1-26.
- Pike, J.G., 1964. The estimation of annual runoff from meteorological data in a tropical climate. *Journal of Hydrology*, 2, 116-123.

- Ponce, V.M., Pandey, R.P., Ercan, S., 2000. Characterization of drought across the climate spectrum. *Journal of Hydrological Engineering*, ASCE 5 (2), 222–224.
- Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G., 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal* 10 (1), 18–39.
- Scanlon, B.R., Keese, K.E., Flint, A.L., Flint, L.E., Gaye, C.B., Edmunds, W.M., Simmers, I., 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes* 20, 3335–3370.
- Schreiber, P., 1904. Ueber die Beziehungen zwischen dem Niederschlag und der Wasserführung der Flüsse in Mitteleuropa. *Z. Meteorol.* 21 (10), 441–452.
- Témez, J. R., 1978. Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales. MOPU Dirección General de Carreteras, 113 pp.
- Témez, J.R., 1991. Extended and improved Rational Method. Version of the Highways Administration of Spain, Proc. XXIV Congress, A, 33-40.
- US Army Corps of Engineers (US-ACE), 1998. HEC-HMS Hydrologic Modeling System Version 2.1. March 1998, User's Manual.
- Vélez, J. I., 2001. Desarrollo de un modelo hidrológico conceptual y distribuido orientado a la simulación de las crecidas. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.
- WWF/Adena, 2006. Illegal water use in Spain. Causes, effects and solutions. WWF/Adena, Madrid.
- Yair, A., Lavee, H., 1985. Runoff generation in arid and semi-arid zones, *Hydrological Forecasting*, (Anderson & Burt ed.), 183-220.





# Utilización de SIG para la caracterización y gestión de las aguas subterráneas

**Virtudes Martínez<sup>1</sup>, Raúl Nogueras<sup>1&2</sup>, Irene de Bustamante<sup>1</sup>, José Antonio Iglesias<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Fundación IMDEA-AGUA. Calle Punto Net nº 4. Edificio ZYE 2ª Planta. Parque Científico Tecnológico de la Universidad de Alcalá. 28805 Alcalá de Henares (Madrid)

<sup>2</sup> Canal de Isabel II. Calle Santa Engracia 125. 28003. Madrid.

## Resumen

El desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) ha supuesto un avance para la gestión de las aguas subterráneas. El uso de cartografía básica en formato "vectorial" permite realizar análisis espaciales de la información de forma tradicional pero a una velocidad mucho mayor. Además, la utilización de los "raster" hace posible llevar a cabo operaciones que incrementan la información espacial disponible. Ésta es útil para la toma de decisiones en materia de gestión. Un ejemplo es el análisis espacial de parámetros que influyen en la recarga de agua subterránea, a partir del cual se pueden estimar las potenciales zonas de recarga natural de acuíferos. Por otro lado, lo que sucede en la superficie de recarga puede afectar a las aguas subterráneas. Por ello, un estudio de los focos puntuales de contaminación y de la vulnerabilidad del acuífero puede ayudar a controlar posibles afecciones a la calidad del agua subterránea y mejorar la toma de decisiones en su caso.

**Palabras clave:** Agua subterránea, SIG, gestión, contaminación.

## Abstract

The development of Geographic Information Systems (GIS) has become an advance in groundwater management. The use of basic cartography in "vector" format makes spatial analysis faster than traditional analysis. Furthermore, the use of raster format makes possible to perform operations that increase the availability of new information. This information is useful for management decisions making. An example is the spatial analysis of parameters influencing in groundwater recharge, from which potential natural aquifer recharge areas can estimateb. What happens on the surface could affect the groundwater. Therefore, a study of point sources contamination and aquifer vulnerability may help to control groundwater quality affections and improve decision making in case of affected groundwater.

**Keywords:** Groundwater, GIS, management, contamination

## **1 Antecedentes**

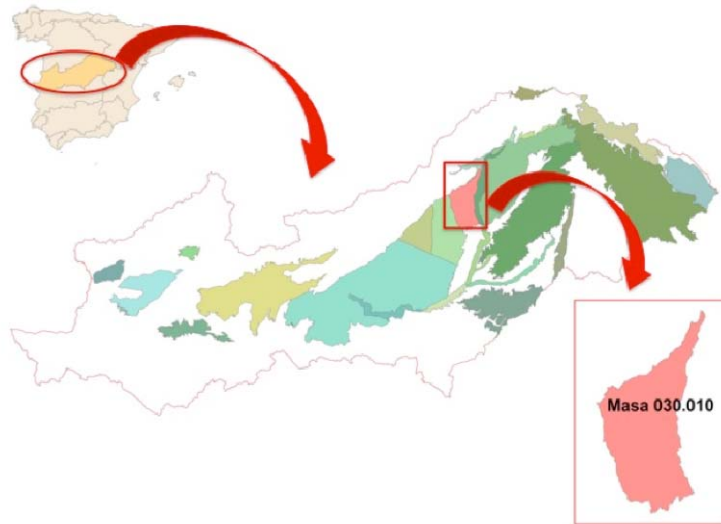
La cartografía tradicional se ha utilizado como método de análisis espacial a través de la representación de aspectos de la superficie terrestre a escala. Con el desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), ese análisis espacial se realiza de forma más rápida y eficaz, además de generarse información cartográfica más fácilmente disponible gracias al uso de Internet y las tecnologías informáticas. La disponibilidad, cada vez más frecuente, de cartografía digital, reduce el coste en la elaboración de información cartográfica, ampliando el número de usuarios de la misma.

En el ámbito de la hidrogeología, cualquier aspecto que suceda en la superficie de recarga de un acuífero puede afectar a la calidad y cantidad de los recursos subterráneos disponibles. La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo), establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas con el objetivo último de alcanzar el buen estado de las masas de agua en el año 2015. La promoción de los usos sostenibles del agua y la reducción de la contaminación de las aguas subterráneas son algunos de los objetivos específicos que se persiguen (Fernández Sánchez, 2001). Por ello, el análisis espacial de aspectos que se dan en superficie es fundamental en la gestión de las masas de agua y en la toma de decisiones. La utilización de los SIG para el apoyo a la gestión de las aguas subterráneas, tanto desde el punto de vista cualitativo como cuantitativo, convierte esta herramienta en un instrumento útil para establecer medidas que den respuesta a las exigencias de la Directiva Marco del Agua.

## **2 Introducción**

La masa de agua subterránea Manzanares-Jarama (030.010) perteneciente a la Subunidad hidrogeológica 05.1 Madrid (figura 1), se encuentra en el perímetro de protección de aguas subterráneas definido en el plan Hidrológico de Cuenca del Tajo, dentro del cual los recursos disponibles quedaron reservados para usos urbanos. La recarga de la masa se realiza preferentemente en la zona de interfluvio

creándose un flujo de descarga a los ríos principales (Manzanares y Jarama), a través de los aluviales cuaternarios (Yélamos y Villarroja Gil, 2007; Fernández Uria y otros, 1985). El Esquema de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Tajo (2010) estima el volumen de recarga anual de la masa de agua Manzanares-Jarama en 32,3 hm<sup>3</sup>/año.



*Figure 1. Localización del área de estudio.*

El gran desarrollo urbanístico de los últimos años ha aumentado la superficie impermeabilizada de la región, y también la del interfluvio de los ríos Manzanares y Jarama, zonas preferentes de recarga de la masa, favoreciendo el aumento de la escorrentía superficial y, en consecuencia, una posible disminución de la recarga. Por otro lado, ese desarrollo urbanístico ha generado a su vez un aumento de los focos potenciales de contaminación relacionados con la actividad urbana e industrial aumentando el número de vertidos a las masas de agua.

Los objetivos de este trabajo son, por un lado, realizar un análisis cualitativo de las zonas potencialmente útiles para la recarga natural, focalizadas en las zonas de interfluvio no afectadas por la actividad urbanística. Por otro lado, a partir de este análisis y datos sobre focos potenciales de contaminación, generar una cartografía

de áreas diferenciadas en cuanto a la posible evolución del estado cualitativo y cuantitativo del acuífero, en función de la recarga natural y del posible aporte de contaminantes. Finalmente, elaborar un análisis de vulnerabilidad intrínseca que delimite las áreas con un riesgo mayor a ser contaminadas.

### **3 Metodología**

#### *3.1 Estudio espacial de la recarga*

El análisis de las áreas en las que potencialmente se produce la recarga natural se ha realizado en base a los siguientes parámetros: litología, pendiente y usos del suelo. La metodología ha consistido en el análisis espacial de dichos parámetros mediante la herramienta ArcGIS 9.3. A partir de los mapas geológicos (1:50.000) del Instituto Geológico y Minero de España, se elaboró el mapa litológico de la zona de estudio. Se definieron una serie de unidades principales y se les asignó un mayor o menor valor potencial de recarga en función de sus características litológicas y de su comportamiento hidrogeológico. Los valores asignados se basaron en lo establecido por el método DRASTIC (Aller y otros, 1987). A partir del modelo digital del terreno (tamaño de píxel 25x25 m) del Instituto Geográfico Nacional del Ministerio de Fomento, se elaboró el mapa de pendientes y se valoró la recarga potencial, dando mayores valores a las zonas con pendientes menos acusadas. Por último, a partir de la cartografía Corine Land Cover 2006 (1:100.000), se evaluaron los distintos usos del suelo en función de la mayor o menor capacidad de infiltración y percolación hasta la zona saturada. Los valores de mayor recarga fueron asignados a vegetación anual herbácea o de características similares como pastizales naturales y zonas de cultivo con raíces superficiales (Van Dijk y Keenan, 2007; Petheram y otros, 2002), mientras que los valores mas bajos fueron para zonas urbanas (Yeh y otros, 2009). Una vez asignados los valores (tabla 1), se multiplicaron generando un mapa de recarga potencial. La multiplicación fue ponderada dando mayor importancia a la litología (5), seguida de los usos del suelo (2) y pendiente (1). La metodología utilizada queda resumida en la figura 2.

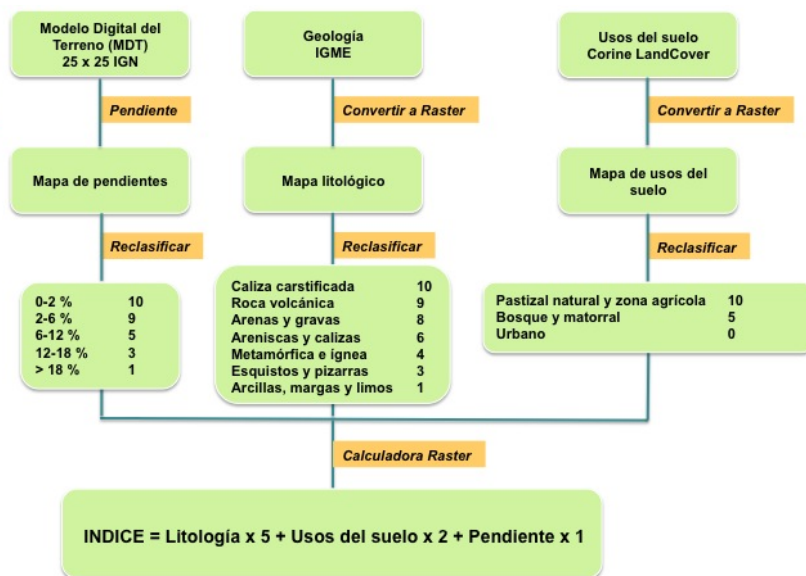


Figure 2. Esquema-resumen sobre la metodología utilizada.

Tabla 1. Valores asignados para la estimación de la recarga natural por variable y clase.

| Variable       | Clase  | Puntuación |
|----------------|--|------------|
| Litología      | Calizas karstificadas                        | 10         |
|                | Volcánicas                                   | 9          |
|                | Arenas y gravas                              | 8          |
|                | Calizas                                      | 6          |
|                | Arenas y gravas con contenido en arcilla     | 6          |
|                | Alternancia de areniscas, arcillas y calizas | 6          |
|                | Areniscas                                    | 6          |
|                | Metamórficas e ígneas                        | 4          |
|                | Esquistos y pizarras                         | 3          |
|                | Arcillas, margas y limos                     | 1          |
| Pendiente      | 0-2 %  | 10         |
|                | 2-6 %  | 9          |
|                | 6-12 %                                       | 5          |
|                | 12-18 %                                      | 3          |
|                | > 18 %                                       | 1          |
| Usos del suelo | Pastizal natural y zona agrícola             | 10         |
|                | Bosque y matorral                            | 5          |
|                | Urbano                                       | 0          |

El valor final del índice se ha clasificado en 4 categorías. Las 4 categorías están relacionadas en porcentaje con la puntuación máxima posible: muy bajo (< 25%), bajo (25-50%), medio (50-75%) y alto (> 75%).

### **3.2 Análisis espacial de las fuentes de contaminación**

Para poder establecer posibles afecciones a la calidad del agua subterránea, se cartografiaron los focos potencialmente contaminantes. Estos focos consistieron en una serie de actividades con potenciales para generar contaminación (hípcas y vertederos), así como los puntos de vertido de aguas residuales e industriales autorizados por la Confederación Hidrográfica del Tajo. Se diferenció entre vertidos a corriente fluvial y vertidos a terreno, y se cartografiaron en función del volumen de vertido.

### **3.3 Análisis de vulnerabilidad intrínseca de la masa de agua subterránea**

El análisis de vulnerabilidad se llevó a cabo utilizando la metodología de GOD (Foster, 1987). Este índice se basa en la asignación de valores entre 0 y 1, en función de 3 parámetros (Foster y Hirata, 1991):

- Tipo de acuífero ("*Groundwater occurrence*")
- Litología ("*Overall aquifer class*")
- Profundidad del agua ("*Depth*")

El tipo de acuífero se consideró un acuífero libre. El mapa litológico se elaboró a partir de los mapas geológicos (1:50.000) del Instituto Geológico y Minero de España y se le asignaron los valores correspondientes según marca la figura 3. Para determinar la profundidad del agua, se elaboró un mapa de isopropundidades utilizando los niveles piezométricos de diciembre de 2009. Para la elaboración del mapa se utilizó el programa de análisis espacial geoestadístico *Surfer 9.0*. Los valores de profundidad se interpolaron mediante el método de *Kriging*. Se cartografiaron las isopropundidades en función de los rangos que marca el método

GOD y se asignaron los valores correspondientes según la profundidad del nivel piezométrico (Foster y Hirata, 1991).

## **4 Resultados**

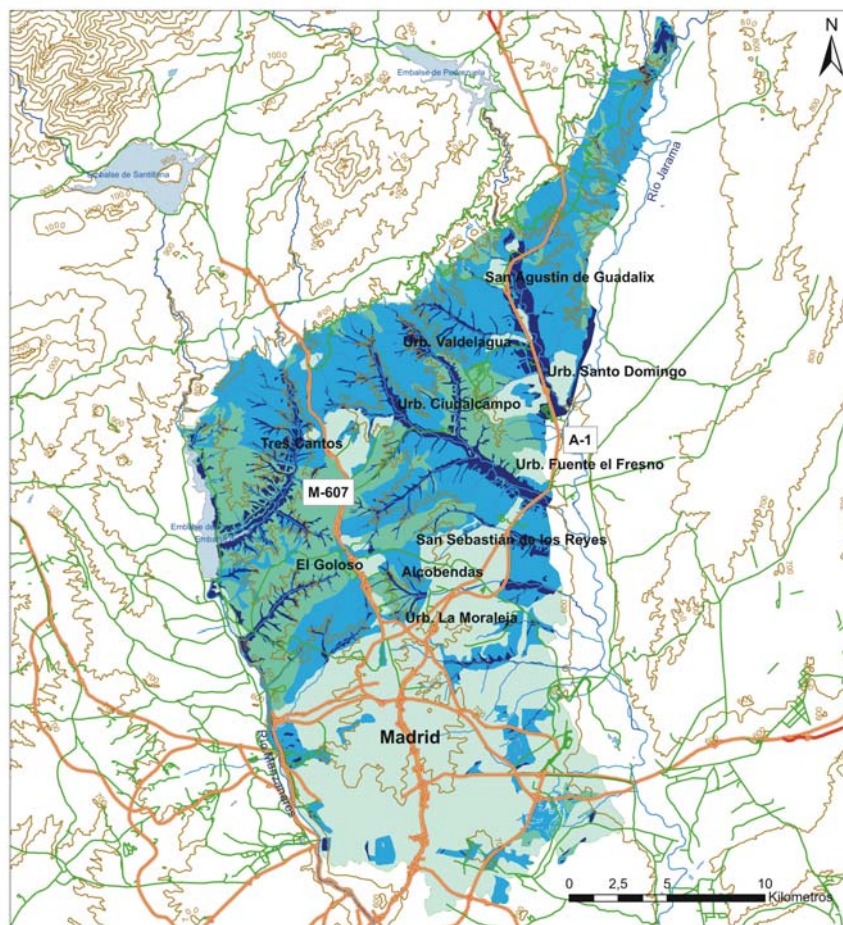
### **4.1 Estudio espacial de la recarga**

Como resultado del análisis mediante SIG se obtuvo la distribución espacial de la recarga en función de la pendiente, la litología y los usos del suelo. La figura 3 muestra una distribución de carácter cualitativo de las zonas con mayor recarga potencial. La figura 4 muestra los diferentes usos del suelo en la zona de recarga. Comparando ambas figuras, se observa que el núcleo urbano de Madrid y las poblaciones limítrofes cubren un área importante de la superficie total de la masa, en la que se produce un valor de recarga potencial muy bajo. Los valores altos de recarga están asociados a zonas de baja pendiente, con litologías de cantos y gravas asociada a los lechos de los arroyos que atraviesan la masa. Debido al importante desarrollo urbanístico de la zona, prácticamente el 40% de la masa tiene una recarga potencial muy baja, condicionado por la impermeabilización del suelo (tabla 2).

*Tabla 1. Superficie por categorías de recarga potencial y porcentaje respecto de la superficie total de la masa Manzanares-Jarama.*

| Recarga potencial | Área (km <sup>2</sup> ) | Superficie (%) |
|-------------------|-------------------------|----------------|
| Muy bajo          | 202,46                  | 37,70          |
| Bajo              | 91,99                   | 17,13          |
| Medio             | 187,30                  | 34,87          |
| Alto              | 54,26                   | 10,10          |
| Masas de agua     | 1,12                    | 0,21           |

Este hecho podría afectar a la cantidad de agua recargada en el acuífero. Sin embargo, las características hidrogeológicas de la masa de agua subterránea, debido a su baja permeabilidad y a que en las zonas de interfluvio, la potencia de la zona no saturada alcanza el centenar de metros (Martínez-Santos y otros, 2010), indica que dichos efectos pueden producirse a muy largo plazo.



**LEYENDA**

- |                   |                |
|-------------------|----------------|
| <b>Carreteras</b> | <b>Recarga</b> |
| Autovías          | Masas de agua  |
| Nacionales        | Muy baja       |
| Locales           | Baja           |
| Curva de nivel    | Media          |
| Embalse           | Alta           |
| Ríos y arroyos    |                |

**TÍTULO**

Zonas de recarga potencial

**FECHA**

Octubre 2011

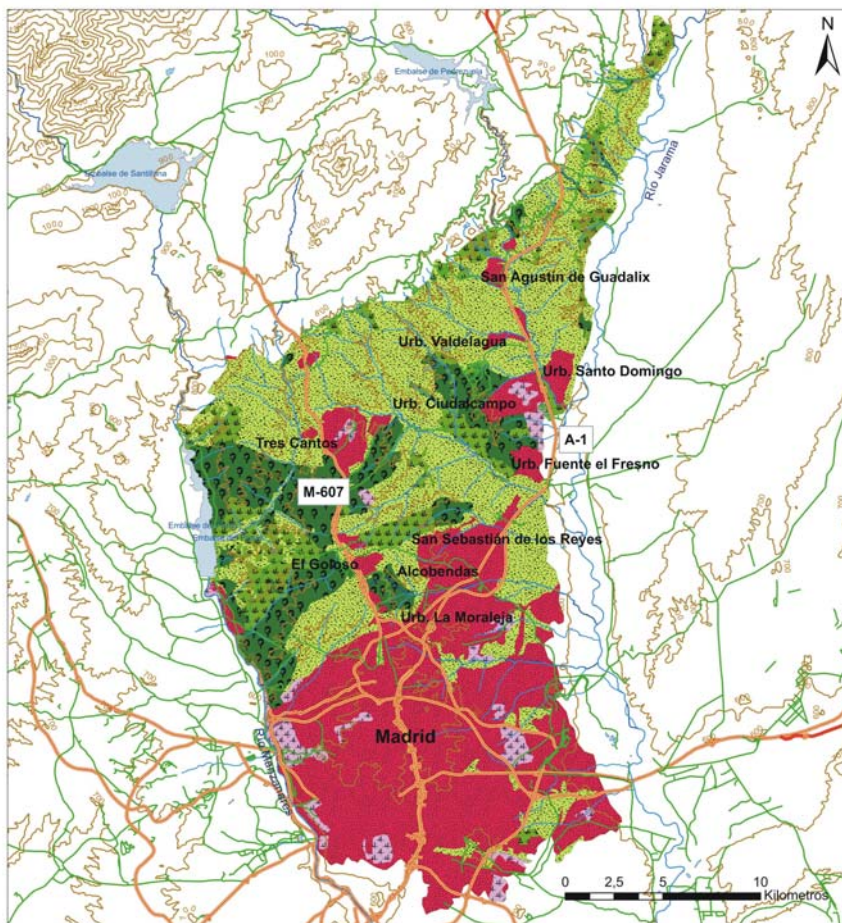
**ESCALA**

1:150.000



Figura 3. Mapa de recarga potencial





**LEYENDA**

- |                   |                          |
|-------------------|--------------------------|
| <b>Carreteras</b> | <b>Usos del suelo</b>    |
| Autovías          | Pastizal y zona agrícola |
| Nacionales        | Bosques                  |
| Locales           | Matorral                 |
| Curva de nivel    | Urbano                   |
| Embalse           | Zonas verdes             |
| Ríos y arroyos    |                          |

**TÍTULO**

Usos del suelo

**FECHA**

Octubre 2011

**ESCALA**

1:150.000



Figura 4. Mapa de usos del suelo

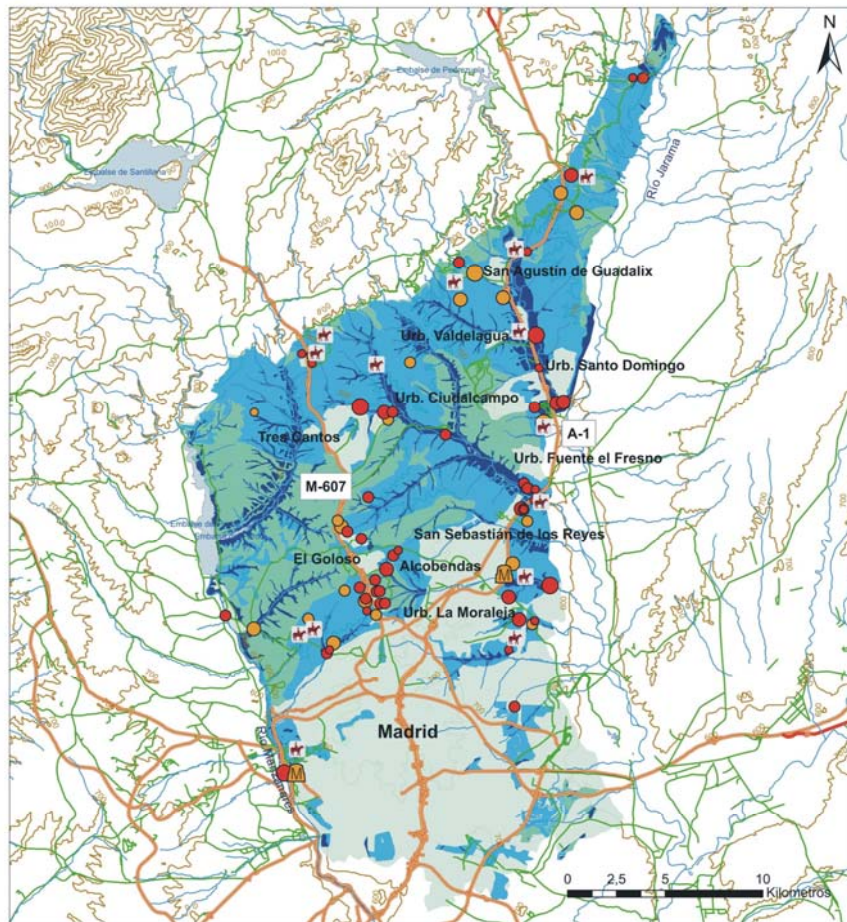
#### 4.2 Análisis espacial de las fuentes de contaminación

En el área de estudio, las fuentes de contaminación están estrechamente ligadas a las áreas urbanas y sus vertidos, ya que es el uso del suelo predominante. En el mapa de usos del suelo (figura 4) se observa parte de la gran urbe de Madrid en la mitad sur. El resto de poblaciones del área metropolitana se disponen a lo largo de los dos grandes ejes de comunicación del norte de Madrid, la carretera de Colmenar (M-607) y la carretera de Burgos (A-1). Los principales puntos de vertido (figura 6) se encuentran localizados de nuevo en estas dos grandes vías donde además se sitúan polígonos industriales debido a la buena comunicación con la capital.

La M-607 discurre prácticamente según la divisoria de aguas superficiales de la masa. Cabe destacar una concentración de vertidos en este eje lo que supone una concentración de vertidos en las cabeceras de los arroyos tributarios a los ríos Manzanares y Jarama. Estos arroyos se nutren principalmente de aguas residuales dado que su caudal disminuye bastante en la época de estiaje, llegando a secarse en zonas no afectadas por vertidos. La figura 5 muestra una imagen de uno de estos arroyos antes y después de una planta de tratamiento de aguas residuales previo al comienzo de las lluvias otoñales.



*Figura 5. Arroyo Bodonal antes (a) y después (b) de una depuradora de aguas residuales*



**LEYENDA**

- |  |  |
|--|--|
| <p><b>Vertidos a ríos (m<sup>3</sup>/año)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● &lt; 10000</li> <li>● 10001 - 100000</li> <li>● 100001 - 1000000</li> <li>● &gt; 1000000</li> </ul> <p><b>Vertidos a terreno (m<sup>3</sup>/año)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● &lt; 100</li> <li>● 101 - 1000</li> <li>● 1001 - 10000</li> <li>● &gt; 10000</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>⚠ Hípica</li> <li>♻ Vertedero</li> </ul> <p><b>Carreteras</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>— Autovías</li> <li>— Nacionales</li> <li>— Locales</li> </ul> <ul style="list-style-type: none"> <li>■ Embalse</li> <li>— Ríos y arroyos</li> <li>— Curva de nivel</li> </ul> |
|--|--|

**TÍTULO**

Fuentes potencialmente contaminantes.

**FECHA**

Octubre 2011

**ESCALA**

1:150.000



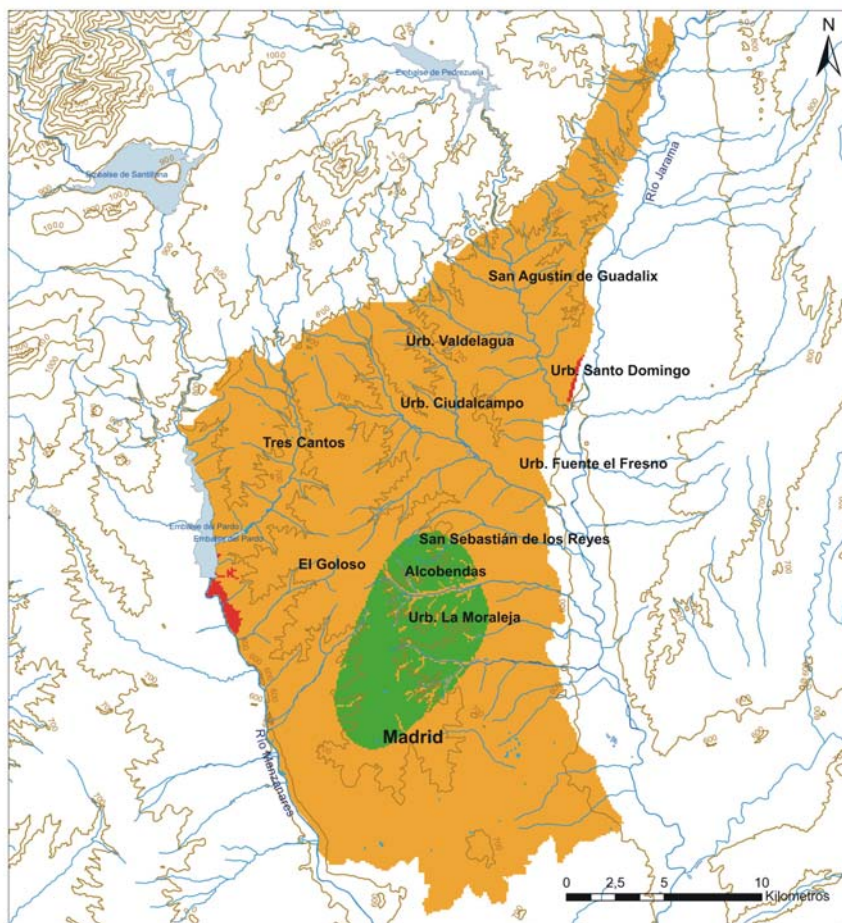
Figura 6. Mapa de fuentes potencialmente contaminantes

Según el mapa de áreas potenciales de recarga (figura 3), los lechos fluviales de algunos de estos arroyos son zonas con una elevada recarga potencial. Si esos arroyos están asociados a vertidos de gran volumen, la probabilidad de que agua contaminada pueda infiltrarse aumenta.

#### ***4.3 Análisis de vulnerabilidad intrínseca de la masa de agua subterránea***

Según el análisis GOD la vulnerabilidad de la masa de agua subterránea a ser contaminada es fundamentalmente media (figura 7). Si bien cabe destacar las proximidades a los ríos Manzanares y Jarama, zonas de descarga de agua subterránea, donde la cercanía del nivel freático hace aumentar el riesgo intrínseco de la masa a ser contaminada.

La zona con vulnerabilidad baja está afectada por una concentración de vertidos de bajo y medio volumen de aporte, pero con una elevada densidad de puntos de vertido. El hecho de que esta zona muestre una vulnerabilidad baja, está relacionado principalmente con una mayor profundidad del nivel freático, ya que se sitúa en el interfluvio de la masa. La elevada profundidad del nivel freático se traduce en una potente zona no saturada donde se fomentan los procesos de adsorción y degradación (Candela y Varela, 1993) de los contaminantes aportados por estos vertidos.



**LEYENDA**

-  Embalse
-  Ríos y arroyos
-  Curva de nivel

**Vulnerabilidad intrínseca**

-  Masa de agua
-  Baja
-  Media
-  Alta

**TÍTULO**

Vulnerabilidad intrínseca

**FECHA**

Octubre 2011

**ESCALA**

1:150.000



Figura 7. Mapa de vulnerabilidad intrínseca según el método de GOD

## **5 Conclusiones**

A partir de los resultados obtenidos se observa la necesidad de realizar una evaluación continua de los cambios que se producen en los usos del suelo, con el objetivo de determinar áreas impermeabilizadas en las que se reduce notablemente la superficie potencial de recarga, y que pueden comprometer, a largo plazo, el estado cuantitativo de los recursos subterráneos.

Para estimar las áreas potenciales de recarga, en este trabajo sólo se han tenido en cuenta las condiciones en superficie. En la recarga natural de acuíferos no sólo intervienen los factores relacionados con las condiciones en superficie, sino también las características del terreno y las condiciones ambientales (Custodio y Llamas, 1996). Por ello, los resultados obtenidos son una aproximación cualitativa a la distribución geográfica de la recarga en la masa de agua subterránea.

La cartografía de los focos potenciales de contaminación en relación con la recarga potencial muestra la distribución de las posibles vías preferentes de afección a la calidad del agua subterránea. Esta información es importante en caso de deterioros en la calidad del acuífero para establecer las medidas de actuación pertinentes.

El análisis de vulnerabilidad intrínseco permite identificar las áreas prioritarias de actuación, proporcionando información de zonas donde el agua subterránea está más o menos protegida.

## **Agradecimientos**

Al Subprograma CONSOLIDER-INGENIO (CSD2006-00044) y al Subprograma de Investigación no orientada (CGL2009-13168-C03-01-02-03) del Ministerio de Ciencia e Innovación.

## **Bibliografía**

- ALLER, L., BENNET, T., LEHR, J.H. y PETTY, R.J. 1987. DRASTIC: a standardised system for evaluating groundwater pollution potential using hydrologic settings. US EPA Report, 600/2-87/035, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, OK.
- CANDELA, L., y VARELA, M. 1993. La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas: Teoría, medición y modelos. CIMNE, Barcelona.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO. 2010. Esquema de Temas Importantes. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- CUSTODIO, E. y LLAMAS, R. 1996. Hidrología subterránea. Tomo I.
- DIRECTIVA MARCO DEL AGUA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo.
- FERNÁNDEZ SÁNCHEZ, J. A. 2001. La Directiva Marco del Agua y sus implicaciones para la gestión del agua en España. Jornadas IWRA-CENTA.
- FERNANDEZ URIA, A., CHARLES FONTES, J., HERRAEZ, I., RAMON LLAMAS, M. y LUISA RUBIO, P. 1985. Tridimensional groundwater chemical and isotopic variations as related to the Madrid aquifer flow system. Estudios geológicos, 41, 229-236.
- FOSTER, S. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution, risk and protection strategy. TNO Comm. on Hydrog. Research. Proceed. and Information, 38, 69-86. The Hague.
- FOSTER, S. y HIRATA, R. 1991. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. CEPIS: 1-81. Lima.
- MARTINEZ-SANTOS, P., PEDRETTI, D. MARTINEZ-ALFARO, P. E., CONDE, M., CASADO, M. 2010. Modelling the effects of groundwater-based urban supply in low-permeability aquifers: Application to the madrid aquifer, Spain. Water Resources Management 24:4613-4638.
- PETHERAM, C., WALKER, G., GRAYSON, R., THIERFELDER, T. y ZHANG, L. 2002. Towards a framework for predicting impacts of land-use on recharge: 1. A review of recharge studies in Australia. Australian Journal of Soil Research, 40, 397-417.
- VAN DIJK, A. I. J. M. y KEENAN, R. J. 2007. Planted forests and water in perspective. Forest Ecology and Management, 251, 1-9.
- YEH, H.-F., LEE, C.-H., HSU, K.-C. y CHANG, P.-H. 2009. GIS for the assessment of the groundwater recharge potential zone. Environmental Geology, 58, 185-195.
- YÉLAMOS, J. G. y VILLARROYA GIL, F. 2007. El Acuífero Terciario Detrítico de Madrid: pasado, posibilidades actuales y retos pendientes. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, 15.3 317-324.





# Integración de los recursos geomáticos en la gestión de espacios protegidos de Cuba. Realidades y perspectivas

***José Luis Corvea Porras<sup>1</sup>, José Manuel Guzmán Menéndez<sup>2</sup>,  
Maritza García García<sup>3</sup>***

<sup>1</sup>Fundación IMDEA-AGUA. Calle Punto Net nº 4. Edificio ZYE 2ª Planta. Parque Científico Tecnológico de la Universidad de Alcalá. 28805 Alcalá de Henares (Madrid)

<sup>2</sup>Centro Nacional de Biodiversidad. Instituto de Ecología y Sistemática. Carretera de Varona km 3<sup>1</sup>/<sub>2</sub> Capdevila, Boyeros, 10800. La Habana. Cuba

<sup>3</sup>Centro Nacional de Áreas Protegidas. Calle 18 A, No. 4114, e/ 41 y 47. Playa, 10800. La Habana. Cuba

## Resumen

La utilización de los instrumentos que proporciona la Geomática se ha convertido en los últimos años en un recurso trascendental para la gestión de los espacios naturales protegidos de cualquier parte del mundo. El trabajo que se expone concierne específicamente con el uso de la Geomática en Cuba. En él se analizan las estrategias generales para su aplicación, los casos particulares (de parques concretos) y la problemática encontrada para el mantenimiento continuado de tales recursos.

***Palabras clave:*** Geomática, Gestión territorial, Espacios Protegidos

## Abstract

The use of instruments provided by Geomatics has become in recent years a vital resource to the management of protected natural areas anywhere in the world. The work here in exposed specifically concerns with the use of Geomatics in Cuba. It discusses general strategies for implementation, specific cases (applied to the management of Specific Parks) and the problems encountered for the continued maintenance of such resources

***Keywords:*** Geomatics, Land Management, Natural Protected Areas

## **1 Introducción**

### *1.1 El Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba (SNAP). Características Generales*

La República de Cuba forma parte del grupo de islas conocidas como las Antillas Mayores. Geográficamente, se localiza en la América Central Insular, limitando al Norte por los Estrecho de las Bahamas y Florida, al Sur con el Mar Caribe, por el Este con el Paso de los Vientos y al Oeste con el Estrecho de Yucatán (Figura. 1).

Ocupa una extensión territorial de 110.860 km<sup>2</sup> en la que se incluyen la isla principal y más de 4.100 cayos o islotes que la rodean, con una constante influencia marítima y la permanencia de un clima tropical que constituyen un escenario de una interesante diversidad natural, marino costera, terrestre y montañosa. Su posición geográfica y configuración alargada y estrecha, así como su carácter de archipiélago, unido a las singularidades de un medio físico variado y complejo, han facilitado la presencia de numerosos valores naturales que se integran en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP).

El SNAP cuenta un total de 253 áreas protegidas, que representan el 19,95% del territorio nacional incluyendo la plataforma marina. Están establecidas 8 categorías de manejo compatibles con las propuestas por la UICN. (Figura 2). Igualmente se gestionan diversos espacios de alto reconocimiento internacional (Figura. 3), entre los que destacan 6 Reservas de Biosfera, 6 Sitios Ramsar y 3 Sitios de Patrimonio Mundial (García, 2010).

Organizar, planificar y ejecutar los diversos programas que garanticen la conservación y uso sostenible de los recursos en cada uno de estos espacios, necesita de herramientas que faciliten a los administradores y gestores, la mayor cantidad información, en formatos que permita su análisis, visualización, comparación y actualización.

La integración de los recursos geomáticos en la gestión de espacios protegidos de Cuba es una experiencia que avanza y se perfecciona en la misma medida que se van supeando dificultades y limitaciones en todo el país.

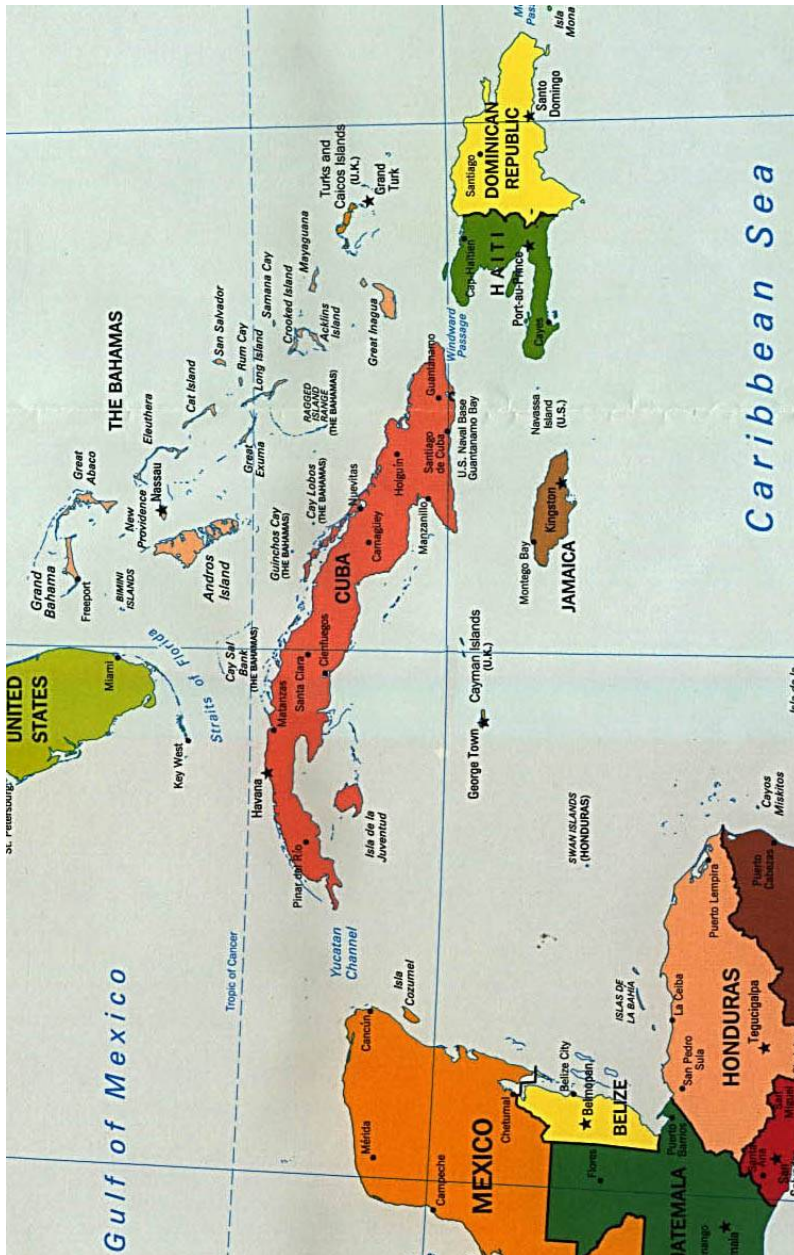


Figura 1. Localización geográfica del Archipiélago Cubano

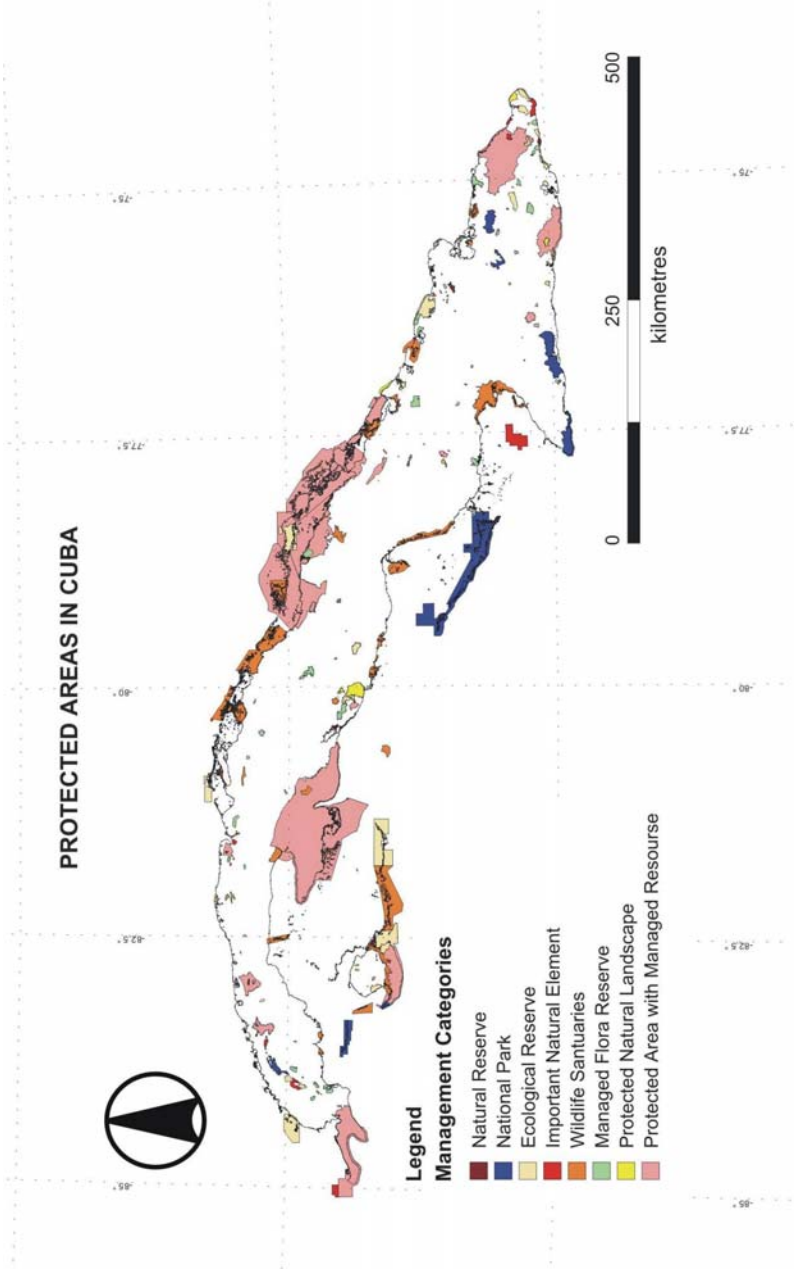


Figura 2. Distribución de las Áreas Protegidas de Cuba por categorías de manejo

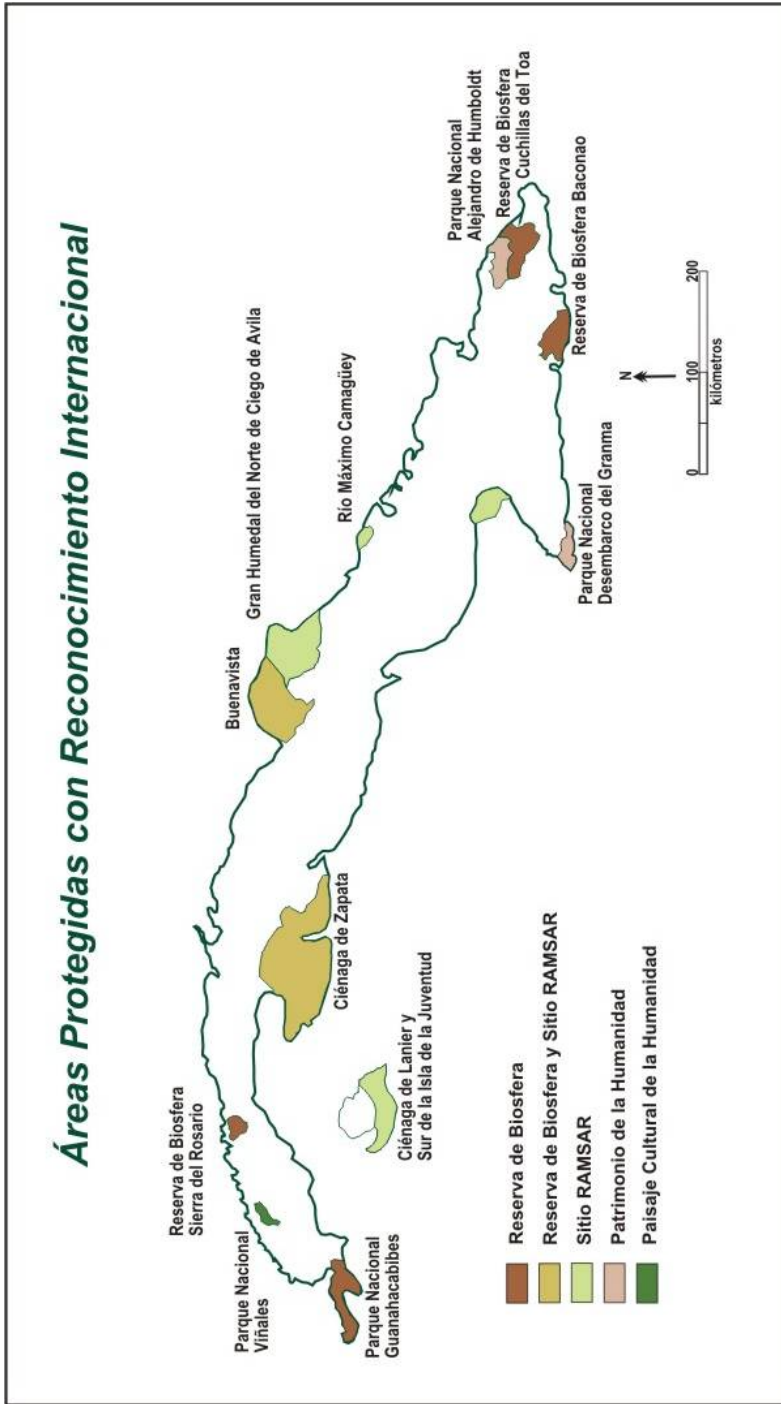


Figura 3. Protegidas cubanas con reconocimiento internacional

## **2 Los recursos geomáticos como herramientas de gestión**

### **2.1 El Sistema de Información para la gestión de las Áreas Protegidas (SIGAP)**

De acuerdo con los documentos normativos del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba (CNAP, 2003), la visión estratégica del SIGAP está dirigida a dar respuesta a las necesidades institucionales en función del cumplimiento de diversas tareas que cubren las dimensiones de planificación, gestión y control.

El SGAP tiene como fundamento el uso combinado de la tecnología SIG, los sistemas de gestión de bases de datos y documentos, así como los sensores remotos y GPS interconectados mediante Internet, de manera que facilite la coherencia y calidad de la información, aprovechando las fuentes secundarias disponibles.

Los objetivos de este sistema para su aplicación en todo el territorio nacional son:

- Caracterizar el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, apoyando su gestión, control y planificación.
- Definir límites en el diseño y fundamentación de las Áreas Protegidas (AP), contribuyendo a la formulación de planes de manejo.
- Apoyar el seguimiento y evaluación de los resultados derivados de los programas y proyectos.
- Garantizar el logro de objetivos y metas de conservación en las áreas protegidas.
- Brindar datos e información a tomadores de decisiones, investigadores, planificadores y público en general (Figura 4).

### **2.2 Descripción de la información**

El diseño del SIGAP está previsto para el uso de cuatro tipos de documentos: datos alfanuméricos almacenados en una o más bases de datos relacionales convencionales que se enlazan al SIG; datos geográficos que incluyen la geometría y tablas de atributos, almacenados en un SIG, enlazados a las bases de datos relacionales convencionales; textos en formato "pdf" o "doc" e imágenes en formato

“jpg” y “gif”, cuya conexión mediante diferentes módulos, tiene una salida al exterior a través de una página web (Figura 5).



Figura 4. Imagen de la entrada a la base de datos creada para facilitar la gestión y divulgación de las áreas mediante el Sitio Web <http://snap.cu>

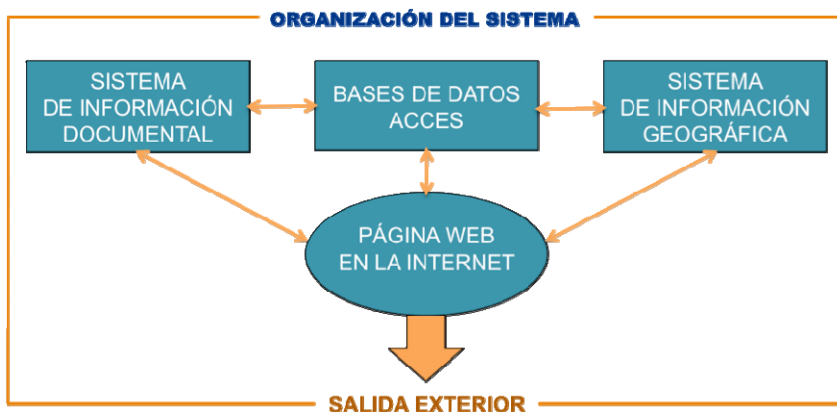


Figura 5. Esquema de organización de la información del SIGAP

A propuesta de CNAP (2003) la base nacional de datos se controla y maneja desde el propio Centro Nacional de Áreas Protegidas, conectada en un principio a cinco nodos territoriales en las capitales de provincias con mayor representatividad, desarrollo, nivel de gestión, y con condiciones organizativas (Figura 6).

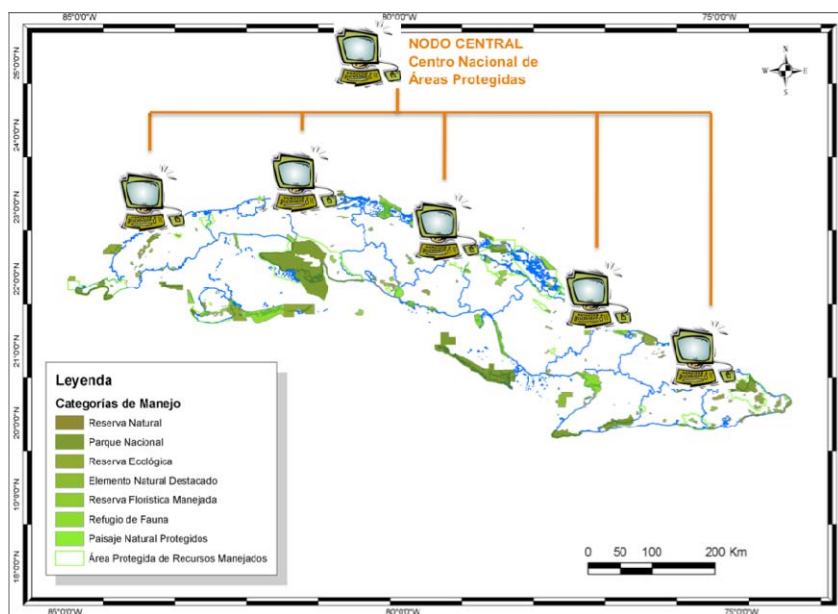


Figura 6. Alcance potencial del SIGAP a nivel de país

El contenido de la información general a nivel nacional se centra en los principales componentes del paisaje. Esto incluye los elementos del medio físico así como los elementos biológicos a nivel de vegetación y ecosistemas. Para el caso de las especies se maneja información detallada en cada área protegida, que pasa a formar parte de una base de datos nacional, esto incluye a todas las regiones montañosas y archipiélagos y reservas de biosfera.

A nivel local y en aquellas áreas protegidas más complejas e importantes dentro del SNAP (Figura 7), se establecen las estaciones del sistema de información que le permitan conformar su propia base de datos y realizar análisis para apoyar el desarrollo de las acciones previstas en cada programa de los planes operativos anuales que tributan al Plan de Manejo particular de cada área.



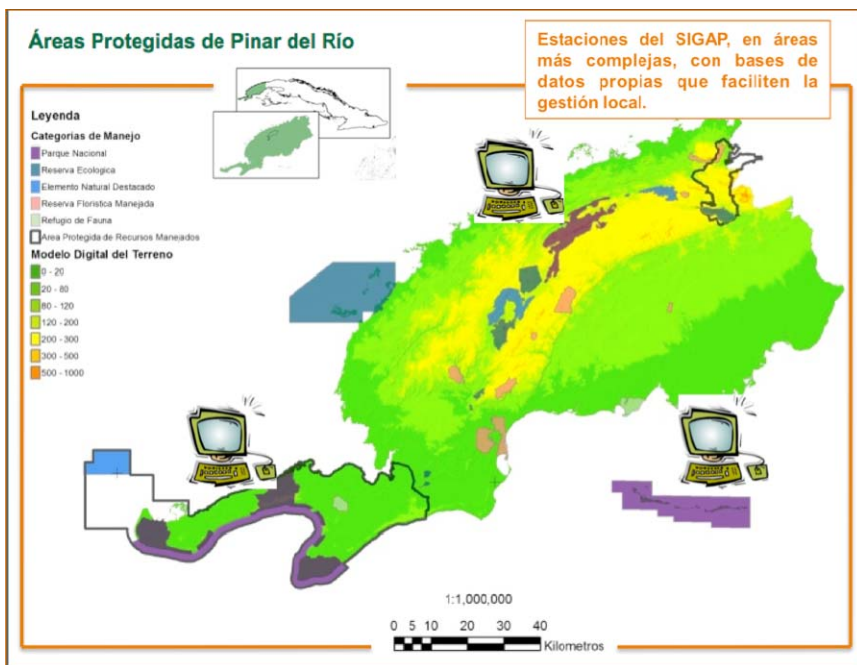


Figura 7. Alcance potencial del SIGAP a nivel de provincia: Pinar del Río

### 2.3 Bases de Datos: Relacional

Incluye los grupos de datos que se relacionan a continuación:

- Datos acerca de las especies reportadas en las áreas protegidas. (Id de la especie, nomenclátor, sinonimia, nombres vulgares, endemismo, rareza, grado de amenaza, grado de protección).
- Datos sobre las localidades donde se reportaron las especies. (Id de la localidad, nombre, coordenadas, provincia, etc.).
- Datos sobre la fuente de donde se extrajo la información (ficha bibliográfica).
- Especies reportadas en cada localidad. (Id de la especie, Id de la localidad, resultados cruce de tablas)
- Datos acerca de las áreas protegidas (descripción del área y su status legal, indicadores de diagnóstico).

Se apoya con el uso de diversas fuentes de información, entre las que destacan publicaciones científicas, estudios temáticos y tesis de licenciatura, master y/o doctorado (Figura 8).

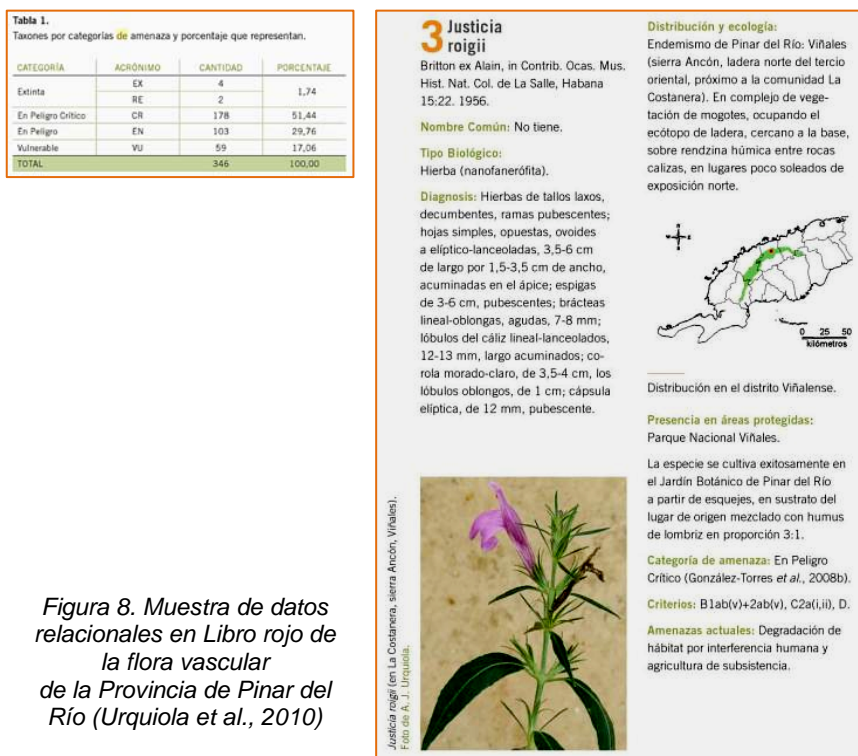


Figura 8. Muestra de datos relacionales en Libro rojo de la flora vascular de la Provincia de Pinar del Río (Urquiola *et al.*, 2010)

## 2.4 Bases de Datos: Geográfica

Contiene a la cartografía digital y analógica como fuente de información fundamental y el uso de imágenes satélite para la creación de capas de vegetación y paisajes (Figura 9). La información necesaria se agrupa en 5 clases y 27 temáticas, que pueden tener más de una base de datos, las cuales se relacionan a continuación:

- I) Medio abiótico: Geología, Relieve, Clima, Hidrografía, Suelos, Regiones Naturales.

- II) Medio biótico: Vegetación, Localidades de especies de flora y fauna, Dispersión de especies, Paisajes y Ecosistemas, regiones bióticas.
- III) Base económica e infraestructuras: Uso de la tierra, Vías, Concesiones mineras, Polos turísticos, Focos contaminantes, Infraestructura hidráulica.
- IV) Red de Conservación: Áreas protegidas núcleo, Áreas de amortiguamiento, Áreas de transición, Corredores ecológicos, Sectores de las áreas protegidas, Uso público, Instalaciones, Zonificación Interna, Sitios de interés para la conservación.
- V) Población y asentamientos: Asentamientos humanos, Migración, Instalaciones de servicios, Base económica, Condiciones de vida, problemáticas ambientales.



*Figura 9. Foto aérea, imagen satélite y mapa topográfico de Sierra Galera. Zona de Conservación del Parque Nacional Viñales. Pinar del Río*

#### **2.4 Bases de Datos: Documental**

Agrupar toda la documentación relacionada, tanto con aspectos administrativos, como técnicos que se facilitan el desarrollo de los diferentes programas del área protegida (Figura 10).

- Legislación vigente sobre áreas protegidas, conservación de la diversidad biológica y otros temas conexos.
- Informes de Planes de Manejos aprobados.
- Documentos de aprobación oficial de las áreas protegidas con acuerdos del Consejo de Ministros.
- Convenios internacionales.
- Información sobre proyectos en curso.
- Información sobre gestión administrativa y técnica.

-Documentos de relativos a planes locales de gestión municipal y/o territorial donde se enclava el área protegida.

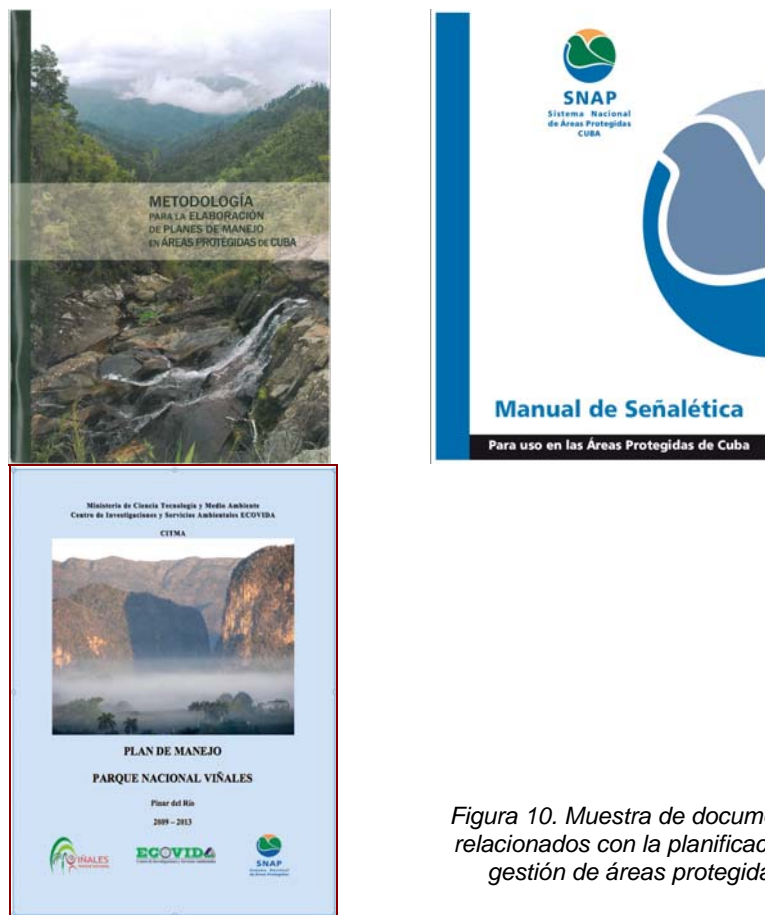


Figura 10. Muestra de documentos relacionados con la planificación y gestión de áreas protegidas

#### 2.4 Bases de Datos: Iconográfica

En esta se agrupan todas las imágenes e ilustraciones relacionadas con las áreas protegidas y lugares singulares de alto interés para la conservación (Figura 11). Se recopilan imágenes preferentemente en formato JPG y se crea una base de datos de cada imagen que incluye: descripción del contenido de las imágenes, autor, formato original, resolución, tipo de soporte original y localización física.

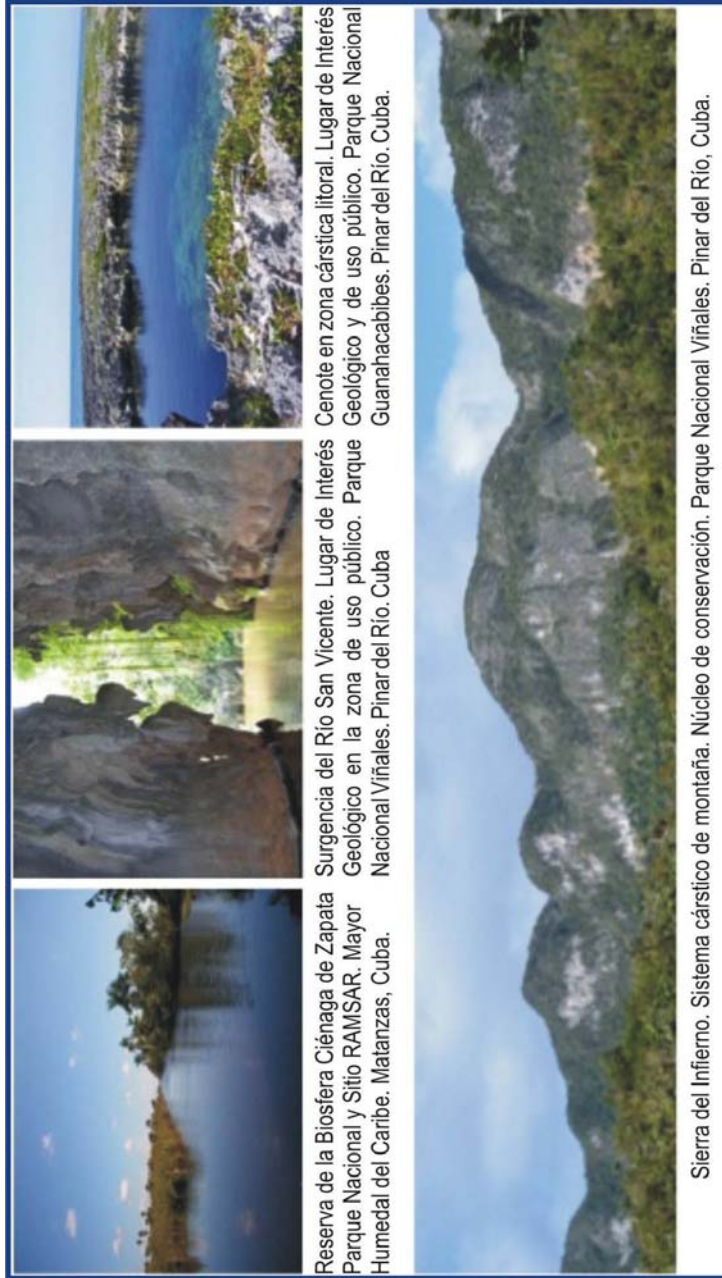


Figura 11. Imágenes de lugares singulares en áreas protegidas de Cuba

### **3 Avances logrados con la implementación del SIGAP: realidades**

#### *3.1 A nivel de Sistema Nacional de Áreas Protegidas*

De acuerdo con los documentos normativos del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba (CNAP, 2003), la visión estratégica del SIGAP está dirigida a dar respuesta a las necesidades institucionales en función del cumplimiento de tareas que cubren las dimensiones de planificación, gestión y control. Los resultados obtenidos son importantes por su contribución a la planificación y gestión práctica de las áreas protegidas. La información generalizada a nivel de país que dan permite la toma de decisiones y el establecimiento de prioridades administrativas y estratégicas. Han cubierto demandas formativas, informativas y de gestión, además de contar con cartografía diversa y representativa. Entre ellos destacan los siguientes:

- Introducción de un sistema único de información para todo el SNAP y capacitación del personal técnico.
- Desarrollo de base de datos relacional en formato ACCESS con información de especies, áreas protegidas y localidades. Se compone por 55 tablas con sus relaciones y contiene más de 20000 registros de especies de flora y fauna en más de 1500 localidades.
- Bases de datos con descripción del contenido de las imágenes, autor, formato, resolución, tipo de soporte original y localización física.
- Migración a SQL Server y desarrollo avanzado del sistema con interface en web.
- Desarrollo de bases de datos geográficas en formato Mapinfo que abarca:
  - a) Base de cartografía digital a escala 1:250.000.
  - b) Modelo digital del terreno a escala 1:250.000 y 1: 100.000 para algunas regiones.
  - c) Geología digital a escala 1:100.000 en formato dxf.
  - d) Límites de áreas protegidas y sus zonas de amortiguamiento.
  - e) Mapa preliminar de humedales a escala 1:250.000.
  - f) Mapa de vegetación a escala 1: 1.000 000.

- g) Mapa de los asentamientos de Cuba de más de 200 habitantes con datos censales asociados.
- h) Mapa de puntos y zonas de buceo a escala 1: 100 000
- i) Mapa de la división municipal a escala 1: 250 000
- j) Diversos mapas temáticos (Figura 12).

### **3.1 A nivel local en la gestión directa de Áreas Protegidas**

Existe una amplia diversidad de áreas protegidas, diferenciadas; desde el punto de vista administrativo; por la categoría de manejo o protección, los valores priorizados para la conservación y en menor proporción, por el organismo administrativo al que se suscriben. Desde el punto de vista físico y ambiental, las diferencias son más evidentes y dependen fundamentalmente de la localización geográfica y las características de los ecosistemas que se protegen.

Dadas estas circunstancias el desarrollo del SIGAP a nivel local, aún no es homogéneo. No obstante existen experiencias muy positivas que demuestran la viabilidad de la integración de los recursos geomáticos en la gestión de un área protegida, como el caso que se ilustra a continuación: El Parque Nacional Viñales.

Para cualquier gestor de áreas protegidas es imprescindible un conocimiento del espacio lo más exacto posible, por lo que no resulta suficiente con los límites físicos o administrativos. Es necesario un levantamiento cartográfico de la línea base, en el que se integre toda la información posible a medida que se vayan realizando los estudios temáticos. Mediante las herramientas del SIGAP se obtiene una serie cartográfica que no solo describe o limita unidades, permite, además, ordenar, clasificar y cubrir vacíos de conocimientos.

El mapa de localización (Figura 13) no solo ha informado las referencias geográficas, constituye una herramienta de gestión en la que se establecen límites a las presiones externas a las que puede estar sometida el área.

Otro de los mapas presentes en levantamiento de la línea base y que ha jugado un rol importante en la gestión, es el de complejos litológicos (Figura 14). Las herramientas del SIGAP han permitido la generalización cartográfica de manera que la información es más asequible para el gestor, facilitando la toma de decisiones

teniendo en cuenta las características de los materiales del sustrato que soportan la diversidad natural local.

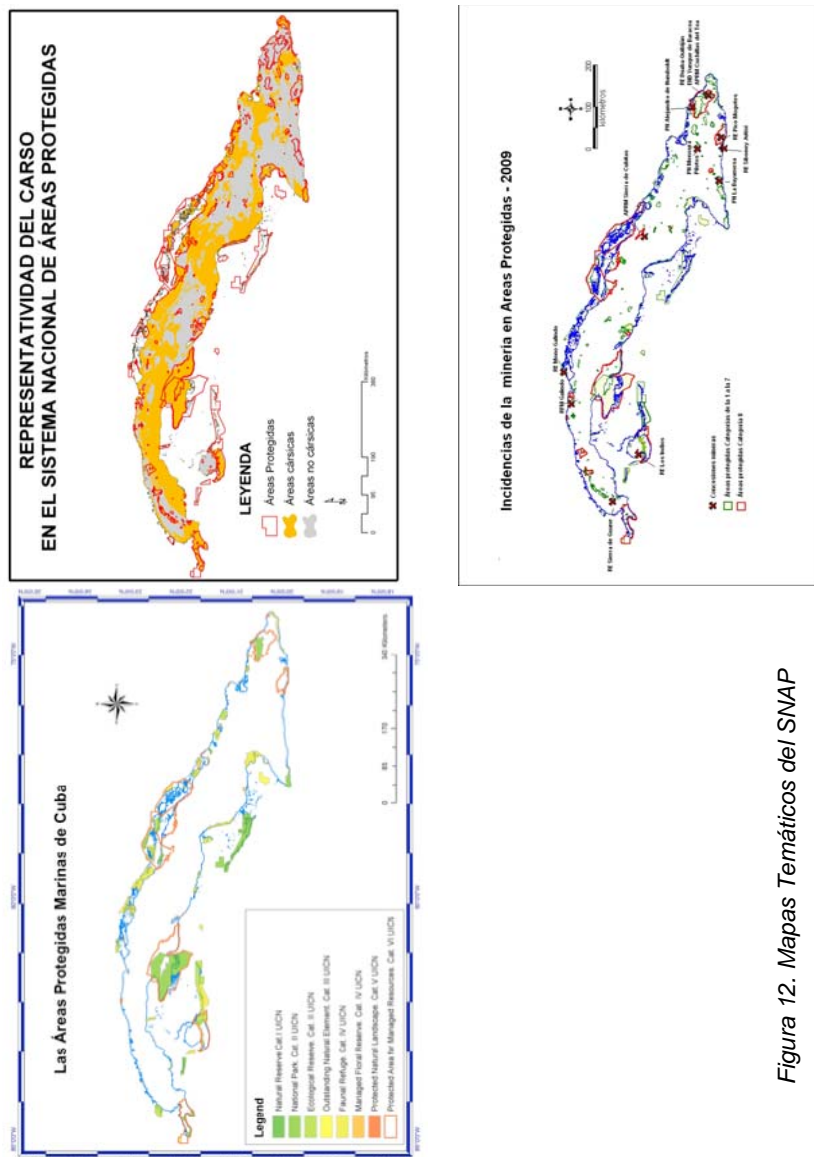


Figura 12. Mapas Temáticos del SNAP



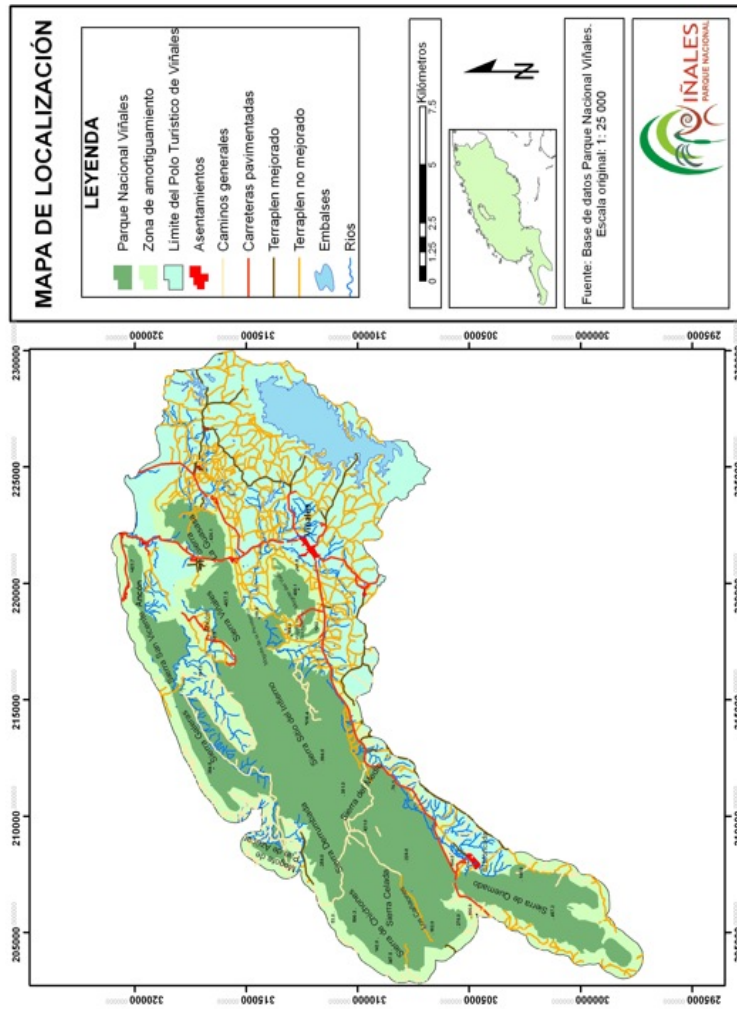


Figura 13. Mapa de localización Parque Nacional Viñales (Corvea et., al 2009)

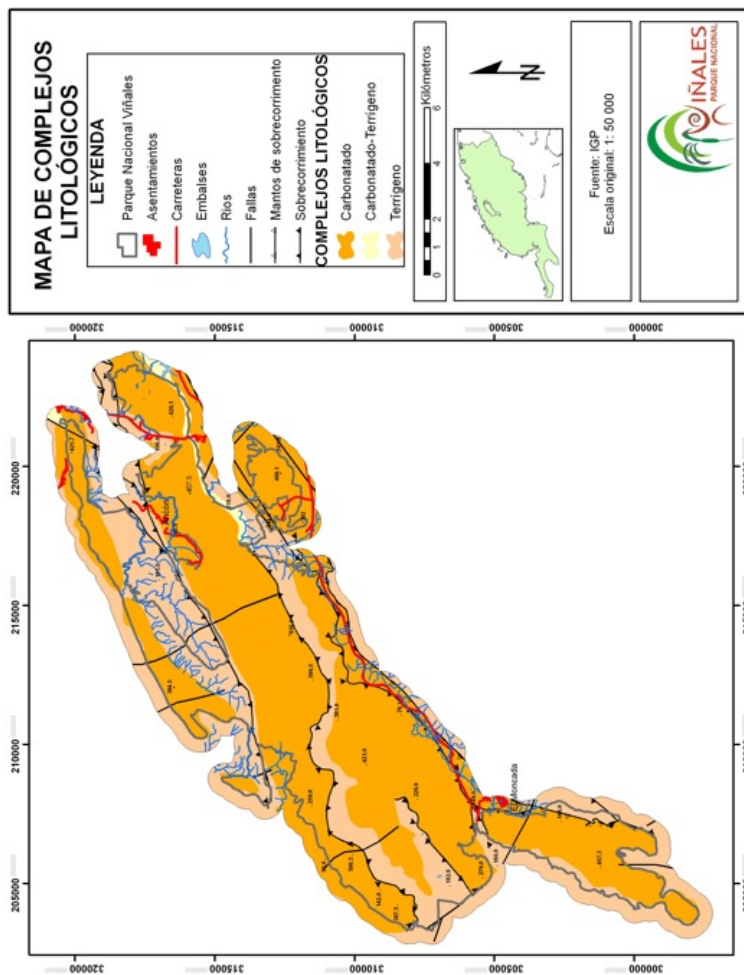


Figura 14. Mapa de complejos litológicos del Parque Nacional Viñales (Corvea et al., 2009)

Las diferentes unidades geomorfológicas definidas en el territorio (Figura 15), además de sistematizar el conocimiento de las formas de relieve, han facilitado la ordenación o zonificación del área protegida de acuerdo con las propiedades intrínsecas de cada sector. De igual importancia ha resultado la cartografía y bases de datos sobre usos del suelo en la planificación y gestión de los recursos, especialmente cuando en este territorio confluyen actividades turísticas, agrícolas y forestales, conjuntamente con la conservación. A esto se añade la influencia de las prácticas tradicionales de los habitantes locales que de manera privada gestionan los recursos naturales.

La tenencia o propiedad de la tierra es otro factor elemental a tener en cuenta para la gestión de áreas protegidas, lo cual ha representado mediante el mapa de usos del suelo. En muchas ocasiones la administración del área protegida establece planes y programas a ejecutar en espacios que legalmente tiene otros dueños.

El levantamiento cartográfico de la línea base, no establece un límite de información, cada estudio temático se va integrando y a su vez se va actualizando la información. Otros mapas que forman parte de los resultados actuales son los de: formaciones vegetales, de especial interés para la ordenación forestal del territorio y el diversidad paisajística, muy necesario en el diseño del producto turístico local.

Otra de las aplicaciones directas del SIGAP en la gestión local está asociada a la Fase Normativa, que además de tener una expresión literal, es muy importante su expresión cartográfica. El Plan de Manejo (Plan Rector de Uso y Gestión) además del correspondiente mapa de zonificación (ordenamiento espacial del territorio), incluye, para cada una de las zonas y subzonas definidas, la descripción breve de su localización, extensión, límites y características más relevantes, los objetivos específicos que se pretenden alcanzar con su establecimiento, así como las regulaciones de uso y manejo que se establecen en ella (Gerhartz et al., 2007).

En muchas ocasiones la existencia de un mapa de zonificación del territorio (Figura 16) es la herramienta que ayuda a la solución de conflictos, especialmente en aquellas áreas como Viñales donde confluyen un destino turístico con un empresa forestal, un sitio Patrimonio de la Humanidad y un Parque Nacional. A la fase normativa, corresponde también el mapa de señalización, que ha permitido la

localización e inventario de señales informativas, según las restricciones o usos posibles en cada sector delimitado en la zonificación. Este mapa está en constante actualización por la dinámica que exige el diseño y colocación de señales en el terreno. Para ello se tiene en cuenta también, las indicaciones del manual de señalizaciones del sistema nacional de áreas protegidas.

La planificación y gestión de espacios naturales protegidos exige una serie de programas mediante los cuales se ejecutan todas las acciones que tributan a la conservación y uso sostenible de los recursos. El uso de recursos geomáticos, acompañados de los trabajos de campo, también interviene en la fase programática, generando como producto final y herramientas de gestión, los correspondientes mapas temáticos.

Uno de los programas fundamentales para la administración de un espacio protegidos es el de vigilancia y protección, pues con él se debe contribuir a garantizar la integridad ecológica de los ecosistemas y valores que se gestionan. Para ello es necesario conocer, localizar, caracterizar y representar las principales amenazas que influyen en el área, por lo que un mapa que se actualice sistemáticamente (Figura 17), de acuerdo a los datos que van incorporando al SIGAP, proporcionados por los guardaparques y guardabosques, constituye una herramienta de trabajo esencial para la toma de decisiones.

De acuerdo con Gerhartz et al., (2007) el programa de manejo de recursos incluye acciones para el manejo de especies, comunidad, hábitats, vegetación, reconstrucción paisajísticas, control de contaminación, erosión y todos los que se consideren necesarios para garantizar el cumplimiento de los objetivos del área protegida.

El volumen de información que se maneja es considerable y muy complejo, sin embargo con la ayuda de los recursos geomáticos y en específico las herramientas del SIGAP, se logra sistematizar los datos e información requerida y por consiguiente obtener expresiones cartográficas que facilitan el trabajo.

Para el Parque Nacional Viñales, su administración ha considerado priorizar el programa de manejo de recursos mediante dos subprogramas: el de Manejo Forestal y el de Reforestación de Cuencas Hidrográficas.

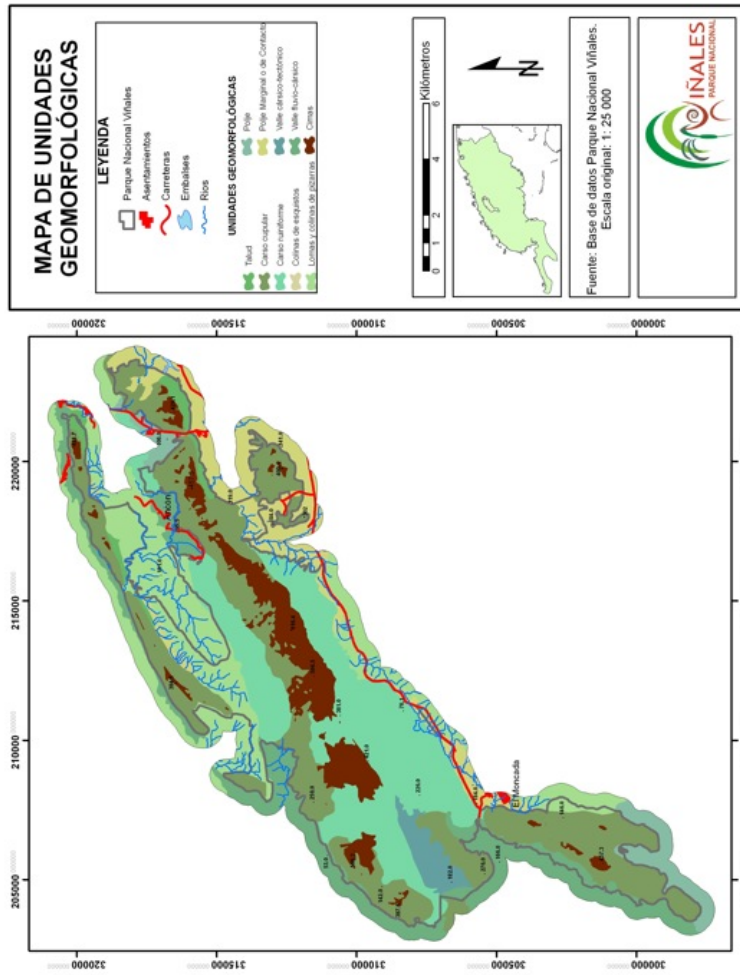


Figura 15. Mapas de unidades geomorfológicas del Parque Nacional Viñales (Corvea et al., 2009)

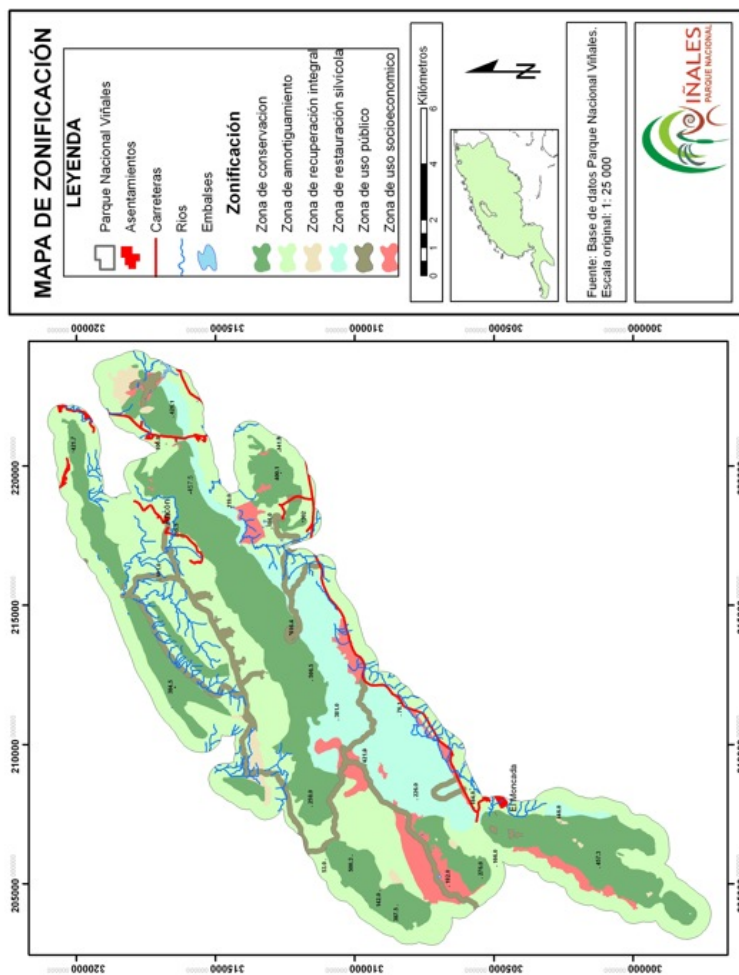


Figura 16. Mapa de Zonificación. Fase Normativa y de Regulación. Parque Nacional Viñales (Corvea et al., 2009)

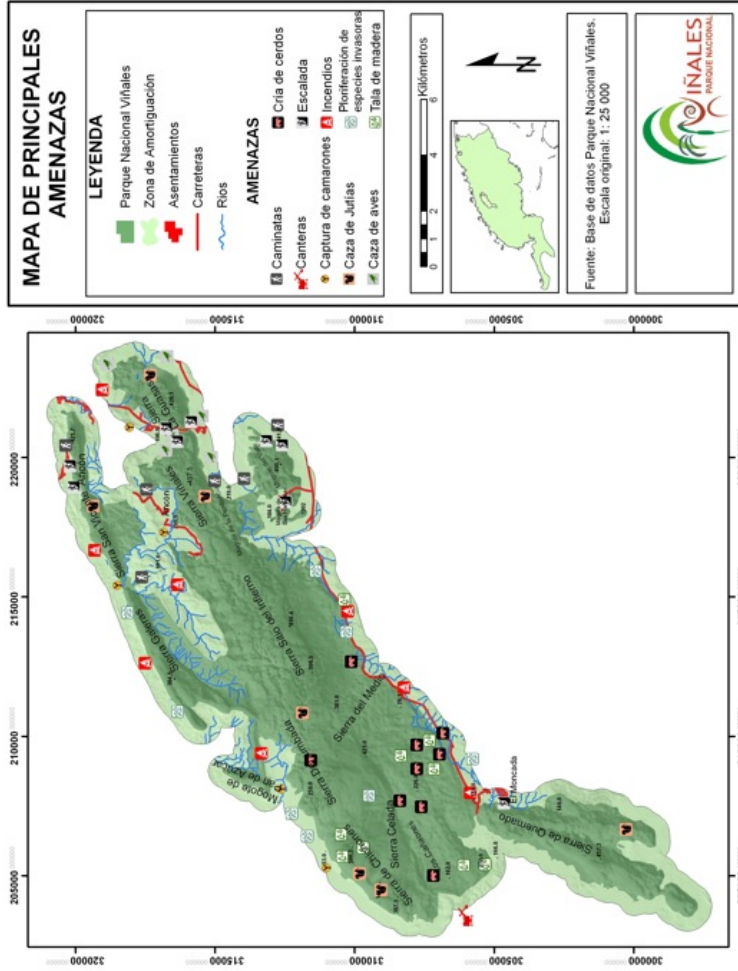


Figura 17. Mapa de principales amenazas. Programa de Vigilancia y Protección. Parque Nacional Viñales (Convea et al., 2009)

No obstante para la ejecución de estos programas la administración necesita una visión generalizada del territorio a partir de los resultados de estudios temáticos que se procesan mediante el SIGAP y pueden brindar datos espaciales como: el tipo de modificación de los paisajes (Figura. 18).

Teniendo en cuenta que la mayoría de las categorías de manejo aprobadas para las áreas protegidas de Cuba, admiten el uso público, este programa también necesita de una adecuada planificación y ejecución. Es posible con su aplicación obtener altos ingresos por concepto de turismo y actividades educativas, informativas recreativas, sin embargo el objetivo principal continua siendo la conservación de la integridad ecológica del área.

El Parque Nacional Viñales es de estas áreas protegidas en las que confluyen intereses diversos de la economía. Existe por naturaleza un vocación forestal del paisaje dadas las considerables hectáreas de bosques que se han mantenido durante muchos años en buen estado de conservación.

La presencia de un gran sistema cárstico, así como las tradiciones locales campesinas en el uso de la tierra, lo han convertido en un destino turístico, consolidado y con planes de crecimiento en cuanto a infraestructuras y opcionales. En consecuencia, la administración del parque, debe continuar el cumplimiento de sus programas y al mismo tiempo exigir el cumplimiento de todas las normativas. Para ello se apoya también en las herramientas que facilitan el trabajo y brindan la información sintetizada y actualizada de aquellas actividades compatibles con la categoría de Parque Nacional, especialmente en aquellas relacionadas con el turismo de naturaleza (Figura 19).

De los programas que se ejecutan en los espacios naturales protegidos de Cuba, probablemente el más favorecido por el SIGAP sea el relacionado con la investigación y el monitoreo, especialmente por las numerosas herramientas que facilitan, la organización de datos e información, su procesamiento, así como la posibilidades de representación esquemática, tratamiento estadístico y representación cartográfica, lo que sin dudas ejerce una influencia significativa en la gestión del territorio.



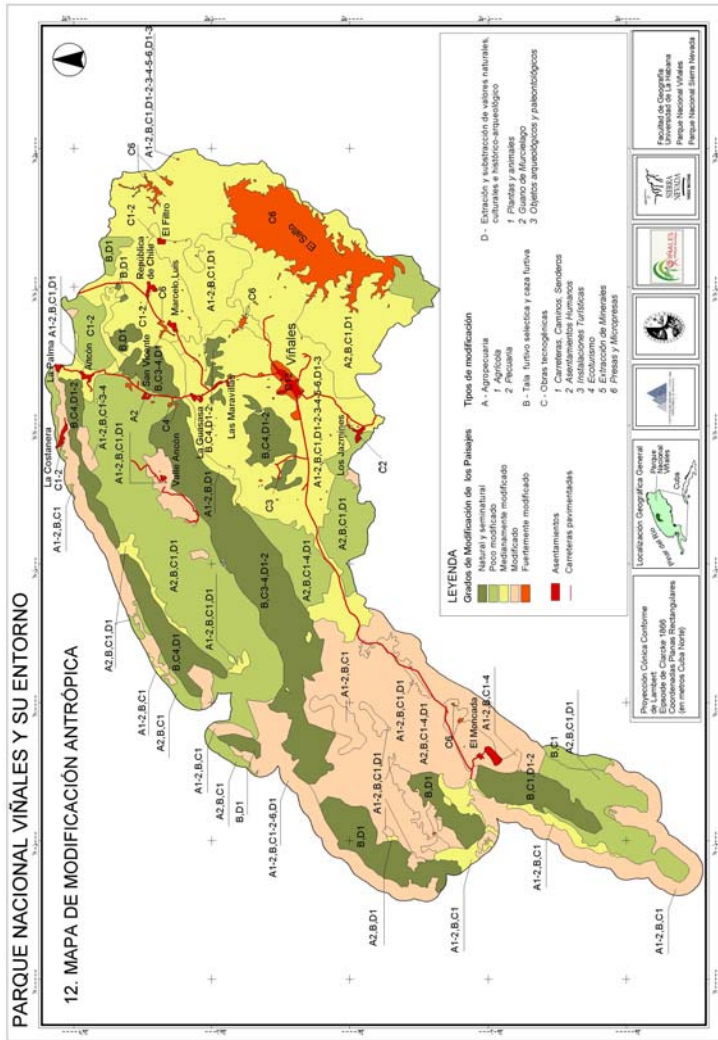


Figura 18. Mapa de modificación antrópica del Parque Nacional Viñales y su entorno (Luis, M. 2006)

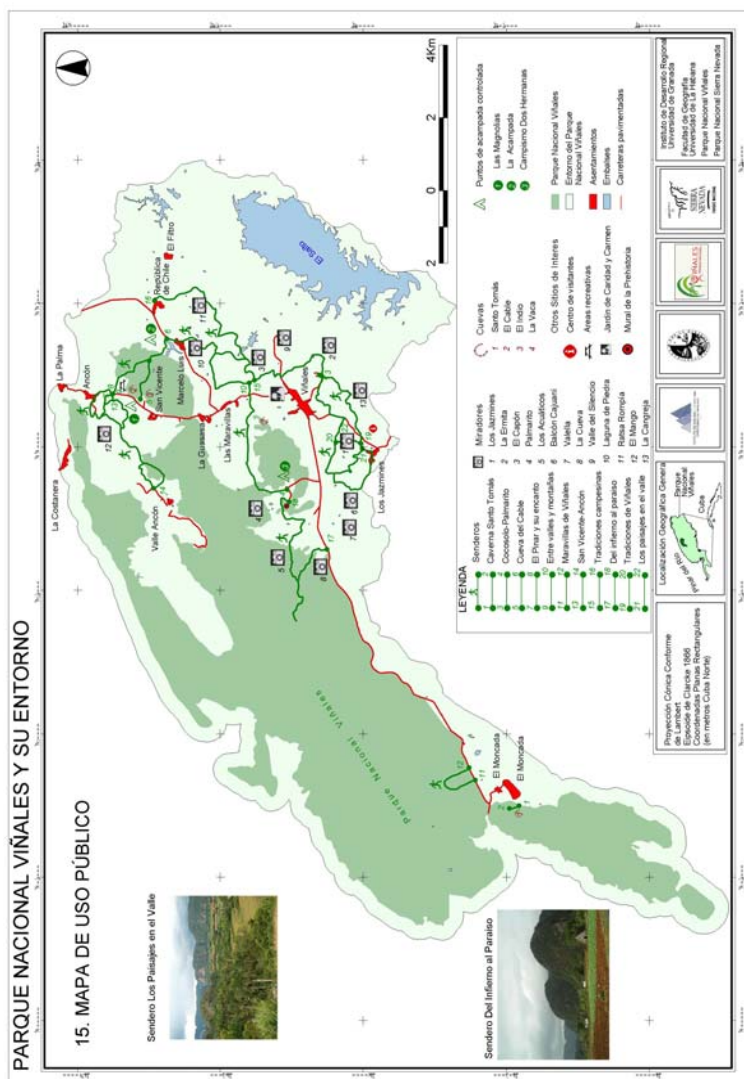


Figura 19. Mapa de uso público del Parque Nacional Viñales y su entorno (Luis, M. 2006)

Corvea et al. (2009) consideran que existen problemáticas en el área de las cuales no se tiene un conocimiento preciso, lo lleva a vacíos que impiden la identificación de las causas que la generan, y las posibles soluciones, para un manejo adecuado de los recursos. Por otro lado, es necesario evaluar sistemáticamente la dinámica de los problemas identificados, mediante acciones de monitoreo que tributen a un manejo efectivo. Por lo tanto, han considerado priorizar la investigación y monitoreo para el período 2008-2013, mediante un considerable grupo de programas que se integran al SIGAP desde su propia concepción. Entre ellos se destacan: Subprograma de Escenarios de los peligros naturales que afectan al Parque y Subprograma de Hidrogeología y vulnerabilidad de los acuíferos (Figura 20).

## **4 Principales dificultades con la implementación del SIGAP y perspectivas de futuro**

### *4.1 Principales dificultades*

La distribución geográfica de los espacios que integran el SNAP, así como las características físicas de los ecosistemas que se protegen, se señalan entre las principales limitantes para una cobertura total del SIGAP. Muchas de estas áreas se encuentran en zonas montañosas y costeras con límites de acceso. En la mayoría de los casos con escasa población y baja presencia de instalaciones administrativas con capacidades tecnológicas instaladas. Lo anterior, unido a las problemáticas económicas que atraviesa el país para el acceso a los recursos del mercado internacional, confirman las siguientes dificultades:

- I) Carencia de recursos informáticos y tecnología para cubrir las necesidades de todo el SNAP.
  - Falta de equipamientos
  - Dificultades para el mantenimiento técnico del equipamiento existente
  - Acceso a Internet deficiente o nulo en muchos sectores
- II) Institucionalización de la información.

- Datos e información como productos comerciales
- III) Desigual cobertura de información en las áreas protegidas.
  - Carencia de personal técnico de alta cualificación directamente vinculado a las áreas
  - Vacíos de información sobre el medio biótico y abiótico local
  - Presupuestos limitados para la gestión

#### ***4.2 Perspectivas para el desarrollo del SIGAP***

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba, cuenta con un Plan Nacional, que se ejecuta en períodos de cinco años y a partir del cual se desglosa cada programa para la gestión de las áreas en todo el país.

De acuerdo con los análisis y evaluaciones realizadas durante el período 2004 a 2008 y la planificación del período 2009 al 2013, las perspectivas para el desarrollo y perfeccionamiento del SIGAP se resumen a continuación.

Lograr el funcionamiento óptimo en todo el SNAP:

- Dotar a todas las AP con administración de equipamiento y tecnología.
- Garantizar el acceso a Internet con mayor ancho de banda.
- Legalizar la adquisición de datos e información con todos los organismos e instituciones representados en la Junta Nacional de Áreas Protegidas.
- Homogenizar la información en todo el país posibilitando el acceso público.
- Garantizar la formación del personal técnico de alta cualificación en las áreas de mayor dificultad.
- Incrementar los datos, información y conocimientos sobre el medio biótico y abiótico local.
- Desarrollar programas de cooperación con instituciones internacionales y otros países con prácticas más avanzadas.

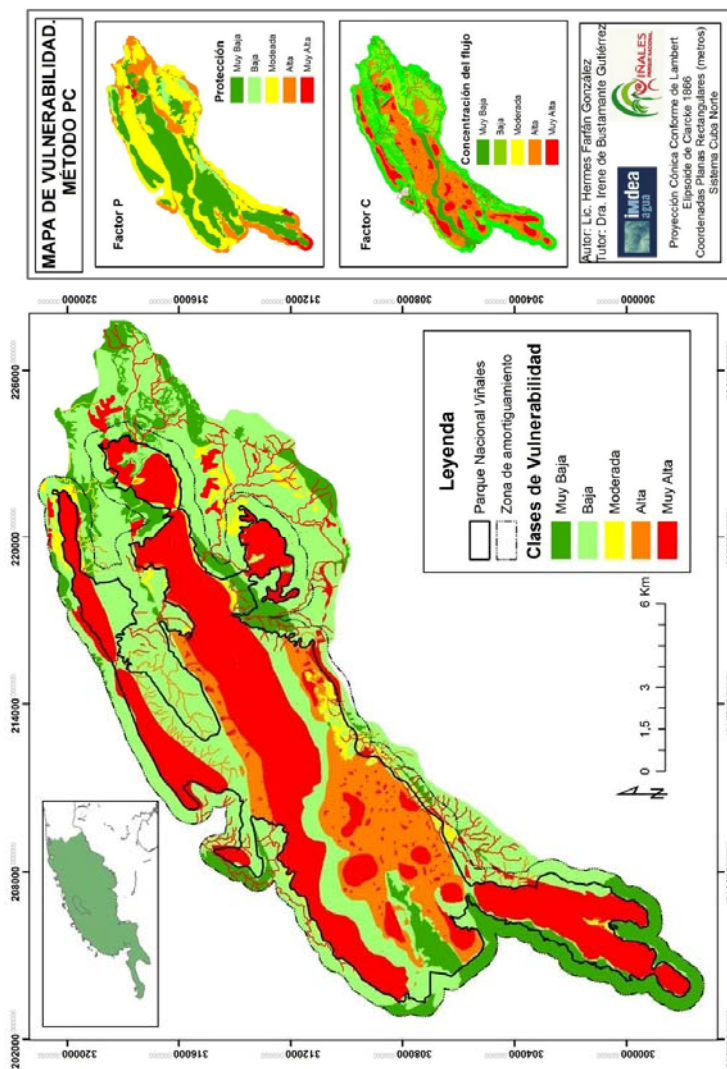


Figura 20. Mapa de Vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos del Parque Nacional Viñales (Farfán, H. 2010)

## **Bibliografía**

- Corvea, JL; Novo R; Palacio M. E; Martínez Y; Farfán H; Luis M; Fleitas R; Ferrer Y; Valdés Y; Basulto M. A; Mesa S; Martínez V; Echevarría J.C; Miranda E; Pérez M; Romero F; Becerra M; Díaz C (2009): Plan de Manejo del Parque Nacional Viñales. 2009-2013. p 130. Documento Normativo.
- CNAP (2003): Diseño del SIGAP. Centro Nacional de Áreas Protegidas de Cuba. La Habana. Documento normativo.
- Farfán, H (2010): Evaluación de los recursos hídricos del Parque Nacional Viñales. Tesis en opción al grado académico de Máster en Hidrología y Gestión de Recursos Hídricos. 89 pp. IMDEA Agua. Madrid.
- García, M. (2010): Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Conferencia Magistral. I Simposio sobre gestión del agua en espacios protegidos. Viñales Cuba.
- Gerhartz, JL; Estrada R; Hernández E; Hernández A; González A (2007): Metodología para la elaboración de Planes de manejo en áreas protegida de Cuba. 89pp. Editorial Feijoo
- Luis, M. (2006): Mapa de Modificación Antrópica. Parque Nacional Viñales.
- Luis, M. (2006): Mapa de Uso Público. Parque Nacional Viñales.
- Urquiola A; González L; Novo R (2010): Libro rojo de la flora vascular de la provincia de Pinar del Río. 458 pp. Universidad de Alicante. España.

# Aplicaciones de la teledetección en hidrología: estimación de la evapotranspiración mediante el método del triángulo

***Alberto de Tomás<sup>1</sup>, Héctor Nieto<sup>2</sup>, Radoslaw Guzinski<sup>2</sup>, Inge  
Sandholt<sup>2</sup>, Pedro Berliner<sup>1</sup>***

<sup>1</sup>IMDEA Water Foundation, c/ Punto net, edificio Zye, 2º Planta, Alcalá de Henares, 28805, Spain.

<sup>2</sup>Copenhagen University, Øster Voldgade 10, 1350 Copenhagen K, Denmark.

## **Abstract**

Evapotranspiration is one of the key components of the water balance. Knowing its value is crucial for managing water resources, especially in areas with water scarcity. Despite that its determination at regional scales is a difficult task, since there is not a direct way for its measurement; remote sensing has proved to be a powerful tool to solve that issue.

In this work the triangle method, based on the relation of the surface temperature with a vegetation index, was applied on Landsat5-TM data over a heterogeneous patch of 5x5 km in the Henares river basin – part of the Tagus river basin in central Spain. On-site measurements were carried out during the growing season of an experimental wheat field in 2010, including sensible heat flux (H) estimated with a scintillometer, soil heat flux (G), net radiation (Rn) and other typical meteorological data, which were used to obtain actual evapotranspiration (ET) rates at field scale, as a residual of the surface energy balance. A mask removing significant elevation, sloping or land cover structure differences with the experimental field site was applied before running the algorithm on the satellite imagery. Estimated evaporative fraction maps, in combination with on-site G and Rn measurements, were used to obtain ET rates at local scale.

The validation results showed good agreement with the observed values, RMSE=45.91 W/m<sup>2</sup>, considering an important but linear underestimation (bias=-45.13 W/m<sup>2</sup> and R<sup>2</sup>=0.9875). Therefore, it can be argued that the triangle method is useful for estimating evapotranspiration at local scale, and potentially at regional scale, helping decision-makers and planners to manage water resources.

**Keywords:** *Remote sensing, evapotranspiration, evaporative fraction, triangle model, Landsat-5 TM*

## **1 Introducción**

La evapotranspiración es uno de los principales componentes del balance hídrico, junto con la precipitación, la escorrentía y la recarga de acuíferos, y supone la unión entre los procesos que tienen lugar en la superficie terrestre, el suelo y la atmósfera. Así pues, su cuantificación se hace esencial tanto en estudios climatológicos y meteorológicos, como en temas relacionados con la producción vegetal y la gestión y planificación de los recursos hídricos. Dado el aumento generalizado de situaciones de escasez de agua, el consumo para el riego se vuelve especialmente crítico en regiones áridas y semiáridas. Una estimación precisa de las necesidades hídricas de los cultivos puede ayudar a regular dicho consumo, adaptando los sistemas de riego. Sin embargo, intentar modelizar los complejos procesos que determinan la evapotranspiración no resulta una tarea fácil.

A lo largo de los años se han desarrollado multitud de modelos para estimar la evapotranspiración de manera local. Entre otros, los conocidos Thornthwaite (Thornthwaite, 1948), Penman-Monteith (Monteith, 1965) o Priestley-Taylor (Priestley and Taylor, 1972). No obstante, éstos son difícilmente aplicables a escala regional debido a la heterogeneidad topográfica y de cubiertas vegetales presentes en la realidad, así como a las limitaciones a la hora de encontrar suficientes datos meteorológicos disponibles que permitan realizar una espacialización adecuada mediante técnicas de interpolación espacial. La estimación de la evapotranspiración a escala regional requiere la utilización de técnicas que resulten viables ante las distintas condiciones del terreno.

Los avances tecnológicos durante las últimas décadas han puesto en escena la utilización de sensores y plataformas espaciales con fines científicos, permitiendo una observación continua y a gran escala de los procesos naturales de la superficie terrestre y la atmósfera. La elevada cantidad de información que aportan los datos de satélite, hacen de la teledetección una herramienta adecuada a la hora de aplicar modelos de cálculo a escalas mayores.

Para que tenga lugar la evapotranspiración, es necesario que exista un proceso de aporte energético para evaporar el agua y otro de transporte del agua evaporada, por lo que la evapotranspiración supone el nexo entre el balance energético y el



balance de agua (Brutsaert, 2005). El balance energético se expresa mediante la ecuación del balance de energía en superficie, que describe un sistema formado por la vegetación, el suelo y la atmósfera que los rodea:

$$R_n = G + H + ET \quad (1)$$

donde sus términos se expresan en  $W/m^2$ , siendo  $R_n$  la radiación neta, fuente principal de los intercambios de masa y energía;  $G$  el flujo de calor transmitido y acumulado en el suelo;  $H$  el flujo de calor sensible disipado en la atmósfera por convección; y  $ET$  el flujo de calor latente o evapotranspiración, despreciando la energía de fotosíntesis y otros procesos cuya suma es generalmente menor que el error experimental de los otros términos. Una vez conocidos los términos del balance se puede establecer la fracción evaporativa, que hace referencia al ratio evaporado del total de energía disponible:

$$EF = ET / R_n - G \quad (2)$$

Tanto los componentes de la radiación neta como el flujo de calor en el suelo se pueden obtener relativamente sin dificultades a partir de datos de teledetección. Aunque la mayoría de estudios se ocupan del cálculo del flujo de calor sensible para, una vez conocidos el resto de términos del balance, despejar de la ecuación (1) la evapotranspiración - consultar Courault *et al.* (2005) para una revisión más extensa - este trabajo se centra en la aplicación de modelos semi-empíricos que utilizan la relación existente entre la temperatura radiativa de superficie,  $T_s$ , y algún índice de vegetación, para calcular de manera directa la fracción evaporativa de las superficies de estudio y, posteriormente, la evapotranspiración.

## 2 Metodología

### 2.1 El método del triángulo

Son numerosos los estudios que han aplicado dicha relación para estimar la evapotranspiración (Carlson, 2007). Básicamente el método del triángulo asume la formación de un espacio triangular al representar gráficamente  $T_s$  contra un índice de vegetación—generalmente el NDVI (Índice de Vegetación de la Diferencia Normalizada) - como muestra la figura 1.

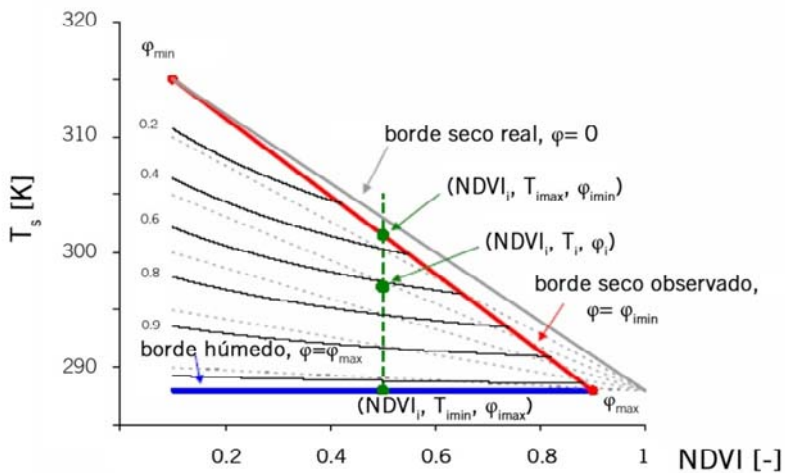


Figura 1. Espacio triangular conceptual. Adaptado de Stisen et al. (2008).

Dicho espacio se acota por dos bordes: el borde húmedo, donde la evapotranspiración alcanza su máximo valor y, por tanto, la temperatura de superficie es mínima, siendo a su vez máxima la fracción evaporativa ( $EF=1$ ); y el borde seco, donde la evapotranspiración es nula, la temperatura de superficie es máxima, y la fracción evaporativa es mínima ( $EF=0$ ).

Entre los trabajos que utilizan este método cabe destacar el de Jiang and Islam (2001) utilizando el triángulo para caracterizar el parámetro de Priestley-Taylor,  $\phi$  (Priestley and Taylor, 1972), mediante el cual se calcula la evapotranspiración:

$$ET = \phi \left[ (R_n - G) \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \right] \quad (3)$$

donde  $\Delta$  es la pendiente de la curva de la presión de vapor de saturación y  $\gamma$  es la constante psicrométrica, ambas en kPa K<sup>-1</sup>. De acuerdo a este enfoque, el borde húmedo se corresponde con un  $\phi_{máx}$  ( $\phi=1,26$ ), mientras que el seco lo hace con un  $\phi_{mín}$  ( $\phi=0$ ), y los píxeles entre ambos presentan valores intermedios de  $\phi$  y EF.

Combinando las ecuaciones (2) y (3), obtenemos:

$$EF = \phi \left[ \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \right] \quad (4)$$

cuyo término  $[\Delta/\Delta + \gamma]$ , aunque depende de la temperatura del aire,  $T_a$ , no es muy sensible a su variación (Tang *et al.*, 2010), por lo que utilizando únicamente datos de teledetección se puede inferir de la regresión lineal  $T_s/T_s - T_a$ , sustituir por la temperatura media de superficie o de las láminas de agua presentes en la zona, o utilizar otros métodos más avanzados (Nieto *et al.*, 2011).

La ecuación de Priestley-Taylor fue desarrollada a partir de la de Penman-Monteith (Monteith, 1965), asumiendo que el término aerodinámico podía ser representado por el parámetro  $\phi$ . Ello supone la ventaja de no necesitar parámetros micrometeorológicos (temperatura del aire, velocidad del viento, resistencia aerodinámica, resistencia superficial), pero al mismo tiempo conlleva el inconveniente de ignorar variaciones espaciales de los mismos, y por tanto cabe esperar resultados erróneos ante valores anómalos (Stisen *et al.*, 2008). Por este motivo, la aplicación de esta metodología requiere la homogeneidad de dichos parámetros sobre la zona de estudio. Sin embargo, éstos se vuelven más heterogéneos con la distancia, incrementando la incertidumbre del modelo. En este sentido cobra especial importancia la aplicación de una máscara que asegure la homogeneidad de características de las cubiertas de estudio, como su estructura vegetal, inclinación o altitud.

Por otro lado, el método del triángulo asume la presencia de píxeles en el dominio donde tiene lugar tanto una máxima como una mínima tasa evaporativa. Por ello, es importante determinar un tamaño de ventana lo suficientemente grande como para albergar un amplio rango tanto de cubiertas vegetales, como de condiciones de humedad del suelo.

Una vez que tanto el borde húmedo como el seco se han determinado, se interpolan los valores intermedios de  $\phi$  para los píxeles libres de nubes dentro del dominio de la imagen (ventana de ejecución) establecido. Asumiendo que la fracción evaporativa permanece constante durante el día, combinando el valor calculado de ésta con la energía neta diaria disponible, se obtiene la evapotranspiración real diaria de las superficies de estudio.

## *2.2 Zona de estudio y mediciones en campo*

La zona de estudio se localiza en la cuenca del río Henares, que a su vez forma parte de la cuenca del río Tajo, en el interior de la Península Ibérica. Como muestra la figura 3a, la cuenca del Henares, con una superficie de 4136 km<sup>2</sup>, se encuentra principalmente cubierta por llanuras cerealistas, pastizales y matorrales en su parte media y baja, apareciendo los bosques de caducifolias y coníferas en las zonas de cabecera, y de mayor relieve. Tres son las principales poblaciones (mayores de 80.000 habitantes) que se abastecen de los recursos hídricos de la cuenca: Guadalajara, Torrejón de Ardoz y Alcalá de Henares.

Cercano a la localidad de Alcalá de Henares se ubica el cultivo experimental de 20 ha donde se llevan a cabo las mediciones en campo. Durante el 2010 (abril-junio) se instaló sobre el trigo una estación meteorológica (Fig.2a) que recoge en periodos de 15 minutos dirección y velocidad del viento a dos alturas, temperatura de bulbo húmedo y bulbo seco a dos alturas, presión atmosférica, humedad relativa, pluviometría, radiación neta y flujo de calor en el suelo. Con la misma frecuencia se monitorizó el flujo de calor sensible mediante un escintilómetro (Fig.2b). El funcionamiento de esta novedosa técnica se basa en la emisión de un haz de radiación electromagnética y la medición de las variaciones de intensidad en la señal recibida por un receptor, separado una cierta distancia (100 m), debidas a los

cambios de temperatura de las partículas de aire que lo atraviesan. Despejando las variables medidas del balance de energía (Ec. 1), se obtienen de forma residual la evapotranspiración real de la superficie de estudio. Destaca la heterogeneidad de cubiertas próximas al cultivo donde, como muestra el detalle de la figura 3b, se encuentran otros cultivos de secano y regadío, pastizales, matorrales, bosques de ribera y superficies urbanas.



*Figura 2. Imágenes de la estación meteorológica (a) y el escintilómetro (b) sobre el cultivo.*

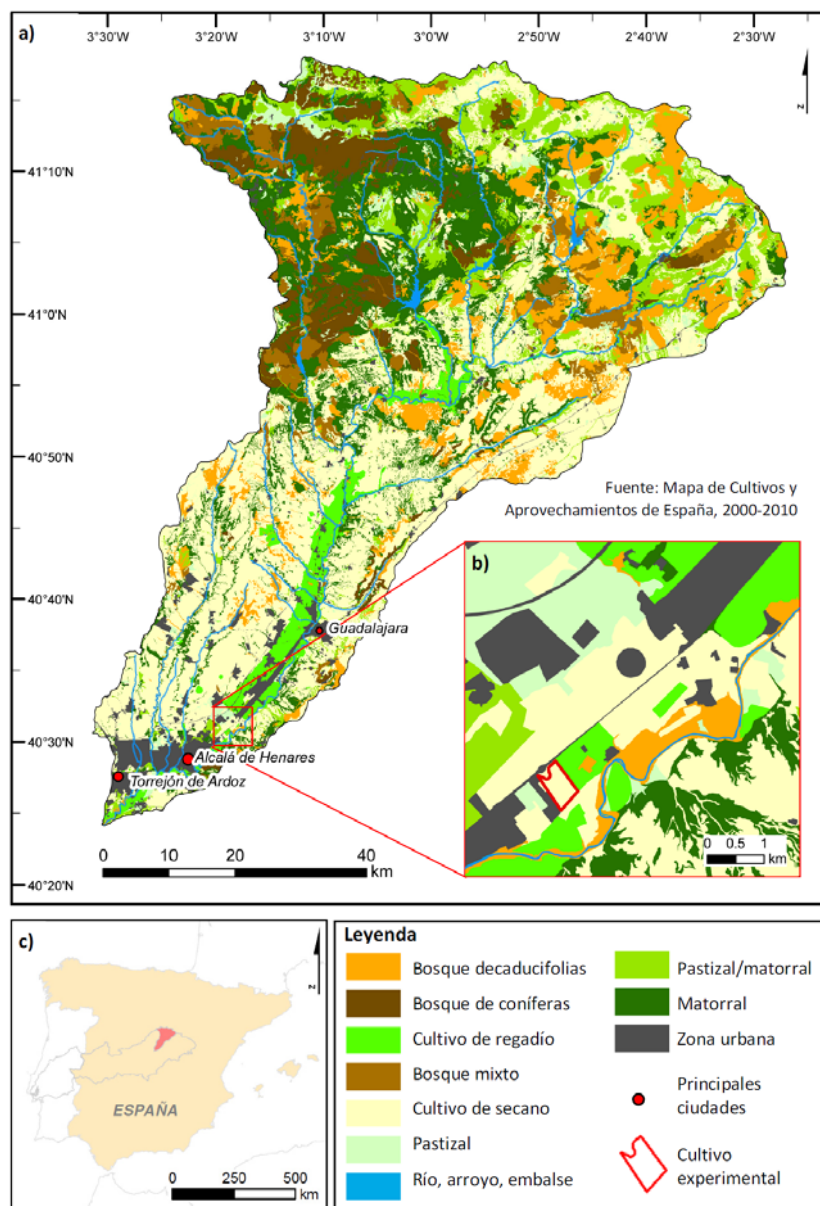


Figura 3. Localización del área de estudio: a) mapa de coberturas del suelo; b) detalle de 5x5 km del dominio utilizado en el algoritmo y localización del cultivo experimental; c) situación de la cuenca del Henares dentro de la cuenca del Tago.

### **2.3 Imágenes satelitales**

Para elaborar este trabajo se utilizan imágenes Landsat-5 TM (path 201/row 032) procedentes del servidor GloVIS del Servicio Geológico de los Estados Unidos (<http://glovis.usgs.gov/>). Presentan una corrección geométrica estándar (nivel 1T) y están resampladas mediante convolución cúbica (Chuvieco, 2008). Este tipo de imágenes tiene una resolución espacial de 120 m en la banda térmica y 30 m en el visible, así como una periodicidad de 16 días. En concreto, se han utilizado las cinco imágenes con buenas condiciones meteorológicas del 2010 correspondientes a los datos disponibles del periodo de crecimiento del cultivo experimental (abril-junio). Se selecciona el sistema geodésico de referencia WGS84, con proyección UTM 30N.

### **2.4 Metodología**

Primeramente se corrigen atmosféricamente las imágenes mediante el método de Chavez (1996). Esta sencilla técnica, adecuada a la baja calidad radiométrica de las imágenes (8 bits), asegura la correcta obtención de los valores de reflectividad basándose en el método del objeto oscuro.

Seguidamente se calcula el índice de vegetación utilizando las reflectividades de las bandas del infrarrojo cercano y del rojo obtenidas en el paso anterior:

$$NDVI = \frac{\rho_{IRC} - \rho_R}{\rho_{IRC} + \rho_R} \quad (5)$$

y cuyo cociente, que varía entre -1 y +1, facilita la discriminación de las cubiertas de estudio, donde los valores máximos corresponden a zonas con una mayor cantidad de biomasa foliar. Así, se establece un umbral crítico de 0,1 para cubiertas vegetales, y de 0,5 – 0,7 para la vegetación densa (Chuvieco, 2008).

A continuación se obtiene la radiancia en el sensor de la banda térmica, a partir de la cual se calcula la temperatura de brillo mediante las ecuaciones de Chander *et al.* (2009). Ésta será utilizada en lugar de la temperatura radiativa de superficie en ausencia de otros canales térmicos que permitiesen aplicar técnicas de split-window

(Chuvienco, 2008). Utilizar un solo canal para obtener la temperatura implica que las mediciones se vean afectadas por los efectos atmosféricos. Sin embargo, puesto que este método se basa en la posición relativa en el espacio  $T_s$  y NDVI, utilizar la magnitud exacta de la temperatura de superficie no ofrece cambios significativos en los resultados (Venturini *et al.*, 2004). Seguidamente, se establecen umbrales a la temperatura ( $<280^\circ\text{K}$ ) y al NDVI ( $<0.1$ ), con el fin de obtener una máscara de nubes para cada imagen que evitará resultados erróneos al calcular el triángulo.

Por otro lado, y puesto que las variaciones en  $T_s$  se asumen únicamente debidas al efecto enfriador de la evapotranspiración y no a efectos de sombras, ángulos de incidencia solar, o cambios en la altitud del terreno, se reclasifica el modelo digital de elevaciones para eliminar del dominio de cálculo aquellas zonas que difieren en más de 500 metros con la zona del cultivo experimental, así como aquellas con pendientes superiores al 15%. Con el objetivo de obtener mejores resultados aplicando el modelo sobre cubiertas fisiológicamente similares, y por tanto con rugosidades similares, se reclasifican las coberturas del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de España (2000-2010) para eliminar zonas arboladas, así como las superficies urbanas y láminas de agua que darían lugar a errores en la estimación de los límites seco y húmedo.

El resultado de ambas reclasificaciones se combina en una nueva máscara, que junto con la  $T_s$ , el NDVI y la máscara de nubes conforman las entradas del algoritmo de cálculo del triángulo, que se aplica en un dominio de  $5 \times 5$  km. Siguiendo el método de interpolación en dos fases propuesto por Stisen *et al.* (2008), detallado en figura 1, y la determinación automática de los límites seco y húmedo de Tang *et al.* (2010), se obtienen los valores de  $\phi$  para cada uno de los píxeles del dominio.

Si bien podría recurrirse únicamente a información de teledetección para obtener la fracción evaporativa (Nieto *et al.*, 2011), se utilizan los datos de campo de  $T_a$  para calcular el término  $[\Delta/\Delta + \gamma]$ . Así mismo, se combinan los promedios diarios recogidos de  $R_n$  y  $G$  para obtener finalmente los valores diarios de evapotranspiración real a nivel de cultivo.



### **3 Resultados y discusión**

Como muestra la figura 4a, desde el comienzo de las mediciones y a medida que avanza la temporada, el cultivo aumenta su vigor vegetal según se desarrolla su estado fenológico. Por tanto el valor de NDVI aumenta gradualmente al principio. Una vez alcanzado su máximo a mediados de mayo, el NDVI decrece debido a la senescencia de las plantas, hasta alcanzar su mínimo o secado completo a finales de junio, cuando se lleva a cabo la cosecha.

Es de esperar que la evapotranspiración (fig. 4b) siga el mismo patrón que el crecimiento del cultivo, aumentando en el desarrollo y descendiendo en la senescencia. Si bien los valores para el 04/04/2012 son superiores a los de la medición siguiente, se debe a la ocurrencia de una lluvia el día anterior (~2.2 mm) que contribuyó a aumentar el contenido de humedad del suelo, aumentando la tasa de evaporación directa a la atmósfera de suelos poco cubiertos o desnudos.

Los valores de evapotranspiración estimados para el cultivo siguen a su vez el patrón estacional de los valores observados (fig. 4b, 4c). Aunque con una clara tendencia a subestimar los valores reales (sesgo=-45.13 W/m<sup>2</sup>), presentan un elevado ajuste lineal, con un coeficiente de determinación R<sup>2</sup>=0.9875 y un error medio cuadrático RMSE=45.91 W/m<sup>2</sup>. El análisis de la varianza indica que existe una relación estadísticamente muy significativa entre los datos reales y observados (p-valor=0.0006), al 99% de intervalo de confianza. Estos resultados mejoran los valores obtenidos por Choi *et al.* (2009) utilizando el mismo tipo de imágenes y método residual para obtener la evapotranspiración sobre cultivos de maíz y soja en Iowa (EEUU), con un sesgo=133 W/m<sup>2</sup> y RMSE=146 W/m<sup>2</sup>.

Los mapas de la figura 5 muestran la evolución de la fracción evaporativa para el área de estudio. Como es normal se observa la misma tendencia, creciente hasta alcanzar su máximo y después decreciente, que en los valores de evapotranspiración. Cabe mencionar que el aumento de la fracción evaporativa, y por tanto de la evapotranspiración, del día 04/04/2012 a consecuencia de la lluvia, se ve más reflejado en cubiertas de suelos desnudos o cultivos poco desarrollados como el del caso de estudio. Este hecho puede tener una posible explicación en el aumento

de la intercepción del agua de lluvia y su consiguiente rápida evaporación que presentan suelos con mayor cobertura, o índice de área foliar.

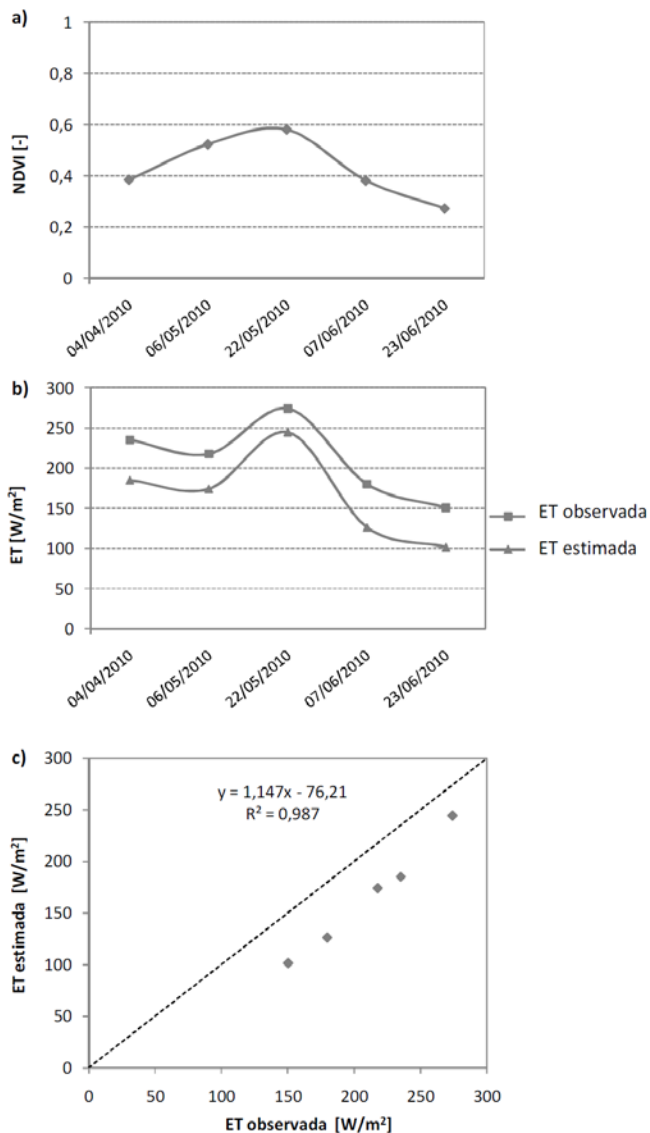


Figura 4. Resultados para el cultivo de estudio: a) evolución del NDVI; b) evolución ET observada y Et estimada; c) comparación ET observada vs. ET estimada.

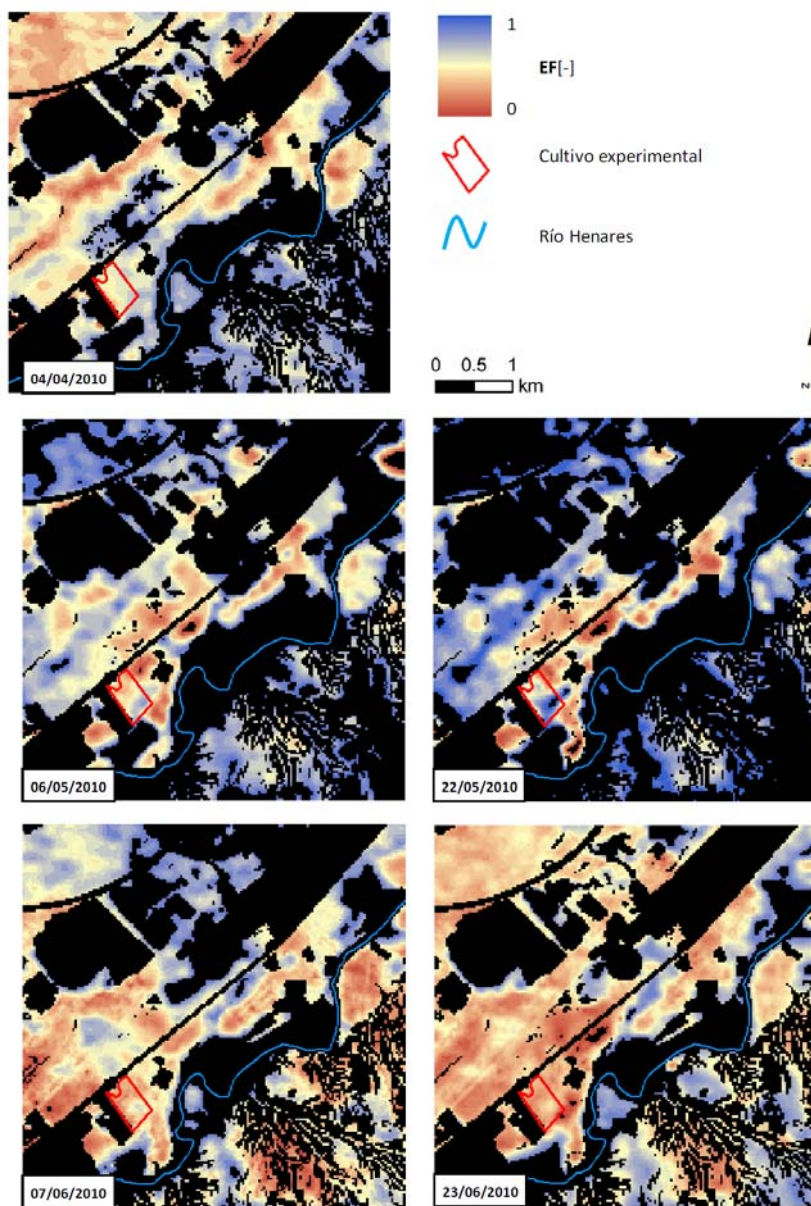


Figura 5. Mapas de fracción evaporativa estimada, para el dominio de estudio (5x5 km).

### **3 Conclusiones**

Este trabajo muestra una de las aplicaciones de la teledetección en el campo de la hidrología. El método del triángulo, basado en la relación  $T_s/NDVI$ , ha demostrado ser de utilidad para estimar la evapotranspiración, tanto a escala local como potencialmente a escala regional. Una vez aplicado sobre la zona de estudio se han obtenido buenos resultados, mejorando incluso trabajos anteriormente realizados.

La elección del dominio espacial donde aplicar el método es un compromiso entre una ventana suficientemente amplia para albergar todas las condiciones de humedad y cobertura vegetal posibles, a la vez que adecuadamente pequeña para mantenerlas condiciones meteorológicas homogéneas. Además, la presencia de zonas dentro del dominio tanto con una máxima como mínima tasa evaporativa no siempre puede encontrarse.

A su vez, unas condiciones de humedad del suelo anómalas pueden dar lugar a errores en los resultados, como en el caso de la primera medición, debido principalmente a una incorrecta determinación de los bordes del triángulo. En concreto, las superficies poco cubiertas con una elevada humedad en el suelo contribuyen a la aparición de píxeles con bajos niveles de NDVI y  $T_s$  que deforman la base del triángulo, afectando especialmente al establecimiento del borde húmedo.

Las imágenes Landsat5-TM presentan una elevada resolución espacial, idónea para trabajar a escala local. Sin embargo, su baja resolución temporal hace que no sea posible realizar un continuo monitoreo de las mediciones. Es por ello que también se corre el riesgo de disponer de menor número de imágenes válidas, no afectadas por condiciones meteorológicas adversas. Para una estimación más operativa de la evapotranspiración se hace necesario combinar la información de Landsat con otros sensores con mayor resolución temporal, como MODIS (4 imágenes diarias) o MSG-SEVIRI (cada 15 minutos).

En general, puede decirse que el método del triángulo contribuye a mejorar la gestión de los recursos naturales. Futuros trabajos incluirán el cálculo de la radiación neta y el flujo de calor en el suelo a escala global para obtenerlos correspondientes mapas de evapotranspiración.

## **Bibliografía**

- 2000-2010. Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Brutsaert, W., 2005. Evaporation into the atmosphere. Theory, history, and applications. Reidel Publishing Company, Dordrecht, 299 pp.
- Carlson, T., 2007. An Overview of the "Triangle Method" for Estimating Surface Evapotranspiration and Soil Moisture from Satellite Imagery. *Sensors*, 7(8): 1612-1629.
- Courault, D., Seguin, B. and Olioso, A., 2005. Review on estimation of evapotranspiration from remote sensing data: From empirical to numerical modeling approaches. *Irrigation and Drainage Systems*, 19(3): 223-249.
- Chander, G., Markham, B.L. and Helder, D.L., 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5): 893-903.
- Chavez, P.S., 1996. Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62: 1025-1036.
- Choi, M. et al., 2009. An intercomparison of three remote sensing-based surface energy balance algorithms over a corn and soybean production region (Iowa, U.S.) during SMACEX. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(12): 2082-2097.
- Chuvieco, E., 2008. *Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio*. Editorial Ariel, S. A., Barcelona - Spain.
- Jiang, L. and Islam, S., 2001. Estimation of surface evaporation map over Southern Great Plains using remote sensing data. *Water Resour. Res.*, 37(2): 329-340.
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and the environment, *Proceedings of the 19th Symposium of the Society of Experimental Biology*. Cambridge University Press, pp. 205-234.
- Nieto, H., Sandholt, I., Aguado, I., Chuvieco, E. and Stisen, S., 2011. Air temperature estimation with MSG-SEVIRI data: Calibration and validation of the TVX algorithm for the Iberian Peninsula. *Remote Sensing of Environment*, 115(1): 107-116.
- Priestley, C. and Taylor, R., 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2): 81-92.
- Stisen, S., Sandholt, I., Nørgaard, A., Fensholt, R. and Jensen, K.H., 2008. Combining the triangle method with thermal inertia to estimate regional evapotranspiration — Applied to MSG-SEVIRI data in the Senegal River basin. *Remote Sensing of Environment*, 112(3): 1242-1255.

- Tang, R., Li, Z.-L. and Tang, B., 2010. An application of the Ts–VI triangle method with enhanced edges determination for evapotranspiration estimation from MODIS data in arid and semi-arid regions: Implementation and validation. *Remote Sensing of Environment*, 114(3): 540-551.
- Thornthwaite, C.W., 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38: 55-94.
- Venturini, V., Bisht, G., Islam, S. and Jiang, L., 2004. Comparison of evaporative fractions estimated from AVHRR and MODIS sensors over South Florida. *Remote Sensing of Environment*, 93(1–2): 77-86.

