

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Departamento de Química Analítica, Química Física e Ingeniería Química

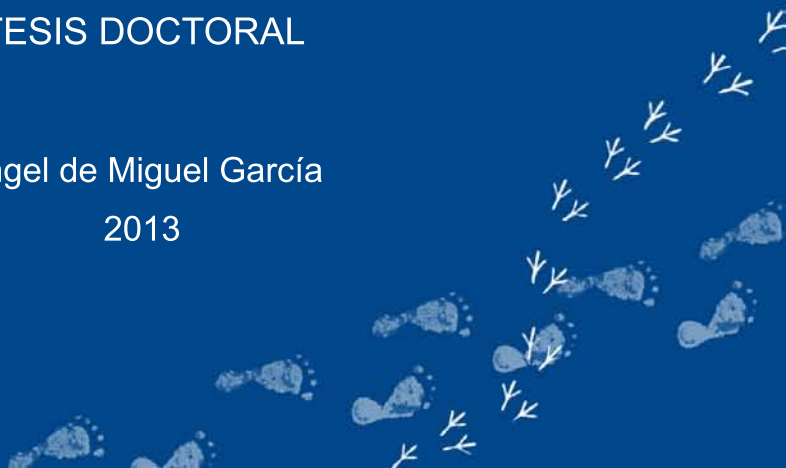


La huella hídrica como indicador de presiones: aplicación a la cuenca del Duero y al sector porcino español

TESIS DOCTORAL

Ángel de Miguel García

2013





Escuela de Posgrado de la Universidad de Alcalá

Programa de Doctorado en Hidrología y Gestión de Recursos Hídricos

TESIS DOCTORAL

La huella hídrica como indicador de presiones: aplicación a la cuenca del Duero y al sector porcino español

Memoria presentada para optar al título de Doctor por la Universidad de Alcalá por:

Ángel de Miguel García

Dirigida por:

Eloy García Calvo

Departamento de Química Analítica, Química Física e Ingeniería Química de la Universidad de Alcalá

Alcalá de Henares, 2013



DEPARTAMENTO DE
QUÍMICA ANALÍTICA,
QUÍMICA FÍSICA E
INGENIERÍA QUÍMICA

Facultad de Biología, Ciencias Ambientales y
Química

Campus Universitario

**ELOY GARCÍA CALVO, Catedrático de Universidad del Departamento de Química Analítica,
Química Física e Ingeniería Química de la Universidad de Alcalá**

CERTIFICA:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “La huella hídrica como indicador de presiones: aplicación a la cuenca del Duero y al sector porcino español”, ha sido realizada por D. Ángel de Miguel García bajo mi dirección. Asimismo, autorizo su presentación para que sea defendido como Tesis Doctoral

Y para que conste y surta los efectos oportunos, firma el presente en Alcalá de Henares a 20 de Septiembre de 2013.

Eloy García Calvo



DEPARTAMENTO DE
QUÍMICA ANALÍTICA,
QUÍMICA FÍSICA E
INGENIERÍA QUÍMICA

Facultad de Biología, Ciencias Ambientales y
Química

Campus Universitario

ALBERTO ESCARPA MIGUEL, Profesor Titular de Universidad de Química Analítica y Director del Departamento de Química Analítica, Química Física e Ingeniería Química de la Universidad de Alcalá,

CERTIFICA:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “La huella hídrica como indicador de presiones: aplicación a la cuenca del Duero y al sector porcino español” ha sido realizado por D. Ángel de Miguel García bajo la dirección del Dr. Eloy García Calvo del Área de Ingeniería Química, y autorizo su presentación para que sea defendido como Tesis Doctoral.

Y para que conste y surta los efectos oportunos, firma el presente en Alcalá de Henares a 20 de Septiembre de 2013.

Alberto Escarpa Miguel

A Nerea, mi compañera

Agradecimientos

Finalizar una tesis doctoral va mas allá que el desarrollo de un trabajo científico y su posterior defensa, es un punto y aparte, un nuevo comienzo, pero sobre todo, dejar atrás una etapa muy importante de la vida.

En primer lugar quiero dar las gracias a mi director de tesis y a mi jefa, directora en la sombra, por introducirme en el mundo de la ciencia, y en especial por darme la oportunidad de estar donde estoy. Siempre han confiado en mí, y espero no decepcionarles.

A mis padres, por todo. A mi hermana, pues quizá siempre he intentado seguir sus pasos. A Guillermo, mi sobrino. A mi familia, y un recuerdo muy especial a todos los nos han dejado.

A Nerea, mi compañera de viaje. Su amor e infinita paciencia me han sido de gran ayuda en este largo periodo. Sin ella, aún no habría terminado.

A mis tres compañeras y amigas Virtu, María y Raquel, por compartir penas y glorias. Juntos hemos crecido, a veces incluso como científicos. A Julio Lado, a pesar de su estancia interminable, siempre que regresa es como si no se hubiese ido. A Alberto de Tomás, Estefanía, Víctor, Pakito y Raffaella. Y sobre todo dar las gracias a todos los compañeros de IMDEA Agua y a la propia institución. Ha sido un placer trabajar con vosotros. Al igual, no quiero olvidarme de mis amigos, especialmente de Félix Martínez, Daniel Carrillo y toda la gente de La Redonda.

Dar las gracias al profesor A.H. Hoekstra y M.M. Aldaya, por su asesoramiento y por permitirme compartir unos meses de gran interés para mi carrera científica. A Víctor Arqued, ex-jefe de la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Duero, por su colaboración. A Malaak Kallache, por su inestimable ayuda en el desarrollo de los análisis estadísticos. A la WFN, CEIGRAM y la Fundación Botín, por el valiosísimo trabajo desarrollado. Dar gracias también a los técnicos de los respectivos Ministerios, del Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León, del Instituto Geográfico Nacional, de la Agencia Estatal de Meteorología, y de la Confederación del Duero, pues gracias a su labor, ha sido posible el desarrollo de este trabajo.

Por último, dar las gracias a nuestros gobiernos. Su actual política científica nos invade a los jóvenes investigadores de enormes esperanzas de futuro.

GRACIAS

Resumen

El actual modelo de desarrollo, basado en la sobreexplotación de los recursos naturales, la degradación ambiental y la marginación social, debe caminar hacia una economía más sostenible, que garantice el bienestar humano y la equidad social, al tiempo que reduzca significativamente los riesgos ambientales y las escasez ecológica. El agua, considerada como un recurso esencial para el mantenimiento del bienestar humano y para garantizar el correcto funcionamiento de los ecosistemas es uno de los ejes fundamentales para alcanzar un desarrollo sostenible. De esta forma, el uso de indicadores ambientales como la huella hídrica, ayudan a evaluar las posibles presiones e impactos sobre el agua derivados de las actividades humanas, facilitando la implicación de gestores, decisores y de la sociedad en una gestión integral de los recursos hídricos.

La huella hídrica, definida como el volumen de agua consumido o contaminado en la elaboración de un producto, actividad o servicio, en el momento y lugar de producción, aglutina mediante la evaluación de tres componentes (agua verde, azul y gris) los consumos directos e indirectos asociados a dichos procesos. En este trabajo se ha evaluado la utilidad de la huella hídrica como medida de presión sobre los recursos hídricos, identificando los beneficios y limitaciones del uso del este indicador como herramienta de ayuda en la gestión y planificación de los recursos hídricos, así como su utilidad en la comunicación de la sostenibilidad ambiental de distintos productos, procesos o servicios. Para ello, se ha aplicado la metodología propuesta por la Water Footprint Network a dos casos concretos: la agricultura en la cuenca del Duero, y el sector porcino español.

Mediante la creación de un modelo de análisis espacial, denominado CWUModel, ha sido posible cuantificar el volumen de agua consumida y contaminada por la agricultura en la cuenca del Duero. El modelo, basado en las ecuaciones de balance hídrico a nivel del suelo, es capaz de simular el consumo de agua por parte de los cultivos. Gracias a la distinción entre cultivos manejados en secano y en regadío, se ha diferenciado entre la componente verde de la huella hídrica (agua de lluvia almacenada como humedad del suelo) y la componente azul (agua procedente de ríos, lagos o acuíferos y aplicada en el riego). Mediante la aplicación de un modelo de regresión, ha sido posible además estimar el volumen de nitrógeno lixiviado, consecuencia de su utilización como fertilizante, lo que ha permitido evaluar la huella hídrica gris. El análisis geográfico ha permitido además la comparación de los valores de huella hídrica simulados con la disponibilidad temporal de agua en la cuenca, permitiéndo identificar los periodos y el grado de estrés, así como su posible evolución a futuro. Mediante un análisis monetario, se han incorporado además ciertos criterios económicos en la evaluación de la huella hídrica, identificándo los cultivos con una mayor productividad aparente del agua y de la tierra. Por último, se ha desarrollado un análisis de sensibilidad, mostrándo la dependencia del modelo a la certidumbre de las fuentes de información utilizadas.

Por otro lado, se ha desarrollado una evaluación de la huella hídrica del sector porcino español, identificando los principales sistemas de producción porcícola. De esta forma se ha evaluado la huella hídrica de dos sistemas industriales (producción de cerdo blanco y cerdo ibérico de forma estabulada) y dos sistemas extensivos (producción de cerdo ibérico en montanera y recebo). Puesto que la mayor parte de la huella hídrica del sector se asocia con la alimentación animal, se ha prestado especial atención a la identificación y cuantificación de los flujos de agua asociados. Además, y gracias a la comparación con otros índices de escasez y contaminación de los recursos hídricos en las cuencas de origen, se ha desarrollado un análisis de sostenibilidad. De esta forma, ha sido posible identificar los principales *hotspot*, es decir aquellos flujos que se pueden traducir en un uso insostenible de los recursos hídricos en la cuenca de origen. Puesto que la principal forma de gestión de los purines porcinos es mediante su aplicación como fertilizante en la agricultura, se ha desarrollado además una evaluación de la huella hídrica gris derivada de la lixiviación del nitrógeno aplicado.

En función de los resultados obtenidos en este y otros trabajos, se puede concluir que una evaluación completa de la huella hídrica, expresada de forma desagregada en sus tres componentes y comparada con otros indicadores de carácter ambiental y socio-económico, ofrece una visión integral de las presiones e impactos ejercidos sobre los recursos hídricos, permitiendo establecer las interconexiones del ciclo del agua a distintas escalas.

Abstract

The current development model, which is based on the overexploitation of natural resources, environmental degradation and social exclusion, must change into a more sustainable economy. It should also ensure human well-being and social equity, while significantly reducing environmental risks and ecological scarcities. Water, one of the most essential component for ecosystem functioning and human well being, plays a key role to reach this sustainable development. The use of environmental indicators, as the water footprint, could be a good tool to assess the human activities impacts on the water resources. It also involves managers, decision makers and the society as a whole in an integrated water resources management.

Water footprint is defined as the volume of freshwater consumed or polluted during the elaboration of a product, activity or service in a certain area and at a given time. It incorporates direct and indirect water usage in three components: green, blue and grey water.

In this dissertation, the use of the water footprint indicator as an information source for a better water management is evaluated. Also, the usefulness of the water footprint to communicate the environmental sustainability of different products, processes and services has been discussed. For this purpose, the methodology proposed by the Water Footprint Network has

been implemented in two case studies: the agriculture in the Duero river basin, and the Spanish pork industry.

To simulate the volume of water consumed and polluted by agriculture in the Duero river basin, the CWUModel was developed. By distinguishing between rainfed and irrigated crops, the model is able to separate the use of green and blue water components of the water footprint. The first represents the rainwater stored as soil moisture and the second the irrigation water abstracted from rivers, lakes or aquifers. Using a N-leaching regression model, it has been possible to simulate the grey water component, defined as the volumen of water needed to assimilate the leaching of nitrogen application as fertilizer. Thanks to the spatial analysis, blue water footprint has also been compared with the monthly water availability in the river basin, identifying the actual and future water stress level in differents areas. By incorporating economic criteria in the water footprint assessment, it has also estimated the water and land apparent productivity in agriculture. Finally, a sensitivity analisis was developed to evaluate the effect of the uncertainty in the sources of information used on the predictions of the model.

The water footprint of the Spanish pork industry was estimated taking into account the major production ways: the industrial production systems of white pig and stabled Iberian pork, and the extensive production systems of Iberian pork, "montanera" and "recebo". Since most of the water footprint of this sector results from animal feeding, special attention has been paid to identifying and quantifying the associated virtual water flows. A sustainability assesment of these virtual water flows has been developed through a comparison with other water scarcity and pollution indicators in the origin watershed. In this way, it was possible to identify the *hotspot*, i.e. flows that can be translated to an unsustainable use of water resources in the origin basin. Since the most common way to manage the pig slurry is by its application as a fertilizer in agriculture, an assessment of the grey water footprint of nitrogen leaching has also been developed.

According to the results of this and other studies, it can be concluded that a comprehensive assessment of the water footprint -expressed disaggregated into its three components and compared with other environmental and socio-economic indicators- offers a comprehensive view of the exerted pressures and impacts on water resources, thus helping the society to understand the interconnection of the water cycle at different scales.

Índice

1	Introducción.....	3
1.1	<i>Agua virtual y huella hídrica, dos nuevas métricas para evaluar el consumo del agua.....</i>	<i>5</i>
1.2	<i>Los tres colores del agua.....</i>	<i>7</i>
1.3	<i>Objetivos.....</i>	<i>10</i>
1.4	<i>Evaluación de la huella hídrica.....</i>	<i>12</i>
1.4.1	<i>Contabilidad de la huella hídrica: ámbito de aplicación y principales conceptos metodológicos.....</i>	<i>13</i>
1.4.2	<i>Evaluación de la sostenibilidad de la huella hídrica.....</i>	<i>21</i>
1.5	<i>Bibliografía.....</i>	<i>24</i>
2	Antecedentes.....	28
2.1	<i>Evaluación de la huella hídrica y flujos de agua virtual asociados.....</i>	<i>28</i>
2.2	<i>La huella hídrica desde la óptica de los modelos input-output: enfoque top-down.....</i>	<i>31</i>
2.3	<i>Evaluación de la huella hídrica a escala de cuenca.....</i>	<i>32</i>
2.4	<i>Estimación de los flujos de agua a nivel regional o de cuenca hidrográfica.....</i>	<i>33</i>
2.5	<i>La huella hídrica de un sector o producto.....</i>	<i>34</i>
2.6	<i>Sostenibilidad de la huella hídrica.....</i>	<i>37</i>
2.7	<i>La huella hídrica en el análisis de ciclo de vida.....</i>	<i>40</i>
2.7.1	<i>Fase de inventario de agua.....</i>	<i>42</i>
2.7.2	<i>Fase de evaluación de impactos.....</i>	<i>43</i>
2.8	<i>La huella hídrica y su relación con otros indicadores ambientales: huella ecológica y huella de carbono.....</i>	<i>46</i>
2.9	<i>Bibliografía.....</i>	<i>50</i>
3	Evaluación de la huella hídrica a escala de cuenca: la agricultura en la cuenca del Duero.....	58

3.1	<i>Justificación</i>	58
3.2	<i>Objetivos</i>	60
3.3	<i>Descripción de la zona de estudio</i>	61
3.4	<i>Metodología</i>	62
3.4.1	Simulación de la evapotranspiración del cultivo: cálculo de los componentes verde y azul de la huella hídrica	63
3.4.2	Simulación de la componente gris de la huella hídrica	68
3.4.3	Estimación de la huella hídrica por unidad de producto.....	70
3.4.4	Integración y desarrollo de CWUModel en ArcGis 9.3.....	71
3.4.5	Cálculo del índice mensual de escasez de agua azul.....	72
3.4.6	Valor económico del agua: productividad aparente del agua y la tierra.....	75
3.4.7	Tratamiento de la información cartográfica de partida.....	76
3.5	<i>Resultados y discusión</i>	85
3.5.1	La huella hídrica de la agricultura en la cuenca del Duero: grandes valores.....	85
3.5.2	Variación interanual de la huella hídrica.....	90
3.5.3	El consumo de agua a lo largo del año	92
3.5.4	Huella hídrica por unidad de producto	94
3.5.5	La importancia del agua verde en la producción agraria de la cuenca del Duero	97
3.5.6	Consumo, uso y origen del agua azul en la cuenca del Duero.....	99
3.5.7	Implicaciones ambientales del uso de agua azul en la cuenca	102
3.5.8	Evaluación del índice mensual de escasez de agua azul	106
3.5.9	Huella hídrica gris derivada de la aplicación de fertilizantes nitrogenados	111
3.5.10	Valor económico de la huella hídrica en la cuenca del Duero	115
3.5.11	Análisis de sensibilidad	118
3.5.12	Verificación y comparación de resultados	122
3.6	<i>Conclusiones</i>	126
3.7	<i>Bibliografía</i>	130

4 Evaluación de la huella hídrica de la producción porcina en España

4.1	<i>Justificación</i>	136
4.1.1	El sector porcino español	137

4.2	<i>Objetivos</i>	139
4.3	<i>Metodología</i>	140
4.3.1	La huella hídrica de la alimentación animal.....	141
4.3.2	Huella hídrica de la bebida y limpieza de las granjas.....	148
4.3.3	Huella hídrica y flujo de agua virtual asociado a la transformación e intercambio de productos procesados.....	148
4.3.4	Análisis sobre la sostenibilidad ambiental de la huella hídrica asociada a la alimentación animal.....	149
4.3.5	Evaluación de la huella hídrica gris derivada de la gestión de los purines.....	150
4.4	<i>Resultados y discusión</i>	152
4.4.1	Grandes cifras de la huella hídrica del sector porcino español....	152
4.4.2	La huella hídrica del cerdo y sus productos derivados.....	154
4.4.3	Flujo de agua virtual asociado al comercio de productos porcinos.....	157
4.4.4	Procedencia del agua asociada a la alimentación animal.....	157
4.4.5	Sostenibilidad ambiental de los flujos de agua asociados a la alimentación animal.....	161
4.4.6	Ahorro de agua y externalización de impactos.....	169
4.4.7	Huella hídrica gris asociada a la gestión de los purines.....	171
4.4.8	Intensificación regional de la producción porcina y problemas ambientales derivados.....	172
4.4.9	Huella hídrica de la producción industrial versus producción extensiva: mas allá de la cuantificación volumétrica.....	176
4.4.10	Comparación y verificación de los resultados.....	181
4.5	<i>Conclusiones</i>	184
4.6	<i>Bibliografía</i>	188
5	Consideraciones finales	194
6	Conclusiones	211
	Anexo (sólo en formato digital)	CD adjunto

Índice de figuras

Figura 1.1 Los distintos componentes de la huella hídrica. Adaptado de Chapagain & Tickner (2012).	9
Figura 1.2. Evolución del número de artículos publicados en revistas indexadas en relación a los conceptos agua virtual y huella hídrica, según el Journal Citation Index (http://wokinfo.com/).....	12
Figura 1.3. Árbol de productos para el girasol. Adaptado de FAO (2003).	17
Figura 1.4. Cálculo de la huella hídrica de los productos secundarios derivados de un sistema productivo. Adaptado de Hoekstra <i>et al.</i> (2011).	18
Figura 1.5. Sistema de contabilidad de la huella hídrica nacional. Adaptado de Hoekstra <i>et al.</i> (2011).	19
Figura 2.1. La huella hídrica dentro del ciclo hidrológico en la cuenca del Guadiana (Dumont <i>et al.</i> , 2013).	39
Figura 3.1. Localización de la cuenca del Duero y distribución de los sistemas de explotación.....	61
Figura 3.2. Curva del coeficiente del cultivo en función del tiempo (K_c). Adaptado de Allen <i>et al.</i> , (1998).	64
Figura 3.3. Curva del coeficiente de extracción de nitrógeno por parte de los cultivos (C_e). Adaptado de MAGRAMA (2012b).	70
Figura 3.4. Esquema conceptual de los pasos realizados por CWUModel para el cálculo de la HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} en cada de los píxeles con presencia de cultivo.....	72
Figura 3.5. Representación esquemática del proceso de generación de series diarias de precipitación. Adaptado de Schoul & Abbaspour (2007).	81
Figura 3.6. Comparación entre a) la precipitación mensual del modelo SIMPA, y b) la suma de los valores diarios generados por el modelo estocástico. Valores para el año 2004.	81
Figura 3.7. Capacidad de almacenamiento de agua en el suelo en la cuenca del Duero (mm/m) Extraída de la base de datos cartográfica ESDB (Panagos <i>et al.</i> , 2012).	82
Figura 3.8. Distribución espacial de la HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de la agricultura en la cuenca del Duero. Valor medio para el periodo 2003-2007, expresado en m^3/ha	89
Figura 3.9. Evolución interanual de la huella hídrica de la agricultura en la cuenca del Duero en el periodo 2003-2007	91
Figura 3.10. Evolución del consumo de agua por parte de la agricultura a lo largo del año hidrológico en a) Cuenca del Duero, b) Bajo Duero, c) Pisuerga, d) Órbigo. Valor medio para el periodo 2003-2007.....	94
Figura 3.11. Consumo de recursos hídricos superficiales por la agricultura en la cuenca del Duero e infraestructuras hídricas asociadas. Valor medio para el periodo 2003-2007, expresado en $m^3/pixel$	101
Figura 3.12. Consumo de recursos hídricos subterráneos por la agricultura en la cuenca del Duero y estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas	

según la CHD (2010). Valor medio para el periodo 2003-2007, expresado en m^3/pixel	101
Figura 3.13. Localización de los puntos de aforo y cuencas drenantes utilizadas para el cálculo del índice de escasez mensual de agua azul.....	107
Figura 3.14. Escasez de agua azul para las cuencas drenantes A95, A66 y A88 en el periodo actual (valor medio para el periodo 2003-2007), y para los horizontes 2015 y 2027.....	109
Figura 3.15. Distribución de la HH_{gris} de la agricultura en la cuenca del Duero y mal estado cualitativo por contaminación por nitrógeno de las masas de agua subterránea, según la CHD (2010). Valor medio para el periodo 2003-2007, expresado en m^3/pixel	114
Figura 3.16. Productividad aparente del agua (€/m^3) y la tierra (1.000 €/ha) para los grandes grupos de cultivos en la cuenca del Duero (a), cultivos en secano (b) y cultivos en regadío (c) así como la huella hídrica por unidad de producto (m^3/t). Valor medio para el periodo 2003-2007.....	116
Figura 3.17. Incremento del consumo de agua (verde y azul) para el cultivo de trigo (a) y el cultivo maíz (b) en función de las variaciones realizadas sobre la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo. Valores para el año 2004 expresados en %.....	119
Figura 3.18. Incremento del consumo de agua (verde y azul) para el cultivo de trigo (a) y el cultivo maíz (b) en función de las variaciones realizadas sobre la fecha de plantación. Valores para el año 2004 expresados en %.....	120
Figura 3.19. Incremento del consumo de agua (verde y azul) para el cultivo de trigo (a) y el cultivo maíz (b) en función de las variaciones realizadas sobre ET_0 mensual obtenida del modelo SIMPA. Valores para el año 2004 expresados en %.....	120
Figura 3.20. Incremento del consumo de agua (verde y azul) para el cultivo de trigo (a) y el cultivo maíz (b) en función de las variaciones realizadas sobre P mensual obtenida del modelo SIMPA. Valores para el año 2004 expresados en %.....	121
Figura 3.21. Comparación del consumo de agua (HH_{verde} y HH_{azul}) de la agricultura en la cuenca del Duero. Los datos representados hacen referencia a los valores simulados para los 13 sistemas de explotación por CWUModel frente a Mekonnen y Hoekstra (2011) (a-c) y frente a Siebert y Döll (2010) (d-f).....	124
Figura 3.22. Comparación de la demanda neta de agua azul de los cultivos en la cuenca del Duero. Los datos representados hacen referencia a los valores simulados por CWUModel para las 51 comarcas agrarias frente a los valores propuestos por CHD (2010).....	125
Figura 4.1. Distribución provincial de la cabaña porcina española (Diciembre 2007), en número de animales. Adaptado de MAGRAMA (2012a).....	138
Figura 4.2. Evolución de la HH del sector porcino español en el periodo 2001-2008.....	153
Figura 4.3 Procedencia de la HH verde (a), azul (b), gris (c) y total (d) de la alimentación del sector porcino español en el año 2008, expresada en $m^3/\text{píxel}$	162
Figura 4.4. Índice anual de escasez medio mensual de agua azul según Hoekstra <i>et al.</i> (2012).....	164

Figura 4.5. Índice de estrés hídrico (<i>WSI</i>) según Pfister <i>et al.</i> (2012).	164
Figura 4.6. Nivel de contaminación del agua en función del nitrógeno disuelto (<i>WPL</i>), según Liu <i>et al.</i> (2012). Valores medios para el año 2000.	164
Figura 4.7. Distribución de la huella hídrica del sector porcino español en función del número de animales presentes en cada comarca agraria. Valores para el año 2008.	174
Figura 4.8.. Tasa media de aplicación de nitrógeno procedentes de purines porcinos* (a), y HH_{gris} derivada de la aplicación de purines (b) para cada una de las comarcas agrarias. Valores correspondientes al año 2008.	175
Figura 4.9. Comparación de los valores de huella hídrica de los productos porcinos españoles entre los resultados obtenidos en el presente estudio y los propuestos por Mekonnen & Hoekstra (GENCAT, 2011c), en función de los sistemas de producción por separado (a) y el valor medio de la producción nacional (b).	182

Índice de tablas

Tabla 1.1. Los tres niveles de resolución espacio-temporal de la contabilidad de la <i>HH</i> . Adaptado de Hoekstra <i>et al.</i> (2011).	13
Tabla 3.1. Principales demandas y procedencia del agua en la cuenca del Duero. Valores para el periodo actual en función de las concesiones establecidas por la CHD (2012).	62
Tabla 3.2. Estimación de los parámetros b_1 y b_2 a nivel mensual para toda la cuenca del Duero (Eq.17 y Eq.18). Los valores entre paréntesis representan la desviación estándar.	79
Tabla 3.3. Estimación del parámetro c_1 a nivel mensual para toda la cuenca del Duero (Eq.22). Los valores entre paréntesis representan la desviación estándar.	80
Tabla 3.4. Resumen de la superficie total cultivada, producción y HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de los grandes grupos de cultivo en la cuenca del Duero. Valores medios anuales para el periodo 2003-2007.	86
Tabla 3.5. Resumen de la superficie total cultivada, producción y HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de los principales cultivos en la cuenca del Duero. Valores medios anuales para el periodo 2003-2007.	87
Tabla 3.6. Superficie total cultivada, producción y HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de la agricultura en los SE de la cuenca del Duero. Valores medios anuales para el periodo 2003-2007.	90
Tabla 3.7. Rendimiento, HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} por tonelada y productividad del agua de los principales cultivos en la cuenca del Duero.	96
Tabla 3.8. Valores simulados de HH_{azul} , agua extraída y procedencia de los recursos hídricos utilizados por la agricultura en los 13 SE de la cuenca del Duero. Valor medio para el periodo 2003-2007.	102
Tabla 3.9. Número de meses en los que las cuencas drenantes padecen estrés hídrico. valor medio mensual del índice de escasez de agua azul y porcentaje	

anual de consumo con respecto al caudal natural para el periodo actual, y para los horizontes 2015 y 2027.....	108
Tabla 3.10. Aplicación, extracción y lixiviación de N y volumen de agua necesario para asimilar el N lixiviado por de la agricultura en la cuenca del Duero. Valores medios para el periodo 2003-2007.....	112
Tabla 4.1. Principales parámetros productivos y reproductores del sector porcino español en función del sistema de manejo utilizado. Fuente: elaboración propia a partir de ¹ Hoque <i>et al.</i> (2009), ² Hyun <i>et al.</i> (1997), ³ GENCAT (2011b), ⁴ Barba <i>et al.</i> (2002), ⁵ Conde-Aguilera <i>et al.</i> (2011), ⁶ Criado <i>et al.</i> (2009), ⁷ Rueda (2007), ⁸ Rodríguez-Estévez <i>et al.</i> (2009; 2011).	143
Tabla 4.2. Principales componentes de los piensos compuestos en España así como su valor energético, valores medios para el periodo 2001-2008.	144
Tabla 4.3. Consumo de agua asociado a la bebida y limpieza de las instalaciones de la granja y servicios asociados.....	148
Tabla 4.4. HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de los principales productos derivados del sector porcino español, en función del sistema de manejo realizado. Valores medios para el periodo 2001-2008. Se puede encontrar un listado completo con los 21 productos evaluados en el Anexo.....	155
Tabla 4.5. Flujo de AV asociados a la exportación de productos porcinos españoles. Valores para el año 2008 e incrementos ocurridos durante el periodo evaluado. Se puede encontrar un listado completo con todos los países y años evaluados en el Anexo.....	157
Tabla 4.6. Volumen, HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de las materias primas utilizadas para la producción de los piensos compuestos consumidos por el sector porcino español en función de su lugar de producción. Valores medios para el periodo 2001-2008 e incrementos ocurridos durante el periodo evaluado. Se puede encontrar un listado completo con todos los países y años evaluados en el Anexo.....	159
Tabla 4.7. HH_{azul} y HH_{gris} de las materias primas importadas utilizadas para la alimentación del sector porcino español, y su comparación con los índices de escasez de agua (Hoekstra <i>et al.</i> , 2012; Pfister <i>et al.</i> , 2009) y contaminación por nitrógeno (Liu <i>et al.</i> , 2012). Valores medios para el periodo 2001-2008 para las 20 principales cuencas en función del flujo importado.....	166
Tabla 4.8. HH_{azul} y HH_{gris} de las materias primas procedentes de España utilizadas para la alimentación del sector porcino español, y comparación con los índices de escasez de agua (Hoekstra <i>et al.</i> , 2012; Pfister <i>et al.</i> , 2009) y contaminación por nitrógeno (Liu <i>et al.</i> , 2012). Valores medios para el periodo 2001-2008 en las principales cuencas hidrográficas españolas.	166
Tabla 4.9. Deyección de nitrógeno por parte de la cabaña porcina española, superficie agraria necesaria para su asimilación y HH_{gris} derivada de la gestión de los purines en función del sistema de manejo realizado. Valores medios para el periodo 2001-2008.....	172
Tabla 4.10. Resumen de las distintas componentes de la HH de un cerdo al final de su ciclo de vida en función del sistema de manejo realizado.....	177

Símbolos y acrónimos

AV , AV_{verde} , AV_{azul} y AV_{gris}	Agua virtual y agua virtual verde, azul y gris (m^3 , m^3/ton)
C	Contenido en arcillas del suelo (%)
C_e	Coefficiente de extracción de nitrógeno (-)
C_{max}	Concentración máxima admisible en el medio receptor (mg/L)
C_{nat}	Concentración natural en el medio receptor (mg/L)
CHD	Confederación Hidrográfica del Duero
CWP	Productividad del agua en los cultivos (Crop Water Productivity) (kg/m^3)
D	Tasa de descomposición del nitrógeno en el suelo (%)
ET_0	Evapotranspiración de referencia (mm)
ET_c	Evapotranspiración del cultivo en condiciones estándar (mm)
$ET_{c\ adj}$	Evapotranspiración del cultivo en condiciones no-estándar (mm)
F	Tasa de aplicación de nitrógeno al suelo (kg/ha)
$FN_{móvil}$	Fracción de nitrógeno móvil (-)
F_p	Coefficiente fracción de producto (-)
F_v	Coefficiente fracción de valor (-)
GENCAT	Generalitat de Catalunya
h	Altura media del cultivo (m)
HH , HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris}	Huella hídrica y huella hídrica verde, azul y gris ($m^3/año$, m^3/ton)
HH_{cons} , $HH_{int.}$ y $HH_{ext.}$	Huella hídrica del consumo, interna y externa ($m^3/año$, m^3/hab)
HH_c y HH_{ic}	Huella hídrica de una materia prima a nivel nacional, o en el país de origen (m^3/ton)
HH_{prod} , HH_{raiz} y HH_{proc}	Huella hídrica de un producto, huella hídrica del producto primario o raíz y huella hídrica del proceso (m^3/ton)
HR_{min}	Humedad media mínima relativa (%)
I	Necesidades de riego (mm)
I_c	Volumen de una materia prima importado (ton/año)
IC	Índice de conversión (kg alimento/kg peso vivo repuesto)
K_c (ini, med, fin)	Coefficiente del cultivo (etapas inicial, mediados de temporada y final de crecimiento)
K_s	Coefficiente de estrés hídrico (-)
K_y	Factor de respuesta de la productividad del cultivo (-)
MAGRAMA	Ministerio de Agricultura, alimentación y Medio Ambiente
MARM	Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino
$N_{móvil}$	Volumen de nitrógeno móvil del suelo (kg/ha)
$N_{Lixiviado}$	Volumen de nitrógeno lixiviado (kg/ha)
NOM	Contenido de nitrógeno en la capa orgánica (kg/m)
LCA	Análisis de Ciclo de Vida (Life Cycle Assesment)
LCI	Inventario de Ciclo de Vida (Life Cycle Inventory)

LCIA	Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (Life Cycle Impact Assessment)
S	Humedad del suelo (mm)
SE	Sistemas de explotación de la cuenca del Duero
p	Factor de agotamiento de agua en el suelo (-)
P	Precipitación (mm)
P_c	Volumen de una materia prima a nivel nacional (ton/año)
P_{eff}	Precipitación efectiva (mm)
P_{exp}	Volumen de animales vivos exportados (ton/año)
P_{sac}	Volumen de canal sacrificado (ton/año)
U	Volumen de nitrógeno extraído por el cultivo (kg/ha)
u_2	Velocidad media del viento (m/s)
UNEP	United Nations Environment Programme
USEPA	United States Environmental Protection Agency
V_{alim}	Volumen de alimento consumido por la ganadería (ton/año)
w	Coefficiente de agua disponible para las especies forestales (-)
W_{prod} y W_{raiz}	Volumen de producto obtenido y volumen de producto raíz (ton)
WFN	Water Footprint Network
WPL	Nivel de contaminación de agua (water pollution level)
WSI	Índice de escasez de agua (water stress index)
Y	Rendimiento del cultivo (kg/ha)
Y_{canal}	Rendimiento del canal (kg de canal/kg de peso vivo)
Z_r	Profundidad máxima de las raíces (m)

Capítulo 1

Introducción

1 Introducción

Durante el último siglo la población mundial se ha cuadruplicado, lo que se ha traducido en un aumento en la presión sobre los recursos naturales, hasta alcanzar un punto en que la demanda de los mismos ha superado la capacidad regenerativa de la Tierra (Galli et al., 2012; Haberl et al., 2007). Es cada vez más aceptado que el modelo actual de desarrollo, basado en la sobreexplotación de los recursos naturales, la degradación ambiental y la marginación social, debe cambiar hacia una economía más sostenible, que garantice el bienestar humano y la equidad social, al tiempo que reduzca significativamente los riesgos ambientales y las escasez ecológica (UNEP, 2011). El desarrollo de una nueva “economía verde” se encuentra en la agenda de numerosos países y organizaciones internacionales (EEA, 2012; UNEP, 2011; OECD, 2013; FAO, 2010c), buscando una transición hacia un patrón más sostenible de producción y consumo. Para la consecución de dichos objetivos es imprescindible conocer el estado actual de los recursos naturales, así como los posibles cambios a futuro. De esta forma, el uso de indicadores ambientales puede ser una importante fuente de información para gestores y decisores políticos, al permitir orientar, seguir y evaluar los efectos que las distintas políticas y estrategias tienen sobre el medio ambiente (OECD, 1999). Estos indicadores se caracterizan por ser capaces de ilustrar y comunicar fenómenos ambientales complejos, ayudando a una mejor comprensión de la situación actual y futura del medio ambiente (Niemeijer & de Groot, 2008; EEA, 2005).

El agua, considerada como un recurso esencial para el mantenimiento del bienestar humano y para garantizar el correcto funcionamiento de los ecosistemas (Falkenmark, 2003; Willaarts *et al.*, 2012), es uno de los ejes fundamentales para alcanzar los objetivos perseguidos en dicha “economía verde” (UNEP, 2011). La mayor parte del agua es actualmente consumida por la agricultura, tanto para la producción de alimentos, como para la producción de fibras vegetales, o la cada vez más frecuente producción de biocombustibles. De esta forma, alrededor del 70% del agua utilizada en el planeta es destinada a usos agrarios (FAO, 2011). Este volumen es muy superior si se tiene en cuenta el agua verde (agua procedente de la precipitación y almacenada en el suelo en forma de humedad), siendo el sector agropecuario el responsable de casi el 98% del consumo de agua a nivel global (Mekonnen & Hoekstra, 2011b). Según las estimaciones realizadas, el incremento en la población mundial, el desarrollo económico, los cambios en los

patrones de consumos y el calentamiento global van a producir un incremento en la demanda global de agua azul de más de un 50% hasta el año 2050 (Molden, 2007; OECD, 2012). Con lo que se prevé que casi la mitad de la población mundial residirá en áreas con un estrés de agua severo y con un grado de contaminación de los recursos hídricos cada vez más elevado, como consecuencia de los problemas de eutrofización derivados de la pérdida de nutrientes (OECD, 2012; Liu *et al.*, 2012; Seitzinger *et al.*, 2010; Raskin *et al.*, 1997). De esta forma, la escasez de agua se puede identificar como uno de los principales riesgos para alcanzar el ansiado desarrollo sostenible (Oki & Kanae, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2000; Liu & Yang, 2010). Además, el creciente aumento de la demanda de agua para otros usuarios, como los requerimientos urbanos, industriales o la producción de electricidad dificultan cada vez más la correcta gestión de los recursos disponibles, yendo en detrimento del volumen de agua disponible para garantizar el mantenimiento de los ecosistemas dulceacuícolas y terrestres (Falkenmark, 2008; Vörösmarty *et al.*, 2010). Se pone así de manifiesto la necesidad de aplicar una “gestión integral de los recursos hídricos” basada en el desarrollo y gestión coordinada del agua, la tierra y otros recursos naturales relacionados, con el objetivo de maximizar los beneficios económicos y el bienestar social, de una forma equitativa y sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas (GWP, 2000; Rahaman & Varis, 2005).

Evaluar el consumo de agua relacionado con la producción, intercambio y consumo de bienes y servicios puede ofrecer una imagen más clara sobre la interdependencia global de los recursos hídricos, permitiendo establecer los nexos entre las distintas actividades humanas y la presión ejercida sobre el agua. De esta forma, el uso del indicador de la huella hídrica, como medida volumétrica del agua consumida o contaminada en lugar y momento de elaboración de un producto, servicio o actividad (Hoekstra *et al.*, 2011), puede ser una herramienta de gran utilidad para gestores, decisores políticos y para la sociedad en general a la hora de abordar un proceso de gestión integral de los recursos hídricos (Aldaya & Llamas, 2012).

1.1 Agua virtual y huella hídrica, dos nuevas métricas para evaluar el consumo del agua

El consumo de agua ha sido tradicionalmente medido mediante estadísticas basadas en los índices de “extracción o captación de agua” (*water withdrawal*) que permiten evaluar la presión que un determinado sector o actividad ejerce sobre los recursos hídricos (FAO, 2011). Pero estos índices tienen dos limitaciones fundamentales: en primer lugar hacen referencia al volumen total de agua utilizado, no considerando los posibles retornos al sistema, con lo que se sobreestima el volumen real de agua consumido; en segundo lugar, sólo contabilizan el agua usada de forma directa, no teniendo en cuenta otros posibles consumos generados durante la cadena de producción o consumo. De esta forma, en la década de los 90, aparece un nuevo término, el agua virtual (AV), que trata de complementar las limitaciones existentes en las estadísticas del agua. Este término, acuñado por primera vez por el profesor Allan (1997) se define como el volumen total de agua dulce consumido para elaborar un bien o servicio medido en el lugar o lugares donde se ha producido, y teniendo en cuenta todos los consumos a lo largo de la cadena de producción. Es por tanto una medida acumulativa, y con una perspectiva mucho más amplia, que tiene en cuenta tanto los consumos directos de agua, como los que se producen de forma indirecta asociados al uso de materias primas u otros productos o procesos derivados. Su enfoque se centra en la contabilidad de los consumos reales, detrayendo los volúmenes que retornan al sistema. Tiene un carácter espacial, pues evalúa las necesidades de agua en el propio lugar de producción, independientemente del lugar de consumo. El adjetivo “virtual” hace referencia a que la mayor parte del volumen de agua consumido en la elaboración no se encuentra contenido en dicho producto, siendo este volumen por lo general despreciable en relación al volumen total de agua consumido (Hoekstra & Chapagain, 2008).

El concepto de AV fue inicialmente utilizado para evaluar los flujos de agua asociados a la importación de productos agroalimentarios a nivel internacional, como respuesta de algunos países a la escasez de agua en sus propios territorios (Allan, 1998, 2003 y 2011). El término AV se encuentra por tanto muy relacionado con el comercio internacional, permitiendo estimar el “ahorro de agua” que se deriva de la importación de una determinada mercancía en lugar de producirla en el propio país de consumo. Es por ello que algunos autores abogan por usar el término de AV desde el punto de vista del país consumidor y no del país productor, definiendo el concepto como el total de agua que se necesitaría para producir el

bien consumido en el propio país consumidor y no en el país productor (Oki & Kanae, 2004). Esta evaluación permitiría justificar mejor aún el ahorro hipotético de agua derivado de la importación, al cuantificar el volumen de agua que dicho país importador necesitaría para producir las mercancías consumidas. Pero esta definición no ha cuajado entre la comunidad científica, pues requiere de la evaluación de un bien hipotético no producido realmente, lo que dificulta su medición mediante criterios empíricos (Hoekstra & Chapagain, 2008).

El término *AV* se encuentra por lo general ligado a la producción, derivando en un nuevo enfoque desde el punto de vista del consumo, la huella hídrica (*HH*) (Hoekstra, 2003), que viene a complementar el glosario de indicadores existentes. Así, la *HH* de un consumidor o grupo de consumidores queda definida como el volumen total de agua dulce consumido o contaminado para producir todos los bienes y servicios requeridos por dichos consumidores (Hoekstra & Chapagain, 2008). En este sentido, es posible cuantificar la *HH* de un individuo, familia, colectivo, ciudad, región o país. Puesto que un productor, es por lo general a su vez un consumidor de recursos, el concepto de *HH* se puede extender también a los procesos de producción. Este indicador evalúa la apropiación de los recursos hídricos como consecuencia de las actividades humanas, incluyendo aspectos derivados de posibles procesos de contaminación. Vincula por tanto a los consumidores finales, los comerciantes, las empresas intermedias y los productores con el uso del agua y el posible impacto generado que tiene lugar a largo de toda la cadena productiva. Su cálculo debe realizarse desde un punto de vista espacial y temporal, lo que permite relacionarlo con la disponibilidad o vulnerabilidad del recurso hídrico, sirviendo de base para evaluaciones más completas desde un punto de vista socioeconómico o ambiental (Hoekstra et al., 2011).

El término *HH* puede ser a veces confundido con el término *AV*, principalmente cuando se refiere a un producto o bien determinado. Ambos conceptos están a su vez muy relacionados con otras terminologías propuestas por diferentes autores. El profesor Allan (1993 y 1994) por ejemplo, utilizó por primera vez el término agua incorporada (*embedded water*) para referirse al agua asociada a un producto, antes de crear el concepto de *AV*, más fácilmente entendible por el público en general. Haddadin (2003) propuso el término de agua exógena (*exogenous water*) para referirse al agua importada por un país en forma de mercancías. Posteriormente el mismo autor introdujo el término agua en la sombra (*shadow water*) con una concepción muy similar (Haddadin, 2006 y 2007). En ambos casos se hace referencia a las estrategias de algunos países áridos o semiáridos de importar productos intensivos en agua como posible solución a la escasez de recursos

hídricos en sus propios territorios. Pero como propone Hoekstra *et al.* (2008) el uso del término *HH* es mucho más amplio, al referirse no sólo al volumen “embebido” en un producto, sino que como se verá a continuación, incluye la diferenciación entre la tipología de agua utilizada, así como el lugar y momento de producción. Además, el término *HH* puede ser aplicado tanto a productores como a consumidores, ya sean particulares o en un área geográfica delimitada. Es por ello, que la mayor parte de los trabajos se refieren de forma complementaria al término *HH* como el valor utilizado para medir la presión generada por una actividad sobre los recursos hídricos y *AV* para referirse a los flujos asociados al intercambio de mercancías (Zhao *et al.*, 2010; Velázquez *et al.*, 2009; Garrido *et al.*, 2008). Para evitar posibles confusiones, el presente trabajo utilizará la nomenclatura anteriormente mencionada.

1.2 Los tres colores del agua

La *HH* es un indicador volumétrico, que cuantifica el volumen de agua consumido o contaminado por parte del ser humano en sus actividades cotidianas. Dicho volumen puede proceder de distintas fuentes o compartimentos ambientales. De esta forma, la *HH* de un producto o proceso puede dividirse a su vez en tres colores o componentes: el agua verde, el agua azul y el agua gris, los cuáles deben ser diferenciados para una correcta interpretación de los resultados (Hoekstra, 2009).

El agua verde (HH_{verde}) se define como el agua procedente de la precipitación y que es evaporada de forma directa durante el proceso productivo (Hoekstra *et al.*, 2011). El uso de agua verde se encuentra por lo general asociado a la agricultura o a la silvicultura, donde se refiere al volumen total de agua que proviene de la lluvia, es almacenada en el suelo en forma de humedad y posteriormente evapotranspirada por las plantas o acumulada en su estructura vegetal.

El agua azul (HH_{azul}) se define como el volumen de agua, ya sea de origen superficial o subterráneo, que es consumida durante el proceso de producción y que necesita de una infraestructura mas o menos compleja para su utilización (Hoekstra *et al.*, 2011). En el caso de la agricultura, el agua azul hace referencia al consumo de agua aplicada mediante riego. Al igual que en el caso del agua verde, la componente azul se refiere exclusivamente a la parte realmente evapotranspirada por el cultivo, no contabilizando los volúmenes que reingresan al sistema en forma de retornos de riego, ya sean mediante escorrentía superficial o percolación profunda. Por tanto, sólo se tendrá en cuenta el volumen de riego que es realmente transpirado por la planta o evaporado directamente del suelo en el

proceso de aplicación. De la misma forma, en el caso de los sistemas industriales o urbanos, la componente azul sólo hace referencia al agua evaporada o incorporada al producto y que por tanto no es retornada al sistema. Si el retorno del agua se produce en un sistema diferente al que se está evaluando (salidas al mar por ejemplo) este sí debería ser contabilizada. La componente azul puede a su vez ser dividida en función de la procedencia del recurso, distinguiendo entre agua superficial o aguas subterráneas. Estas última, puede incluso dividirse entre agua subterránea renovable y no renovable (fósil), aunque por lo general, la falta de información hace muy difícil este último paso (Aldaya & Hoekstra, 2010). De esta forma, algunos autores proponen la utilización a su vez del término agua azul con distintos matices, diferenciando entre “light-blue”, “dark-blue” y “black-blue” en función de si el agua es de origen superficial, subterránea renovable, o subterránea no renovable (Hoekstra *et al.*, 2011; Dumont *et al.*, 2013). Incluso algunos autores proponen la utilización del término agua amarilla (yellow water) para referirse a aguas que con una elevada salinidad o con una elevada carga contaminante pueden ser tratadas para su posterior utilización en distintos procesos o servicios (Shamir, 2000). Aunque este último término queda excluido del concepto de la *HH*, que se refiere exclusivamente a los volúmenes de agua dulce.

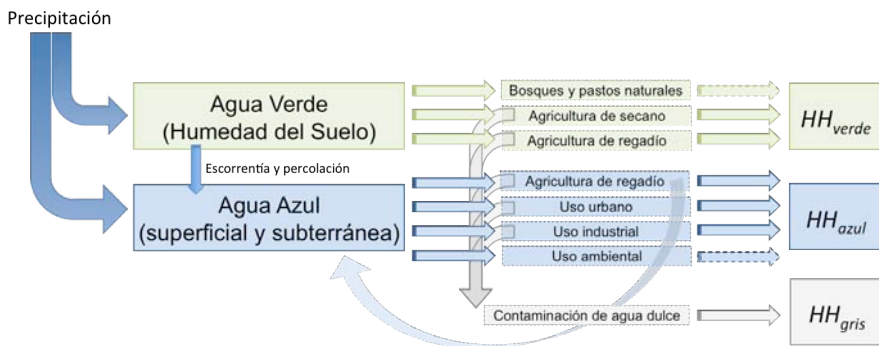
La diferenciación entre agua verde y agua azul fue realizada por primera vez por Falkenmark (2003), revelando la importancia de conocer el ratio entre el consumo de agua verde y agua azul de un determinado producto o proceso, pues las presiones y posibles impactos derivados son completamente diferentes. Desde un punto de vista económico, el agua azul tiene un mayor coste de oportunidad, puesto que puede ser destinada a otros usos alternativos con distintos rendimientos económicos (Albersen *et al.*, 2003). excepto cuando el agua verde sustituye ecosistemas de alto valor (Aldaya *et al.*, 2010a; Niemeyer & Garrido, 2011; Yang *et al.*, 2006). El agua verde es difícilmente reasignada, siendo necesario un cambio de uso en el mismo lugar donde es interceptada (de Fraiture *et al.*, 2004). Pero por contra, el uso de agua verde se encuentra por norma general asociado a menores externalidades negativas que el uso de agua azul (Aldaya *et al.*, 2010b).

Por último, el agua gris (HH_{gris}) hace referencia a la contaminación que un proceso productivo genera sobre los recursos hídricos locales. Se define como el volumen total de agua necesario para asimilar la concentración de contaminantes vertidos al medio receptor, en función de la calidad intrínseca de dicho medio, y un límite ambiental máximo preestablecidos (Hoekstra *et al.*, 2011). Este concepto, expresado como un volumen de agua, es proporcional al tamaño o peligrosidad de un vertido, al expresar el volumen total de agua necesario para diluir la carga

contaminante vertida hasta un límite ambiental legal establecido. Puede ser aplicado tanto a contaminantes químicos como físicos, y a procesos con vertidos puntuales o contaminación difusa. Es preciso mencionar que el agua gris evalúa exclusivamente el efecto producido por un vertido al medio ambiente, no teniendo en cuenta la calidad del efluente generado en el propio proceso productivo sino exclusivamente el vertido final. Es por ello que los sistemas de tratamiento de aguas residuales influirán de forma positiva en la reducción final de dicha componente.

La *HH* puede ser expresar como un único valor, o de forma desagregada presentando sus tres componentes por separado. Pero es importante remarcar, que independientemente de cómo sea expresada, este indicador volumétrico no se traduce en una medida de impacto en sí misma (Hoekstra *et al.*, 2011). Es por tanto imprescindible contextualizarla, localizándola temporal y geográficamente, para comprender sus posibles implicaciones económicas, sociales o ambientales, en lo que se conoce como evaluación de sostenibilidad. De esta forma, el posible impacto derivado de la *HH* dependerá de numerosos factores, como las características climáticas y geológicas, la topografía, la disponibilidad de agua, la vulnerabilidad de los ecosistemas asociados, los niveles de contaminación existentes o del coste de oportunidad del agua entre otros (Chapagain & Tickner, 2012).

Figura 1.1 Los distintos componentes de la huella hídrica. Adaptado de Chapagain & Tickner (2012).



1.3 Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es evaluar mediante su aplicación, la metodología de la huella hídrica (*HH*) como indicador que proporcione información útil y veraz sobre la presión que ejercen las distintas actividades humanas sobre los recursos hídricos. Se pretende identificar los beneficios y desventajas del uso del este indicador como herramienta de ayuda en la gestión y planificación de los recursos hídricos, así como su utilidad en la comunicación de la sostenibilidad ambiental de distintos productos o servicios. Puesto que el ámbito agroalimentario se establece como uno de los principales consumidores de agua dulce, este trabajo se ha centrado en la evaluación de la *HH* aplicada a distintos sectores agroalimentarios. Para ello se han seleccionados dos ejemplos a nivel español, que por su relevancia económica, social y ambiental, puedan ayudar a una mejor comprensión sobre la utilidad de dicho indicador: el sector agrario y el sector ganadero.

Cada uno de los casos evaluados ha sido enfocado como un estudio independiente, persiguiendo una serie de objetivos concretos que permitan por un lado una evaluación de la *HH* para cada uno de los sectores estudiados, así como identificar los aspectos más relevantes del indicador, tanto desde un punto de vista conceptual como metodológico. Los objetivos concretos perseguidos en cada uno de los casos evaluados son:

Caso 1. Evaluar en un contexto espacial la *HH* de la agricultura a escala de cuenca hidrográfica (Cuenca del Duero), con el fin de comprobar la utilidad de la información proporcionada por dicho indicador para avanzar hacia una gestión integrada de los recursos hídricos a escala de cuenca. Para ello, se ha desarrollado un modelo de análisis geográfico, que permita la estimación de volumen de agua consumido por la agricultura (componentes verde y azul) y/o contaminado (componente gris). Gracias a la diferenciación entre cultivos gestionados en regadío y cultivos en secano se pretende además realizar un análisis sobre la sostenibilidad de ambos sistemas, tanto desde un punto de vista ambiental como económico. Por último, se han comparado los resultados obtenidos con las bases de datos propuestas por otros autores en trabajos con una escala mucho más amplia (nivel global), con el objetivo de identificar la validez de dichas fuentes para el desarrollo de análisis a nivel regional.

Caso 2. Evaluar la *HH* de la producción del sector porcino español a escala nacional, con el fin de identificar los principales impactos sobre los recursos

hídricos, proporcionando información que permita una gestión más sostenible del agua por parte del sector. Para ello, ha sido necesario diferenciar entre los distintos sistemas de gestión característicos de la producción porcícola: sistemas de producción industrial y extensivos. Puesto que la mayor parte de los consumos de agua asociados al sector se producen de forma indirecta, se ha prestado especial atención a los flujos de agua asociados a la alimentación animal, identificando su lugar de procedencia. Mediante un análisis de sostenibilidad, se ha tratado de identificar aquellos flujos de agua asociados con un mayor impacto sobre los recursos hídricos locales, en función de la escasez de agua y la capacidad de asimilación de contaminantes nitrogenados en las cuencas de origen. Debido al espectacular crecimiento del sector en los últimos años, se ha realizado además un análisis sobre la evolución temporal de la *HH* del sector, identificando los flujos de agua asociados a la importación y exportación de productos porcinos derivados.

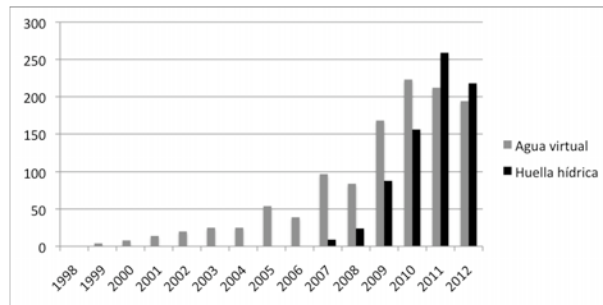
Es preciso remarcar que el presente trabajo se ha basado en el enfoque metodológico propuesto por la Water Footprint Network (WFN) (Hoekstra et al., 2011). Para ello ha sido necesario adaptar y mejorar la metodología general de la *HH* a las características concretas de cada uno de los casos evaluados. A pesar de que existen otras corrientes metodológicas que permiten la evaluación de la *HH*, como la propuesta por la comunidad de análisis de ciclo de vida (LCA) por ejemplo, se ha considerado que el enfoque de la WFN es el que mejor se adapta a los casos propuestos, tanto por su amplia proyección internacional, como por el grado de madurez y estandarización de sus metodologías.

Para la consecución de los objetivos anteriormente mencionados, el presente trabajo ha sido estructurado de la siguiente manera: i) descripción de los fundamentos metodológicos del indicador de la *HH* según el enfoque propuesto por la WFN (Capítulo 1.4); ii) análisis del estado del arte, identificando los principales avances metodológicos surgidos hasta el momento, así como la relación de la *HH* con otros indicadores de sostenibilidad (Capítulo 2); iii) evaluación de los casos concretos, incluyendo una profunda descripción de las metodologías utilizadas, así como un análisis, interpretación y discusión de los resultados obtenidos (Capítulos 3 y 4); iv) consideraciones finales sobre el uso de la *HH* como indicador para evaluar las presiones ejercidas por el ser humano sobre los recursos hídricos, prestando especial atención a su posible aplicabilidad en la gestión y ordenación de los recursos hídricos españoles (Capítulo 5); y v) conclusiones (Capítulo 6).

1.4 Evaluación de la huella hídrica

La metodología de la *HH* se encuentra ampliamente desarrollada, gracias a los numerosos trabajos publicados desde la creación del concepto en el año 2003, con más de 250 artículos indexados en el año 2011, según el Journal Citation Index (Figura 1.2). Prueba de su importancia es la creación en el año 2008 de la “Water Footprint Network” (WFN), una red internacional compuesta por instituciones académicas e investigadoras, organismos públicos, organismos no gubernamentales, organizaciones internacionales y empresas privadas. Su objetivo principal es ahondar en el conocimiento de la *HH* como indicador que permita medir los impactos de las actividades humanas sobre los recursos hídricos. La WFN ha desarrollado un manual “The Water Footprint Assessment Manual” (Hoekstra *et al.*, 2011) que recopila y estandariza los principales conceptos y avances metodológicos relacionados con la evaluación de la *HH*. Dicho manual es revisado y ampliado de forma continua, tratando de recopilar los cambios metodológicos que se producen en la materia.

Figura 1.2. Evolución del número de artículos publicados en revistas indexadas en relación a los conceptos agua virtual y huella hídrica, según el Journal Citation Index (<http://wokinfo.com/>).



Según el manual de la WFN (Hoekstra *et al.*, 2011), el proceso de evaluación de la *HH* se puede dividir en cuatro pasos fundamentales: i) definición del objetivo y alcance del análisis; ii) contabilidad de la *HH*, seleccionando la metodología apropiada según el ámbito de aplicación elegido; iii) análisis de la sostenibilidad social, ambiental y económica de la *HH* evaluada; iv) formulación de respuestas que permitan minimizar los impactos detectados. La mayor parte de los estudios realizados hasta el momento se han centrado exclusivamente en los dos primeros pasos de la evaluación de la *HH* al ser estos los que tienen un mayor carácter descriptivo, siendo el tercero fundamental si se quiere realizar una interpretación de los posibles impactos.

A continuación se ofrece un pequeño resumen sobre los principios metodológicos que rigen los tres primeros pasos de la evaluación de la *HH*. Puesto que la formulación de respuestas es un apartado que se debe contemplar en la toma de decisiones ya sea a nivel político, social, corporativo o individual, no ha sido contemplada en el presente trabajo. A pesar de ello, sí se han recogido diversas recomendaciones generales para cada uno de los casos evaluados.

1.4.1 Contabilidad de la huella hídrica: ámbito de aplicación y principales conceptos metodológicos

Como se ha mencionado con anterioridad, la *HH* es un indicador multidimensional, que permite evaluar el volumen de agua dulce consumido por una actividad humana en función de su procedencia, así como el volumen de agua dulce contaminado en función de distintas sustancias o procesos. A pesar de que el presente documento contiene una descripción metodológica concisa para cada uno de los casos evaluados, se ha incluido un breve resumen con los principales avances metodológicos desarrollados en el campo de la *HH*, así como las posibles aplicaciones de la contabilidad de la *HH* según lo propuesto por la WFN (Hoekstra *et al.*, 2011).

Es posible la evaluación de la *HH* de un proceso; producto; individuo; grupo de consumidores; sector o empresa; o zona geográfica delimitada ya sea por límites administrativos como una región o país o por límites naturales como una cuenca hidrográfica. Para cada uno de los contextos mencionados será imprescindible definir la escala espacio-temporal, así como los límites y resolución del trabajo, lo que vendrá muy influenciado por el alcance perseguido así como por la tipología y calidad de la información disponible (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Los tres niveles de resolución espacio-temporal de la contabilidad de la *HH*. Adaptado de Hoekstra *et al.* (2011).

	Resolución espacial	Resolución temporal	Fuente de información	Objetivo
Nivel A	Escala global	Datos anuales	Información bibliográfica disponible o bases de datos internacionales sobre consumo de agua y contaminación en procesos y producciones	Sensibilización; identificación de los principales componentes que intervienen en la <i>HH</i> global; proyecciones sobre el consumo de agua a nivel global.
Nivel B	Nacional, regional o cuenca hidrográfica	Datos anuales o mensuales	Igual que la anterior, pero adaptada a las características de la zona. Estadísticas nacionales o regionales.	Identificación de los principales componentes de la <i>HH</i> ; variabilidad espaciotemporal de la <i>HH</i> ; información de base para identificación de hotspot y toma de decisiones.
Nivel C	Pequeñas cuencas o estudios a escala de campo	Datos mensuales o diarios	Datos empíricos o mediciones en campo sobre consumo de agua y contaminación	Información de base para llevar a cabo análisis de sostenibilidad de la <i>HH</i> ; formulación de estrategias concretas para disminuir la <i>HH</i> y los impactos locales asociados.

La huella hídrica de productos del sector primario: el uso de agua en agricultura y ganadería

Determinar la *HH* de los productos del sector primario es la base de cálculo para la evaluación de la contabilidad de la *HH*, al ser estos productos utilizados como materias primas en los posteriores procesos industriales. Se define como el total de agua dulce necesaria para producir un bien en un lugar determinado y en un momento concreto, teniendo en cuenta no sólo el volumen consuntivo de agua, sino el volumen contaminado. Es importante recalcar que son los productos derivados del sector agropecuario los que mayor impacto tienen sobre los recursos hídricos del planeta.

La *HH* de un cultivo se corresponderá con el agua total evapotranspirada por el cultivo durante su ciclo vegetativo más el agua necesaria para asimilar la posible contaminación generada como consecuencia de la lixiviación de los fertilizantes, herbicidas o plaguicidas aplicados. Aunque la *HH* debe incluir el agua contenida en la estructura vegetal de dicho cultivo, este valor suele ser despreciado al suponer un volumen menor al 0,1% del total evapotranspirado (Hoekstra *et al.*, 2011). El uso de agua por parte de un cultivo depende de las necesidades de agua de dicho cultivo, las variables climáticas, las prácticas agrícolas y la disponibilidad temporal de la misma. Es por tanto imprescindible diferenciar entre cultivos en secano, donde sólo el agua de precipitación estará disponible para la planta, y cultivos de regadío, donde parte de las necesidades del cultivo serán aportadas mediante riego.

Para conocer el consumo de agua de un cultivo es necesario calcular los requerimientos teóricos de dicho cultivo, desde su siembra hasta que es recolectado. Estos dependerán a su vez de las condiciones climáticas y características del propio cultivo. El cálculo del requerimiento hídrico se puede realizar de diversa maneras, siendo una de las más utilizada la metodología del coeficiente de cultivo (Allen *et al.*, 1998). Dicha metodología permite evaluar la demanda de agua potencial de un cultivo, ya sea en condiciones ideales (donde no existe restricción de agua por lo que el crecimiento y posterior productividad del cultivo no se ve afectada) o en condiciones de estrés (donde factores como la falta de agua, limitaciones en nutrientes o elevada salinidad afectan de forma negativa al crecimiento del cultivo). Una vez evaluada la demanda potencial del cultivo, y mediante la realización de un balance hídrico a nivel del suelo, es posible estimar el consumo real de agua. En caso de cultivos en secano, dicho consumo se corresponde exclusivamente con la componente verde de la *HH*, en el caso de

cultivos en regadío será imprescindible diferenciar entre la componente verde y la componente azul.

Para el cálculo de la evapotranspiración de un cultivo se necesitan numerosas variables, siendo más preciso el resultado cuanto mayor precisión tengan los datos utilizados. Así, son imprescindibles entre otras: variables climáticas como la precipitación y evapotranspiración potencial; variables edafológicas como la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo y profundidad del suelo; o variables vegetativas como el coeficiente del cultivo, altura del cultivo, profundidad de las raíces y rendimiento. La gran cantidad de información necesaria suele ser un limitante importante a la hora de decidir la resolución espacio-temporal del estudio.

El cálculo de la evapotranspiración es un proceso complejo y que raramente se hace a nivel de campo. Por lo general estas medidas se realizan mediante modelos que permiten calcular el consumo teórico en función de las variables introducidas. Alguno de los modelos más utilizados son el modelo EPIC (Williams *et al.*, 1989), el modelo CROPWAT (FAO, 2010b) que se basa en los cálculos propuestos por Allen *et al.* (1998), o el modelo AQUACROP (FAO, 2010a), especialmente diseñado para el cálculo de la evapotranspiración en condiciones de falta de agua. Estos modelos permiten evaluar la evapotranspiración en una determinada localización, siendo necesaria la introducción de valores promedio en caso que el estudio se realice en un contexto geográfico amplio. Pero recientes avances metodológicos han permitido extender la evaluación de la evapotranspiración a un contexto espacial, mediante el uso de modelos matemáticos acoplados a sistemas de información geográfica (Liu *et al.*, 2009; Siebert & Döll, 2010; Mekonnen & Hoekstra, 2011a).

Para el cálculo de la componente gris es preciso conocer las tasas de aplicación de los distintos compuestos utilizados como fertilizantes, herbicidas o plaguicidas. De esta forma, y mediante la estimación de coeficientes de lixiviación es posible determinar que cantidad de un contaminante determinado acaba en el medio receptor, y por tanto el volumen de agua necesario para asimilar ese contaminante hasta un límite legal establecido. La HH_{gris} puede ser evaluada para cualquier sustancia contaminante. Para ello cada sustancia debe ser calculada de forma independiente, eligiendo como valor final el proporcionado por la sustancia más limitante. Debido a las dificultades para su evaluación, no se suele tener en cuenta posibles sinergias o efectos combinados entre distintos contaminantes. Es preciso señalar que la metodología de la componente gris aún se encuentra en desarrollo, por lo que su cuantificación e interpretación debe realizarse con muchas precauciones.

Las componentes verde, azul y gris de un determinado cultivo pueden expresarse como un valor total, o por unidad de producto (m^3/ton o m^3/kg). Para ello es necesario dividir el consumo total de agua por parte del cultivo, o el volumen de agua necesario para asimilar los contaminantes, entre el rendimiento del cultivo (kg/ha). Este último puede ser obtenido mediante mediciones en campo, información estadística o incluso mediante modelización (Doorenbos & Kassam, 1979). Se puede encontrar una descripción mucho más completa de la metodología de cálculo de la *HH* de un cultivo en el Capítulo 3 del presente documento.

Por otro lado, la *HH* de un animal es calculada a partir de los consumos de agua generados durante todo su ciclo de vida, ya sean de forma directa como de forma indirecta. Es por tanto indispensable tener en cuenta el volumen de agua necesario para la producción de su alimentación, el agua consumida por el propio animal, así como el agua utilizada para la limpieza y mantenimiento de sus instalaciones, en caso que estos se encuentre estabulados (Mekonnen & Hoekstra, 2012). Se puede incluso calcular la *HH* asociada al consumo energético, al transporte o a la construcción de sus instalaciones, siempre que alguno de estos elemento suponga un porcentaje relativamente importante sobre la *HH* del sector. Además, y como se ha visto anteriormente, será necesario evaluar el volumen de agua necesario para la asimilación de las sustancias contaminantes lixiviadas durante las fases de elaboración de su alimentación o gestión de sus residuos. Existe por tanto una estrecha relación entre la *HH* de la agricultura y la *HH* de la ganadería, pues una parte importante de los productos generados por la primera serán consumidos por la segunda (Schlink *et al.*, 2010). En el Capítulo 4 del presente documento se puede encontrar una extensa descripción metodológica aplicada al cálculo de la *HH* del sector porcino.

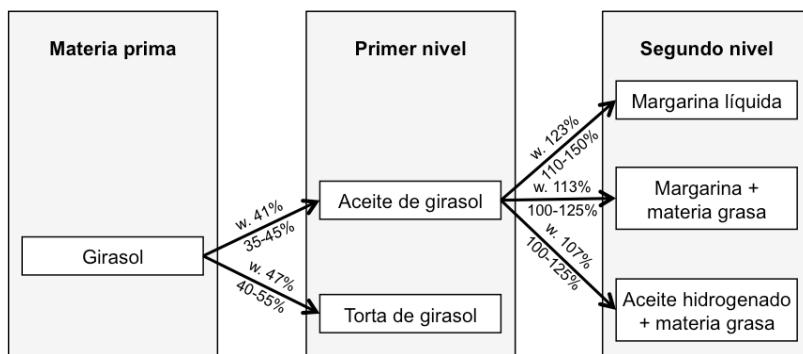
La huella hídrica de un producto

La *HH* de un producto se define como la suma del agua dulce necesaria para elaborar todas las materias primas o productos derivados consumidos en su proceso productivo, así como el agua directa utilizada en su fabricación. Al igual que en la *HH* de un producto primario, es posible mantener la división entre las tres componentes de la *HH*. Para el cálculo de la *HH* de un producto es preciso establecer su sistema productivo, es decir los distintos procesos o pasos que se deben seguir para transformar las materias primas necesarias en el producto en cuestión, incluyendo todas las posibles entradas de agua en el sistema, ya sean de forma directa o indirecta. Es importante tener en cuenta la trazabilidad, tratando de distinguir la procedencia de cada una de las materias primas utilizadas, ya que la

HH de un producto es muy dependiente de su lugar y momento de producción. El análisis de la *HH* de un producto concreto puede ser complejo, al entrar en juego numerosos inputs y procesos. Por norma general se suele utilizar el “árbol de productos”, una representación esquemática de todos los procesos, materias primas o productos secundarios que intervienen en la elaboración de un determinado producto. El árbol de productos también puede ser generado en orden inverso, de forma que a partir de una materia prima determinada, se puedan establecer todos los procesos y productos derivados. La esquematización de un sistema productivo requiere de simplificaciones y asunciones, debiendo establecer el límite de desagregación en el punto en el que un mayor detalle no proporciona un aumento de información significativa (Hoekstra & Chapagain, 2008).

En la Figura 1.3 se puede ver un árbol de productos para el girasol. Una vez cosechadas sus semillas puede ser transformadas en diversos productos como aceite, margarina o torta de girasol. En cada una de las fases de procesado se podrá calcular la tasa de extracción o fracción de producto (w), es decir el volumen de producto procesado que se obtiene por unidad de volumen de producto de partida. En algunos casos este valor puede ser superior al 100%, como consecuencia de la incorporación de otros productos.

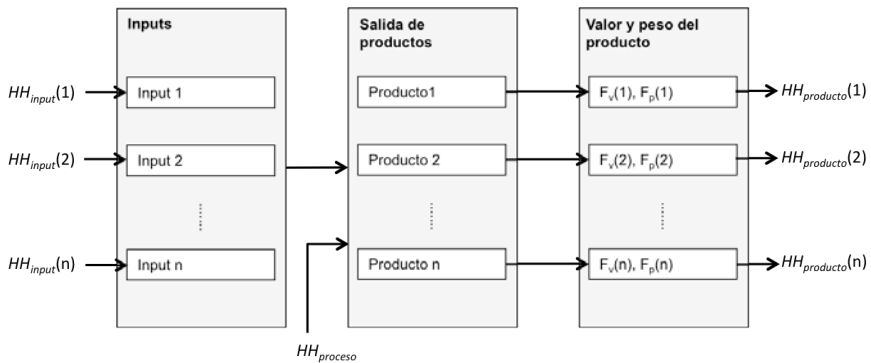
Figura 1.3. Árbol de productos para el girasol. Adaptado de FAO (2003).



Por norma general un proceso productivo no genera un único producto, sino que produce varios subproductos de forma complementaria, siendo muy difícil establecer que flujos de agua son realmente utilizados para cada uno de los subproductos generados. Una forma de distribuir la *HH* acumulada en el proceso productivo a los distintos subproductos generados es mediante la utilización de la metodología del factor de producto (F_p) y el factor de valor (F_v). F_p se define como la cantidad de subproducto generado por cantidad de materia prima utilizada, mientras que F_v se define como el valor de mercado de cada uno de los subproductos generados entre

el valor de todos los subproductos que se derivan del proceso productivo. Combinando ambos factores es posible realizar un reparto de la HH teniendo en cuenta la relevancia de cada subproducto en el sistema productivo, al utilizar el volumen generado y valor de mercado de los mismos (Figura 1.4). De esta forma, el volumen total de agua consumido o contaminado en el proceso productivo, ya sea de forma directa ($HH_{proceso}$) o de forma indirecta asociado a las materias primas utilizadas (HH_{input}), será repartido entre todos los subproductos en función de la relevancia de cada uno de ellos sobre el total de productos generados en el sistema productivo. En el Capítulo 4 del presente estudio se presenta una descripción completa de esta metodología, aplicada a los productos derivados del sector porcino.

Figura 1.4. Cálculo de la huella hídrica de los productos secundarios derivados de un sistema productivo. Adaptado de Hoekstra *et al.* (2011).



La huella hídrica de un individuo o grupo de consumidores

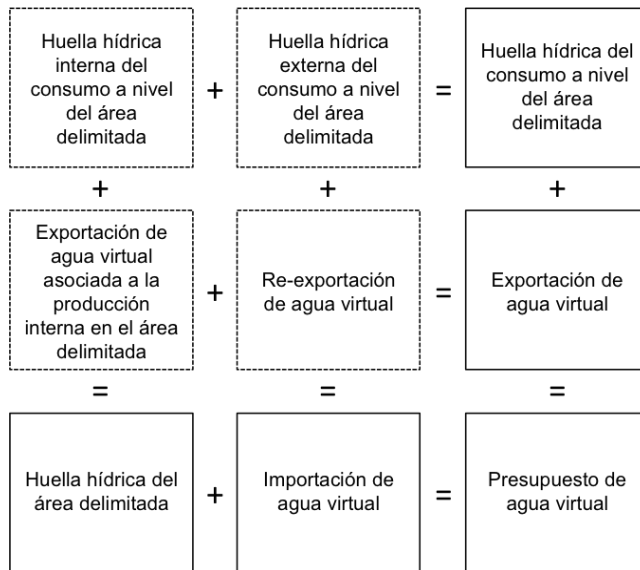
La HH de un consumidor o grupo de consumidores se define como el volumen total de agua dulce, ya sea consumida o contaminada, que se necesita para elaborar todos los bienes y servicios utilizados por dichos individuo o grupo de consumidores. Al igual que en los casos anteriores su cálculo se realiza mediante la suma de todos los consumos de agua directos e indirectos, siendo posible la desagregación de las tres componentes de la HH . Conocer el origen de los bienes consumidos es fundamental a la hora de establecer la HH de cada uno de ellos.

El sistema de contabilidad de la huella hídrica nacional

El sistema de contabilidad de la HH nacional se obtiene combinando la contabilidad de la HH desde el punto de vista del consumo y la HH desde el punto de vista de la producción. En este caso es posible evaluar la HH de una población, región, cuenca hidrográfica, país o continente. Puesto que dentro de un área delimitada es

posible que existan flujos de agua, ya sean de agua real (un río por ejemplo) o de AV (asociados al comercio de mercancías), tanto las entradas como las salidas de agua deberán ser evaluadas. De esta forma, es posible calcular la *HH* total de un área; la *HH* del consumo dentro del área; la *HH* interna y externa, en función de si los recursos hídricos consumidos provienen del interior o exterior del área; así como los flujos de agua asociados a la importación o exportación (Figura 1.5). Es posible determinar a su vez el balance de AV de una zona concreta, lo que permite conocer el grado de dependencia de dicha zona sobre los recursos hídricos internos o foráneos. Un balance positivo significará que el área geográfica evaluada importa más agua de la que exporta, por lo que una parte importante de su consumo recae sobre los recursos hídricos externos.

Figura 1.5. Sistema de contabilidad de la huella hídrica nacional. Adaptado de Hoekstra *et al.* (2011).



El cálculo de la *HH* en una zona delimitada, especialmente cuando se realiza a nivel de país puede realizarse mediante dos enfoques en función de las características del país o tipo de información disponible: el enfoque de abajo-arriba (*bottom-up approach*) o también conocido como enfoque elemento a elemento, donde la *HH* será calculada como la suma de todos los consumos directos e indirectos de los habitantes de dicha región; o el enfoque de arriba-abajo (*top-down approach*) o también conocido como enfoque compuesto, donde la *HH* se definirá como la suma del uso total de agua en dicha región, más el flujo de AV asociado a la importación de productos, menos el flujo de AV asociado a la exportación

(Hoekstra *et al.*, 2011). En el primer caso será necesario evaluar todos los consumos de agua producidos por una población de forma directa, más todos los volúmenes de agua asociados a la fabricación de todos los productos, procesos o servicios consumidos o demandados por dicha población. Los resultados serán expresados por habitante, siendo necesario multiplicar por el número de habitantes de dicha región para conocer la *HH* total. En el segundo caso, y después de evaluar todos los consumos de agua directamente producidos en la región, será necesario identificar todos los flujos de agua asociados, adicionando las importaciones de *AV* y restando las exportaciones. Se obtiene así la *HH* total, siendo necesario dividir entre los habitantes para conocer la *HH* per cápita. En ambos casos, será imprescindible conocer el origen de los productos, de forma que sea posible la estimación de la *HH* de cada uno de ellos.

A pesar de que ambos enfoque deberían arrojar un mismo resultado, la utilización de distintas fuentes de información, así como las diversas suposiciones realizadas se traducen en unos resultados algo diferentes. De esta forma, según encontraron Van Oel *et al.* (2009) en un análisis realizado sobre la *HH* de los consumidores holandeses, el enfoque *top-down* puede subestimar los resultados al no tener en cuenta el posible stock de mercancías a lo largo del año, pudiendo existir además un desfase temporal entre el momento de producción y el momento de exportación. Aunque será la calidad de las estadísticas utilizadas, estadísticas de consumo en el caso del enfoque *bottom-up* o estadísticas de comercio en el caso del enfoque *top-down* las que realmente condicionen la robustez de los resultados.

La huella hídrica de un sector o empresa

Por último, es posible determinar la *HH* de un sector o empresa. Esta se define como el volumen total de agua dulce consumida de forma directa o indirecta durante el desarrollo de su actividad empresarial. Se pueden distinguir dos componentes principales: la *HH* operacional, que se define como el volumen de agua consumida o contaminada de forma directa en el proceso de producción y la *HH* de la cadena de suministro, que se define como el volumen de agua consumida o contaminada de forma indirecta, como consecuencia de todos los bienes y servicios necesarios para el mantenimiento de su actividad. Además, es posible diferenciar entre la *HH* directamente asociada a un producto concreto y la *HH* asociada a las actividades generales de la propia empresa y que no se puede relacionar con un producto o servicio concreto (*overhead water footprint*). Incluso es posible ir más allá de los límites de la propia empresa, identificando la *HH* de uso final (*end-use water footprint*), que consistirá en estimar el volumen de agua

consumida o contaminada por los usuarios al utilizar dicho bien o servicio. La medición de la *HH* a nivel sectorial o de empresa puede resultar muy útil, puesto que permitirá a la misma identificar las principales presiones ejercidas por su actividad sobre los recursos hídricos, pudiendo plantear medidas que mitiguen los impactos derivados.

1.4.2 Evaluación de la sostenibilidad de la huella hídrica

Una vez determinados los objetivos y ámbito de aplicación del estudio, así como desarrollada la contabilidad de la *HH*, será necesario realizar una interpretación de los resultados obtenidos mediante un análisis de sostenibilidad.

Como se ha mencionado durante el presente capítulo, la *HH* es un indicador volumétrico, que aglutina en uno o varios valores la apropiación de agua dulce causada en un determinado lugar por un proceso, producto o actividad. Pero este indicador ofrece en sí mismo una información de escaso valor sino es puesto en contexto y comparado con los posibles impactos derivados de dicha apropiación. De esta forma, el volumen total de agua dulce consumido, o el volumen de agua contaminado como consecuencia de la fabricación de un producto, proceso o actividad carece de significado si no es comparado con el volumen y la calidad de los recursos hídricos disponibles en el momento y lugar de producción, así como con otros criterios de carácter socio-económico o ambiental.

La sostenibilidad, definida como la capacidad de satisfacer las necesidades presentes sin sacrificar la capacidad de generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades (UN, 1987), debe ser evaluada desde múltiples puntos de vista, entre los que destacan la dimensión ambiental, social o económica. Puesto que la *HH* debe ser calculada para las tres componentes del agua (verde, azul y gris), teniendo en cuenta todos los impactos directos e indirectos, el análisis de sostenibilidad deberá ser desarrollado obedeciendo a los mismos criterios. En esencia, la evaluación de la sostenibilidad de la *HH* de una región, producto, proceso o actividad debe permitir establecer si el valor de *HH* calculado se encuentra dentro de los límites que los recursos hídricos locales pueden soportar de forma sostenible. Ya que todas las afecciones ocurren en un contexto temporal y geográfico determinado, podrán ser localizadas en una o varias cuencas hidrográficas, por lo que esta unidad deberá ser el punto de partida de cualquier evaluación de sostenibilidad.

Según Hoekstra *et al.* (2011), para realizar un análisis de sostenibilidad completo deberían seguirse 4 pasos consecutivos: i) identificación de los criterios de

sostenibilidad a evaluar; ii) identificación de los puntos calientes (*hotspot*); iii) identificación y cuantificación de impactos primarios; iv) identificación y cuantificación de impactos secundarios. Al igual que ocurre en la métrica de la *HH*, la consecución de estos pasos dependerá de la tipología de análisis realizado, así como de la disponibilidad y veracidad de la información de partida, siendo los dos primeros pasos los más fáciles de llevar a cabo.

Son numerosos los criterios que se pueden incluir dentro de un análisis de sostenibilidad de la *HH*, siendo aconsejable incorporar criterios relacionados con la sostenibilidad ambiental, con la sostenibilidad social y con la sostenibilidad económica. En el caso de la sostenibilidad ambiental, y para evaluar la componente azul, se pueden utilizar criterios como el cumplimiento de los caudales ecológicos de agua. Para la componente gris se pueden utilizar criterios como el grado de contaminación o la capacidad de asimilación de contaminantes en función de los estándares de calidad ambiental. O incluso en el caso de la componente verde, pueden ser utilizados criterios como el consumo de agua verde por parte del ser humano. Pero se puede ir más allá, incluyendo criterios como la satisfacción de las necesidades básicas de agua para el ser humano o la existencia de conflictos relacionados con el agua en el caso de la evaluación social. O en el caso de la evaluación económica, donde se pueden incluir criterios de análisis económico que introduzcan la valoración de los servicios ambientales prestados. Un ejemplo sería la evaluación de la productividad aparente del agua y la tierra, incluida por algunos autores dentro de la denominada *HH* extendida (Garrido *et al.*, 2008; 2010).

Una vez establecidos y cuantificados los criterios de sostenibilidad, será necesario establecer los *hotspot*. Estos se referirán a aquellos momentos o lugares en los que la *HH* se identifica como insostenible en función de unos criterios previamente establecidos. Una vez identificados, será posible evaluar los efectos reales en los que se traduce dicho incumplimiento. En el caso de los impactos primarios, la evaluación deberá centrarse en las consecuencias directas sobre el ciclo hidrológico, ya sea sobre la cantidad o calidad del agua. En el caso de los impactos secundarios podrán ser evaluados aquellos efectos producidos de forma diferida, ya sean ecológicos, sociales o económicos y que son afectados como resultado de los impactos primarios. Así podrán ser evaluados efectos sobre la pérdida de biodiversidad, la salud, seguridad alimentaria, actividades económicas, etc.

En este trabajo se incluye un análisis de la sostenibilidad de la *HH*, centrándose en la componente ambiental para cada uno de los casos evaluados. Se podrá encontrar información detallada acerca de los criterios utilizados y su forma de

aplicación en función de las características inherentes a cada una de las evaluaciones realizadas. Además, en el Capítulo 3 se ha incluido una valoración financiera de la *HH*, tratando de incorporar criterios económicos en el análisis de sostenibilidad.

1.5 Bibliografía

Albersen PJ, Houba HED, Keyzer MA (2003) Pricing a raindrop in a process-based model; general methodology and a case study of the Upper-Zambezi; Water resources assessment for catchment management. *Phys Chem Earth* 28:183

Aldaya M, Llamas MR (2012) Towards and Integrated Water Resources Management (IWRM). In: De Stefano L, Llamas MR (eds) *Water, Agriculture and the Environment in Spain: can we square the circle?* CRC Press, London,

Aldaya M, Novo P, Llamas MR (2010a) Incorporating the water footprint and environmental water requirements into policy: reflections from the Doñana Region (Spain). *Papeles de Agua Virtual*. Santander, España

Aldaya MM, Allan JA, Hoekstra AY (2010b) Strategic importance of green water in international crop trade. *Ecol Econ* 69 (4):887-894

Aldaya MM, Hoekstra AY (2010) The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agricultural Systems* 103 (6):351-360

Allan JA (1993) Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydrological futures would be impossible. In: ODA (ed) *Priorities for water resources allocation and management*. London, pp 13-26

Allan JA (1994) Overall perspectives on countries and regions. In: Rogers P, Lydon P (eds) *Water in the Arab World: perspectives and prognoses*. Harvard University Press, Massachusetts, pp 65-100

Allan JA (1997) *Virtual water: a Long-Term Solution for Water Short Middle Eastern Economies?* Paper presented at the 1997 British Association Festival of Science, University of Leeds, England

Allan JA (1998) *Virtual water: A strategic resource global solutions to regional deficits*. *Ground Water* 36 (4):545-546

Allan JA (2003) *Virtual water - the water, food, and trade nexus useful concept or misleading metaphor?* *Water Int* 28 (1):106-113

Allan JA (2011) *Virtual Water: Tackling the Threat to Our Planet's Most Precious Resource*. I.B.Tauris & Co Ltd, London

Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) *Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements*. Irrigation and Drainage Papers vol 56. FAO, Rome

Chapagain AK, Tickner D (2012) *Water footprint: Help or hindrance?* *Water Alternatives* 5 (3):563-581

de Fraiture C, Cai X, Amarasinghe U, Rosegrant M, Molden D (2004) *Does international cereal trade save water?: the impact of virtual water trade on global water use*. Comprehensive Assessment Research, vol Report 4. Comprehensive Assessment Secretariat, Colombo, Sri Lanka

Doorenbos J, Kassam AH (1979) *Yield response to water*. Irrigation and Drainage Paper, vol 33. FAO, Rome

Dumont A, Salmoral G, Llamas MR (2013) *The water footprint of a river basin with a special focus on groundwater: The case of Guadalquivir basin (Spain)*. *Water Resources and Industry* (0)

EEA (2005) *EEA core set of indicators — Guide*. EEA Technical report, vol N° 1/2005. European Environment Agency,

EEA (2012) *Environmental Indicator Report 2012: Ecosystem Resilience and Resource Efficiency in a Green Economy in Europe*. Copenhagen

Falkenmark M (2003) *Freshwater as shared between society and ecosystems: from divided approaches to integrated challenges*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 29 (358(1440)):2037-2049

Falkenmark M (2008) *Water and Sustainability: A Reappraisal*. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 50 (2):4-17

FAO (2003) *Technical conversion factors for agricultural commodities*. FAO, Rome

FAO AQUACROP 3.1 (2010a) Food and Agriculture Organization of the United Nations. Accessed 20 October 2012

FAO CROPWAT 8.0 decision support system model (2010b) Food and Agriculture Organization of the United Nations, last access: 10 May 2010. www.fao.org/ag/AGL/aglw/cropwat.stm. Accessed last access: 10 May 2010

FAO (2010c) Payments for environmental services within the context of the green economy. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma

FAO AQUASTAT on-line database (2011) Food and Agriculture Organization of the United Nations. Accessed 30 June 2011

Galli A, Wiedmann T, Ercin E, Knoblauch D, Ewing B, Giljum S (2012) Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a "Footprint Family" of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators* 16 (0):100-112

Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodriguez-Casado R (2008) Water footprint and virtual water trade: policy implications. Observatorio del Agua. Fundación Marcelino Botín. Santander

Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodriguez-Casado R, Aldaya MM (2010) Water footprint and virtual water of Spain. Springer, New York

GWP (2000) Integrated water resources management. vol N°4. Global Water Partnership, Stockholm, Sweden

Haberl H, Heinz K, Krausmann F, Gaube V, Bondeu A, Plutzer C, Gingrich S, Lucht W, Fischer-Kowalski M (2007) Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *PNAS* 104 (31):12942-12947

Haddadin MJ (2003) Exogenous water: A conduit to globalization of water resources. In: Hoekstra AY (ed) Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade, vol 12. Value of Water Research Report Series. UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands,

Haddadin MJ (2006) Water resources in Jordan: Emerging Policies for Development, the Environment and Conflict Resolution. RFF Publishers, Washington, D.C

Haddadin MJ (2007) Quantification and significance of shadow water in semi arid countries. *Water Policy* 9:439-456

Hoekstra AY (2003) Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. Value of Water Research Report Series, UNESCO-IHE, vol n°12. Delft, The Netherlands

Hoekstra AY (2009) Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis. *Ecol Econ* 68 (7):1963-1974

Hoekstra AY, Chapagain AK (2008) Globalization of water: sharing the planet's freshwater resources. Blackwell Publishing, Oxford

Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM, Mekonnen MM (2011) The water footprint assessment manual: Setting the global standard. Earthscan, London

Liu C, Kroeze C, Hoekstra AY, Gerbens-Leenes W (2012) Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecological Indicators* 18 (0):42-49

Liu JG, Yang H (2010) Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: Green and blue water. *Journal of Hydrology* 384 (3-4):187-197

Liu JG, Zehnder AJB, Yang H (2009) Global consumptive water use for crop production: The importance of green water and virtual water. *Water Resour Res* 45:-

Mekonnen MM, Hoekstra AY (2011a) The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrol Earth Syst Sci* 15 (5):1577-1600

Mekonnen MM, Hoekstra AY (2011b) National water footprint accounts: The green, blue and grey water footprint of production and consumption. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol N° 50. Delft, The Netherlands

Mekonnen MM, Hoekstra AY (2012) A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*

Molden D (2007) Water for food, water for life: a comprehensive assessment of water management in agriculture. Earthscan, London, UK

Niemeijer D, de Groot RS (2008) A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* 8 (1):14-25

Niemeyer I, Garrido A (2011) International Farm Trade in Latin America: Does it Favour Sustainable Water Use Globally? Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol N° 54. Delft, The Netherlands

OECD (1999) Environmental Indicators for Agriculture: Volume 1 Concepts and Frameworks. Paris

OECD (2012) OECD Environmental Outlook to 2050: the Consequences of Inaction. OECD Publishing,

OECD (2013) Putting Green Growth at the Heart of Development OECDE Green Growth Studies. OECD Publishing,

Oki T, Kanae S (2004) Virtual water trade and world water resources. *Water Sci Technol* 49 (7):203-209

Oki T, Kanae S (2006) Global Hydrological Cycles and World Water Resources. *Science* 313 (5790):1068-1072

Rahaman MM, Varis O (2005) Integrated water resources management: evolution, prospects and future challenges. *Sustainability: Science, Practice, & Policy* 1 (1)

Raskin P, Gleick P, Kirshen P, Pontius G, Strzepek K (1997) Water futures: assessment of long-range patterns and prospects. Stockholm Environment Institute, Estocolmo, Suecia

Schlink AC, Nguyen ML, Viljoen GJ (2010) Water requirements for livestock production: a global perspective. *Rev Sci Tech Off Int Epizoot* 29 (3):603-619

Seitzinger SP, Mayorga E, Bouwman AF, Kroeze C, Beusen AHW, Billen G, Van Drecht G, Dumont E, Fekete BM, Garnier J, Harrison JA (2010) Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles* 24 (4):GB0A08

Shamir U (2000) Sustainable Management of Water Resources. Paper presented at the Transition towards Sustainability, Tokyo,

Siebert S, Döll P (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 (1987) Our Common Future. World Commission on Environment and Development, New York

UNEP (2011) Towards a green economy: pathways to sustainable development and poverty eradication. United Nations Environment Programme, Nairobi

van Oel PR, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2009) The external water footprint of the Netherlands: Geographically-explicit quantification and impact assessment. *Ecol Econ* 69 (1):82-92

Velázquez E, Madrid C, Beltran MJ (2009) Virtual Water, water footprint and other indicators of water sustainability. A necessary conceptual and methodological revision. Paper presented at the 8th International Conference of Society of European Ecological Economics, Ljubljana,

Vörösmarty CJ, Green P, Salisbury J, Lammers RB (2000) Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* 289 (5477):284-288

Vörösmarty CJ, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich A, Green P, Glidden S, Bunn SE, Sullivan CA, Reidy Liermann C, Davies PM (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467 (7315):555-561

Willaarts BrA, Volk M, Aguilera PA (2012) Assessing the ecosystem services supplied by freshwater flows in Mediterranean agroecosystems. *Agr Water Manage* 105 (0):21-31

Williams JR, Jones CA, Kiniry JR, Spanel DA (1989) The EPIC Growth Model. *Trans ASABE* 32 (2):497-511

Yang H, Wang L, Abbaspour KC, Zehnder AJB (2006) Virtual water trade: an assessment of water use efficiency in the international food trade. *Hydrol Earth Syst Sc* 10 (3):443-454

Zhao X, Yang H, Yang ZF, Chen B, Qin Y (2010) Applying the Input-Output Method to Account for Water Footprint and Virtual Water Trade in the Haihe River Basin in China. *Environ Sci Technol* 44 (23):9150-9156

Capítulo 2

Antecedentes

2 Antecedentes

Durante los últimos 15 años han aparecido numerosos trabajos acerca de la *HH*, la mayor parte de ellos centrados en la contabilidad de la misma, siendo los menos aquellos que han desarrollado un análisis de sostenibilidad. Además, han surgido diversas corrientes metodológicas, en función de los campos de aplicación y objetivos perseguidos. En este apartado se pretende realizar una síntesis de los trabajos más significativos, lo que ayudará en la identificación de los pros y contras del uso de este indicador. Para una mejor comprensión, los trabajos han sido divididos en función del alcance y objetivos perseguidos en cada uno de ellos, al igual que se ha realizado en la descripción metodológica previa.

2.1 Evaluación de la huella hídrica y flujos de agua virtual asociados

Como ya se ha mencionado, los primeros trabajos realizados sobre la *HH* se centraron en evaluar los flujos de agua asociados al intercambio de mercancías, para lo que previamente era necesario cuantificar los valores de *HH* de dichos bienes en función de su lugar de producción. El primer trabajo realizado al respecto fue desarrollado por Hoekstra & Hung (2002), en el que se presentaba de forma descriptiva los valores nacionales de *HH* de los principales cultivos a nivel mundial. Además, se realizaba una cuantificación de los flujos de agua asociados al intercambio de cultivos entre los países, así como el flujo neto de *AV* para cada uno de ellos. Esto permitía identificar aquellos países netamente importadores o netamente exportadores de *AV*. Se realizó además una primera aproximación de la *HH* de los países, mediante la combinación del uso de agua a nivel nacional y el balance neto de *AV*. Debido a la falta de información, en esta primera evaluación se asumió que el uso de agua a nivel nacional venía determinado por el índice nacional de extracción de agua, por lo que sólo se tuvo en cuenta la componente azul del uso del agua. A pesar de las limitaciones, este trabajó mostró una primera imagen sobre los flujos de *AV* a nivel global. Este estudio fue posteriormente ampliado y mejorado, incluyendo la evaluación de productos secundarios, ganaderos e industriales, así como el consumo de agua urbano (Chapagain & Hoekstra, 2003 y 2004; Zimmer & Renault, 2003; Hoekstra & Hung, 2005). En estos estudios, el índice de extracción de agua fue sustituido por el uso consuntivo, incluyendo no sólo la componente azul, sino la componente verde. Además, la evaluación de los flujos de *AV* abarcaba no sólo el intercambio de cultivos, sino

todos los productos agropecuarios, así como los productos industriales. Estos últimos eran evaluados mediante la asignación de un valor de *AV* en función del valor económico de dicho flujo. A pesar de las mejoras, estos estudios tenían dos limitaciones fundamentales: i) debido a que la escala de trabajo era muy amplia, nivel global, los datos climáticos utilizados se correspondían o bien con el valor medio del país, o bien con el valor de la capital. Esto provocaba una gran disparidad en aquellos países de gran tamaño, como el caso de China, India o EE.UU., o con fuertes contrastes climáticos como el caso de España; ii) se asumía que todos los cultivos tenían satisfechos sus demandas hídricas, no diferenciando entre cultivos en secano y cultivos en regadío, con lo que se sobrestimaba la *HH* de los productos evaluados, principalmente en el caso de la *HH_{azul}*. A pesar de todo, estos trabajos sentaron los principios metodológicos para el desarrollo de las futuras evaluaciones, aportando además las primeras bases de datos sobre la *HH*.

Gracias a ellos, aparecen las primeras cuantificaciones a nivel global sobre el ahorro de agua producido como consecuencia del intercambio de mercancías entre los países (Chapagain *et al.*, 2005a y b). De esta forma se cuantificó que el ahorro de agua producido a nivel global ascendía a 352 Gm³ (suma de agua verde y azul), siendo 1.605 Gm³ el ahorro teórico producido por los países importadores si tuviesen que elaborar dichos productos en su propio territorio. A pesar de no realizar una distinción general entre las componentes verde y azul del *AV*, estos trabajos presentan una primera aproximación acerca del posible ahorro de agua azul conseguido por un país importador, frente a la pérdida de agua verde en el país exportador, utilizando como ejemplo el comercio de trigo entre Egipto y Australia. Posteriormente, el libro “Globalización del agua” publicado por Hoekstra & Chapagain (2008), realiza un análisis en profundidad comparando la *HH* con la escasez de agua, la autosuficiencia y la dependencia de la importación de agua de los distintos países. A pesar de que tienen en cuenta tanto el agua verde como el agua azul, no realizan una distinción clara entre ambas componentes, centrándose principalmente en resultados absolutos. En este trabajo se pone de manifiesto la naturaleza del agua como un recurso geopolítico cuyos flujos deberían ser incluidos en las políticas de gestión de los distintos países.

La primera evaluación de las tres componentes de la *HH* fue realizada por Chapagain *et al.* (2006), al distinguir entre el agua verde, el agua azul y el agua de dilución (posteriormente conocida como agua gris) en un análisis sobre la producción de algodón a nivel internacional, en el que además se identificaban los flujos de agua entre los principales países productores y consumidores. En el mismo sentido, y gracias a la evaluación de la *HH* del tomate español, Chapagain

et al. (2009) implementan la metodología de la *HH* mediante un análisis a nivel local, teniendo en cuenta distintas estrategias de gestión y periodos de cultivo, lo que se traducía en una mayor veracidad de los resultados. Pero son quizá los trabajos realizados por Mekonnen & Hoekstra (2011 y 2012) los que mayor innovación metodológica representan, al evaluar las tres componentes de la *HH* de la agricultura mediante un análisis geográfico con una elevada resolución espacial (5 minutos de arco), mediante la modelización de balances hídricos acoplados a sistemas de información geográfica. Además, y gracias a los mapas de distribución de cultivos a nivel global, fue posible diferenciar entre zonas regables y cultivos en seco (Monfreda *et al.*, 2008; Portmann *et al.*, 2008). De esta forma, se consigue información detallada acerca de la *HH* de los productos agrícolas en función del lugar y momento de producción, permitiendo realizar posteriores análisis a escalas menores.

Otros muchos artículos han ido recogiendo estos avances metodológicos, adaptándolos a las necesidades de cada caso concreto. De esta forma, se han analizado la *HH* de diversos países o regiones, así como los flujos de *AV* asociados. Por ejemplo, Hoekstra & Chapagain (2007) evaluaron las diferencias en cuanto a la *HH* de un país seco (Marruecos) y de un país húmedo (Holanda), así como los posibles ahorros de agua generados con el comercio de mercancías. Este estudio fue posteriormente mejorado, al incorporar en el caso del análisis holandés una primera evaluación sobre la sostenibilidad ambiental de la *HH* de los consumidores, relacionando los flujos de *AV* con la disponibilidad de recursos hídricos en los países de origen (van Oel *et al.*, 2009). Ha sido además evaluada la *HH* sobre el consumo o la producción en distintos países o regiones de la India, Indonesia, Suiza, Francia, México, EE.UU. (California), Sudáfrica, Bélgica, Alemania o Chipre entre otros (Kampman *et al.*, 2008; Bulsink *et al.*, 2010; Erzin *et al.*, 2012b y c; AgroDer, 2012; Fulton *et al.*, 2012; Arreguin-Cortes *et al.*, 2007; Hastings & Pegram, 2012; Vincent *et al.*, 2011; Sonnenberg *et al.*, 2009; Zoumides, 2008). En el caso español, Aldaya *et al.* (2008), Rodríguez-Casado *et al.* (2008; 2009) y Garrido *et al.* (2008; 2010) realizaron sendos análisis en profundidad sobre la *HH* de la agricultura y ganadería, incorporando además la valoración económica de la misma, en lo que han dado a conocer como *HH* extendida. Otros caso españoles son los desarrollado por Camarero *et al.* (2011) para toda la economía española, el desarrollado en la Comunidad de Madrid (Naredo *et al.*, 2009), o el desarrollado por De Miguel *et al.* (2010) para estimar los flujos de *AV* entre dos regiones españolas.

Según la revisión bibliográfica realizada por la el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 2011), se puede distinguir 3 tipos de países en función de la dependencia de su economía sobre los recursos hídricos externos. Esto se ha traducido a su vez en distintas orientaciones a la hora abordar los análisis de *HH* a escala nacional: i) países que basan su economía en una elevada autosuficiencia de agua, lo que genera ciertos problemas de escasez de agua, ya sea a nivel nacional o en regiones concretas, como ocurre en India, Indonesia o Marruecos. En ellos los análisis de *HH* se ha centrado en analizar los patrones de funcionamiento de los flujos de *AV*, tanto a escala nacional como interregional, con especial atención a las relaciones entre regiones productoras y consumidoras; ii) países con una elevada *HH* externa pero sin problemas de escasez, como Alemania, Holanda o Reino Unido. En estos casos, los análisis se han centrado en identificar las posibles externalidades negativas asociadas a la importación de *AV*; iii) países con elevada *HH* externa, serios problemas de escasez de agua en su territorio, pero a su vez con un importante flujo exportador de *AV*, como España o Chipre. En este caso, los estudios se han enfocado en analizar la situación actual, estableciendo recomendaciones para una gestión más eficiente de los recursos hídricos existentes.

2.2 La huella hídrica desde la óptica de los modelos input-output: enfoque top-down

La mayor parte de los trabajos realizados hasta el momento se basan en el enfoque *bottom-up* para estimar la *HH* en un contexto geográfico delimitado (Chapagain *et al.*, 2006; Fader *et al.*, 2011; Hoekstra & Mekonnen, 2012). Este enfoque estima la *HH* a partir de la suma de las *HH* individuales de todos los productos o servicios consumidos en una región, realizando posteriormente un balance en función de los flujos de mercancía existentes. Por lo general es un trabajo laborioso, muy influenciado además por la calidad de las estadísticas de producción y comercio utilizadas, así como por la importancia del comercio en la región a analizar (van Oel *et al.*, 2009). Debido a ello, estos trabajos no suelen abarcar de forma completa toda la cadena de suministro, pudiendo excluir del análisis algunos consumos indirectos de gran relevancia (Chapagain & Tickner, 2012).

Otra forma de realizar estos cálculos es mediante el enfoque *top-down*, desarrollados en muchos de los casos a partir de los modelos input-output. Estos modelos, basados en datos económicos observados, permiten analizar la interdependencia de las industrias en una economía, al establecer los intercambios

de bienes y servicios entre los distintos sectores. Permiten a su vez evaluar los flujos de importación y exportación, ya sea a nivel intrarregional, interregional, o con otros países (Leontief, 1970). Es por ello que estos modelos han sido tradicionalmente utilizados para evaluar la sostenibilidad económica y ambiental del uso del agua en la economía (Lange, 1998; Duarte *et al.*, 2002). Pero las tablas input-output permiten a su vez transformar los flujos económicos en valores de AV, incluyendo en su valoración los consumos indirectos de toda la cadena de suministro. Algunos ejemplos son los desarrollados por Velázquez (2006 y 2007) y Dietzenbacher & Velázquez (2007), que estimaron el comercio de AV en Andalucía, identificando a la región como exportadora neta de AV, siendo el sector agroalimentario el responsable de la mayor parte del flujo. Establecieron además, que la importación de AV se traducía en un bajo ahorro de agua, al exportar productos muy intensivos en recursos hídricos, como patatas o cultivos hortícolas, e importar productos con bajos requerimientos hídricos, como cereales. De la misma forma, Cazcarro *et al.* (2012) realizaron un análisis input-output sobre el flujo de agua en la economía española, observando que España era un país importador neto de agua, debido principalmente al elevado consumo de productos agrícolas por parte de la economía nacional. Incluso Cazcarro *et al.* (2014) ha aplicado esta metodología al sector del turismo exterior en España, identificando el consumo de bienes asociado al turismo extranjero como un flujo exportador de AV. Una metodología similar fue utilizada por Zhao *et al.* (2009 y 2010) para estimar los flujos de AV en China, tanto a nivel nacional, como en una cuenca concreta. Feng *et al.* (2011) también aplicaron un enfoque de este tipo para evaluar la *HH* en distintos países, comparándola con la metodología tradicional (enfoque *bottom-up*) observando que en algunas ocasiones se podrían encontrar diferencias en el valor de *HH* nacional de hasta el 48%. Pero a pesar de que este tipo de modelos permite analizar de forma completa toda la cadena de suministro asociada, al ofrecer los resultados agregados por sectores económicos, en vez de por productos, y siendo el sector agrario por lo general el mayor consumidor de agua, es difícil identificar los procesos o productos concretos que poseen un mayor grado de intensificación en agua (Chapagain & Tickner, 2012).

2.3 Evaluación de la huella hídrica a escala de cuenca

La cuenca hidrográfica es la unidad natural de gestión del agua, por lo que un análisis a este nivel permite una mejor identificación de las posibles presiones e impactos generados sobre los recursos hídricos. Pero la falta de información estadística de calidad a esta escala deriva en una mayor complejidad en este tipo

de análisis. De esta forma son pocos los trabajos que han utilizado la escala de cuenca en la evaluación de la *HH*, a pesar de que debería ser el punto de partida si se quiere comprender como las actividades humanas pueden influenciar sobre el ciclo del agua (Hoekstra *et al.*, 2011). La mayor parte de estas evaluaciones se centran en casos españoles, probablemente debido a la larga tradición histórica en la gestión de los recursos hídricos a escala de cuenca, así como a los problemas de escasez inherentes a su climatología. De esta forma han sido evaluadas las cuencas del Guadiana o Guadalquivir, ambas con serios problemas de sobreexplotación (Aldaya & Llamas, 2008b; Garrido *et al.*, 2010; Salmoral *et al.*, 2011b; Montesinos *et al.*, 2011; Dumont *et al.*, 2013). Estos trabajos tratan de ampliar la información disponible por los actuales organismos de cuenca, estableciendo los vínculos existentes entre los aspectos hidrológicos, económicos y ambientales, y relacionando la *HH* con sus posibles implicaciones políticas. Otro trabajo a destacar es el realizado por Zeng *et al.* (2012) en la cuenca del río Heihe (China), en el que además se desarrolla un análisis de sostenibilidad sobre el consumo de agua azul, mediante la comparación mensual entre la HH_{azul} y la disponibilidad natural de la misma. Otros trabajos a escala de cuenca son los realizados por Feng *et al.* (2011) en la cuenca del río Amarillo, o por Zhao *et al.* (2010) en la cuenca del río Heihe, ambos en China. En todos estos trabajos, los autores han adaptado la información estadística a escala regional o municipal a la escala de cuenca.

Pero recientemente se ha publicado un análisis para las principales cuencas hidrográficas europeas, desarrollado en un contexto espacial (Vanham, 2013), en el que se establece un balance de *AV* para cada cuenca en función de la *HH* de la producción y la *HH* del consumo por parte de los habitantes de dichas cuencas, lo que permite identificar cuencas eminentemente importadoras de *AV* y eminentemente exportadoras.

2.4 Estimación de los flujos de agua a nivel regional o de cuenca hidrográfica

Como se ha visto, la estimación de los flujos de agua asociados al intercambio de mercancías es uno de los principales requerimientos en cualquier evaluación de la *HH*, independientemente del ámbito de aplicación utilizado. Aunque son muchos los estudios que han analizado dichos flujos a nivel internacional (Hoekstra & Hung, 2002; Chapagain & Hoekstra, 2003; Kumar & Singh, 2005; Novo *et al.*, 2009; Fader *et al.*, 2011), son pocos los que se han centrado en realizar evaluaciones a nivel

regional (Guan & Hubacek, 2007; Ma *et al.*, 2006). Esto se debe a que la información sobre los flujos de mercancías suele estar disponible a escalas nacionales, siendo mucho más difícil de encontrar fuentes de información que evalúen los flujos regionales. Esto provoca que muchos de los estudios aplicados a nivel regional, o a nivel de cuenca hidrográfica incluya de forma exclusiva los flujos con el extranjero, obviando los flujos con otras regiones dentro del país (Aldaya & Llamas, 2008b; Salmoral *et al.*, 2011b; Garrido *et al.*, 2010), los cuales pueden suponer un volumen muy importante. Por ejemplo, según un estudio realizado por De Miguel *et al.* (2011) sobre el intercambio de mercancías en la cuenca del Duero, los flujos de la cuenca con países extranjeros representan menos del 20% del flujo total de mercancías. Una posible forma de cuantificar dichos flujos es mediante el uso de estadísticas de transporte. En el caso de España, por ejemplo, es posible la utilización de la base de datos generada por la “Encuesta Permanente de Transportes de Mercancías por Carretera” (EPTMC, 2011). Esta encuesta ha sido por ejemplo utilizada por De Miguel *et al.* (2010) para la cuantificación de los flujos de agua entre Castilla-La Mancha y Murcia. A pesar de que es posible desagregar los flujos en más de 20 categorías de productos, este paso puede suponer un importante incremento de los errores. Otra forma de estimar los flujos a nivel regional, es mediante el uso de las ya mencionadas tablas input-output, las cuales permiten estimar los flujos de agua a nivel de comunidad autónoma (Cazcarro *et al.*, 2012; Dietzenbacher & Velazquez, 2007). En ambos casos, y puesto que la máxima desagregación recomendada es la comunidad autónoma, su escalado a nivel de cuenca hidrográfica puede introducir importantes desviaciones.

2.5 La huella hídrica de un sector o producto

Los primeros análisis de *HH* desarrollados a nivel de producto se aplicaron sobre el consumo del té y el café por parte de los consumidores holandeses, identificando que la mayor parte de los impactos asociados recaían sobre países extranjeros, en lo que se dio a conocer como HH_{externa} (Chapagain & Hoekstra, 2007). Posteriormente Aldaya & Hoekstra (2010) evaluaron el efecto del consumo de la pasta y pizza por parte de los consumidores italianos sobre los recursos hídricos locales. Otros productos/sectores evaluados han sido la ya mencionada producción de algodón a nivel internacional (Chapagain *et al.*, 2006), la producción de tomates en el sureste español (Chapagain & Orr, 2009), la producción de flores regadas con aguas procedentes del lago Naivasha en Kenia (Mekonnen *et al.*, 2012), la producción de papel a nivel mundial (van Oel & Hoekstra, 2012), o la producción de

aceitunas y aceite de oliva procedentes de España (Salmoral *et al.*, 2011a) entre otros.

Los productos derivados del sector ganadero han sido otro importante foco de atención para la aplicación de la metodología de la *HH*, pues el elevado consumo de materias primas necesario se traduce en una fuerte demanda indirecta de recursos hídricos. De esta forma Chapagain & Hoekstra (2003) incluyeron por primera vez al sector ganadero dentro de las evaluaciones de flujo de *AV*, determinando que los productos derivados del sector vacuno eran los que mayor *HH* poseían. Desde entonces son numerosos los estudios que han versado sobre la materia, llegando siempre a la conclusión de que el consumo de productos derivados del sector ganadero es responsable de una parte muy importante de las presiones ejercidas sobre los recursos hídricos a nivel global (Steinfeld *et al.*, 2006; Galloway *et al.*, 2007; Hoekstra, 2010 y 2012; Schlink *et al.*, 2010; Mekonnen & Hoekstra, 2012). En este sentido, un ejemplo claro es el realizado por Ercin *et al.* (2012a) comparando la *HH* de la leche y la hamburguesa de soja con sus equivalentes procedentes del sector vacuno, encontrando unos valores de *HH* 3,5 y 15 veces más elevados en el caso de los productos derivados de la ganadería (incluyendo las componentes verde, azul y gris).

El gran número de estudios realizados hasta el momento, así como la existencia de bases de datos con los valores de *HH* de multitud de productos derivados del sector agropecuario (Mekonnen & Hoekstra, 2011 y 2012) ha propiciado la aparición de evaluaciones de *HH* sobre los patrones de consumo de distintos tipos de sociedad o grupos de consumidores. Por ejemplo, Hoekstra *et al.* (2012) encontraron que los patrones de consumo de las distintas sociedades están detrás de las grandes diferencias en cuanto a los valores de *HH* evaluados para los distintos países. Estos pueden variar desde los 552 m³/hab año (98% verde, 1% azul y 1% gris) en el Congo, a los 1.258 m³/hab año (73% verde, 7% azul y 20% gris) en Reino Unido, hasta los 2.842 m³/hab año (70% verde, 8% azul y 22% gris) en el caso de EE.UU. En este sentido, Liu & Savenije (2008) encontraron que el consumo de agua por parte de los ciudadanos chinos se ha multiplicado por tres en las últimas décadas, como consecuencia principalmente del aumento en el consumo de productos ganaderos. O Vanham *et al.* (2013) que analizaron el impacto de distintas dietas sobre el volumen de recursos hídricos consumidos por los ciudadanos de la Unión Europea, determinando que aquellas dietas con mayor aporte calórico y/o con mayor volumen de proteína animal tienen un valor de *HH* mucho más elevado.

La producción energética ha sido otro sector ampliamente estudiado desde el punto de vista de la *HH*, debido a la estrecha relación entre el binomio agua – energía. A diferencia de la *HH* de productos convencionales, donde los valores suelen expresarse en m^3/kg , en este caso la *HH* es expresada por unidad energética, en m^3/Gj . De esta forma, Gerbens *et al.* (2009a) evaluaron la *HH* de la producción eléctrica de fuentes convencionales y fuentes renovables, comparándola a su vez con la energía eléctrica derivada de cultivos agrícolas o forestales. Como era de esperar, la *HH* de los primeros es muy inferior a la de los segundos, pues el agua es consumida casi en exclusiva en los procesos de refrigeración o en la fase constructiva, mientras que en los segundos, el agua es utilizada por las plantas para su crecimiento. Así, la *HH* (componente verde y azul) varía entre los 0-0,1 m^3/GJ para la energía eólica, nuclear o el gas natural, pasando por los 22 m^3/GJ de la energía hidroeléctrica, hasta los 72 m^3/GJ en el caso de la energía procedente de biomasa (componentes verde y azul). Esta última tiene una gran variabilidad en función del tipo de cultivo utilizado, su localización y condiciones climáticas, o las prácticas agrícolas utilizadas (Dalla Marta *et al.*, 2012). Existe además una variación importante en función de si los cultivos son utilizados para producción eléctrica o calor (biomasa), o para la producción de bioetanol o biodiesel, siendo la primera la que menor *HH* presenta (Gerbens-Leenes *et al.*, 2009b; Gerbens-Leenes & Hoekstra, 2012). En este sentido, algunos autores han simulado los posibles efectos de diversas políticas de lucha contra el cambio climático sobre los recursos hídricos globales, prediciendo un aumento del consumo de agua azul como consecuencia de un más que probable aumento en el uso de biocombustibles por el transporte rodado (Galan-del-Castillo & Velazquez, 2010; Gerbens-Leenes *et al.*, 2012). Todos ellos coinciden en la importancia de las evaluaciones de *HH* en este tipo de sectores, en los que el consumo de recursos hídricos entra en competencia directa con la seguridad alimentaria.

Los análisis de *HH* han sido también desarrollados a escala de producto, identificando los consumos de agua asociados tanto en la fase productiva como en la posterior fase de utilización o consumo. Algunos ejemplos son los desarrollados por Francke & Castro (2013) sobre la producción y posterior utilización de pastillas de jabón en Brasil por una industria cosmética o la producción de pasta por parte de una gran industria agroalimentaria (Ruini *et al.*, 2013) entre otros.

2.6 Sostenibilidad de la huella hídrica

La contabilidad de la HH es un paso importante, pero no definitivo a la hora de analizar los posibles impactos sobre los recursos hídricos, siendo imprescindible la contextualización de los resultados. A pesar de que la mayor parte de los trabajos realizados hasta el momento se han centrado exclusivamente en la contabilidad de la HH , algunos de los estudios más recientes han realizado diversas aproximaciones sobre los posibles impactos derivados, ya sean desde un punto de vista ambiental, económico o social.

Así, van Oel *et al.* (2009) realizaron una primera aproximación sobre la sostenibilidad de la HH_{externa} de los consumidores holandeses, al comparar los flujos de AV importados con la disponibilidad de agua en los países de origen. Para ello utilizaron diversos índices de escasez de agua (Falkenmark, 1989; Alcamo *et al.*, 2000; Smakhtin *et al.*, 2004), lo que les permitió identificar los *hotspot*, es decir aquellos flujos de AV que siendo relativamente importantes, proceden de países con baja disponibilidad de agua. Por otro lado, Aldaya & Hoekstra (2010) evaluó la HH de la producción de trigo, tomate y mozzarella en Italia, comparándola con el índice de escasez de agua propuestos por Alcamo *et al.* (2003), así como con los niveles de sobreexplotación y contaminación de acuíferos existentes en las distintas regiones productoras. Pero en ambos casos, los índices de escasez utilizados hacen referencia al uso total de agua, no teniendo en cuenta los volúmenes retornados al sistema. Además son índices atemporales, que no tienen en cuenta las posibles variaciones interanuales en la disponibilidad del recurso. Posteriormente, Hoekstra *et al.* (2012) realizaron un análisis de sostenibilidad sobre las principales cuencas hidrográficas a nivel mundial. Para ello compararon la HH_{azul} en cada una de las cuencas con la disponibilidad mensual de agua azul, tomando como referencia los caudales mínimos necesarios para el mantenimiento de las funciones ecológicas. Este nuevo indicador, basado exclusivamente en el uso consuntivo de agua azul, interrelaciona desde un punto de vista temporal, el aporte de agua en régimen natural, el consumo de agua y los caudales ambientales, asumiendo como premisa general que un uso sostenible debe encontrarse por debajo del 20% del aporte natural (Richter *et al.*, 2012). De esta forma, estimaron que alrededor de 2.700 millones de personas viven en alguna de las 201 cuencas hidrográficas con escasez de agua severa durante al menos un mes al año. Un trabajo similar fue desarrollado por Zeng *et al.* (2012) al analizar la sostenibilidad en el uso de agua azul en la cuenca del río Heihe, en el norte de China. Observaron que el consumo de agua azul era mayor que la disponibilidad

sostenible de la misma (fijada en el 20% de la aportación natural) durante 8 meses al año, con lo que las demandas ambientales se ven comprometidas. Basándose en estos trabajo, Ercin *et al.* (2013) ha evaluado la sostenibilidad de la *HH* francesa, tanto desde el punto de vista de la producción como del consumo, identificando las “cuencas prioritarias” donde el consumo de agua azul (directo o indirecto) de los consumidores franceses puede derivar en mayores impactos. Para ello han establecido una serie de criterios basados en el nivel de escasez de agua en la cuenca de origen, el tamaño del flujo de *AV* asociado o la importancia que el producto importado tiene sobre el total de la *HH* en la cuenca de origen.

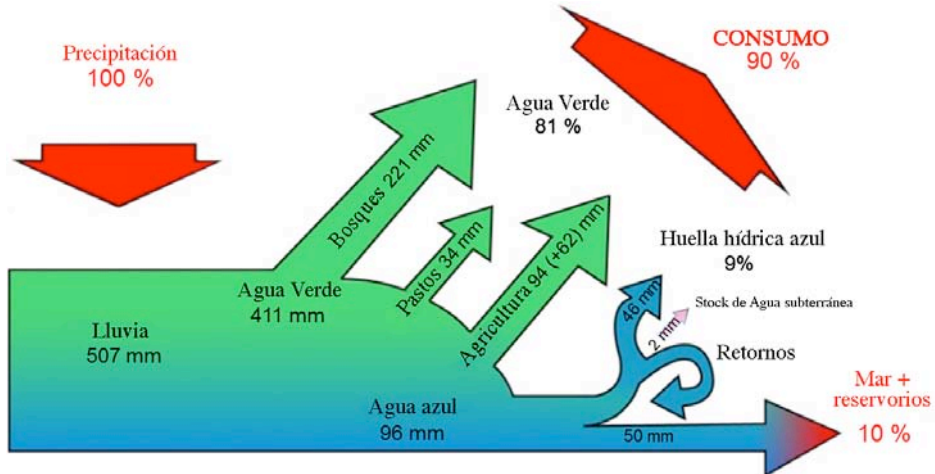
Pero un análisis de sostenibilidad no debe basarse exclusivamente en la componente azul, a pesar de ser el elemento que presenta un mayor coste de oportunidad. De esta forma, Liu *et al.* (2012) han desarrollado un análisis sobre los niveles de contaminación de agua (*WPL*) existentes en más de 1.000 cuencas, al relacionar la *HH_{gris}* con el caudal circulante, lo que permita establecer la capacidad de asimilación de contaminantes. En el mismo sentido que la disponibilidad de agua azul, el *WPL* puede ayudar a identificar la sostenibilidad o no de los flujos de agua, al permitir relacionar la componente gris de un flujo de *AV* con la capacidad de asimilación de contaminantes en una cuenca determinada.

En el caso de la evaluación de la sostenibilidad sobre el uso de la componente verde, y debido a las dificultades metodológicas existentes, muy pocos estudios han desarrollado un análisis de este tipo. De esta forma, Nuñez *et al.* (2013) han evaluado la sostenibilidad del consumo de agua verde por parte de cultivos energéticos en España, utilizando el índice de escasez de agua verde propuesto por Hoekstra *et al.* (2011). De esta forma, han relacionado el consumo de agua verde del cultivo a evaluar con la precipitación efectiva total. Estos cálculos han sido realizados para un periodo de tres años, el correspondiente con la rotación de cultivos más característica de la zona (trigo – cebada - barbecho). De esta forma, valores cercanos a 100 son aquellos que representan un índice de estrés más elevado, al aproximarse el consumo de agua verde por parte del cultivo al valor de precipitación efectiva registrado. Además, han podido comparar el volumen de agua verde consumida con el que teóricamente consumiría dicha rotación tradicional.

Otros autores se basan en los cálculos de *HH* para implementar un balance de agua a escala de cuenca, teniendo en cuenta todas las posibles demandas, y comparando los resultados con la disponibilidad de agua en la cuenca y el posible incumplimiento de los caudales ambientales (Schreier *et al.*, 2007; Aldaya & Llamas, 2008b; Aldaya *et al.*, 2010a; Salmoral *et al.*, 2011b; Dumont *et al.*, 2013).

De esta forma se obtiene un imagen mucho más completa sobre el funcionamiento del ciclo del agua a escala de cuenca hidrográfica (Figura 2.1).

Figura 2.1. La huella hídrica dentro del ciclo hidrológico en la cuenca del Guadiana (Dumont *et al.*, 2013).



En el caso de la evaluación económica, las únicas aproximaciones encontradas han sido las desarrolladas por Garrido *et al.* (2010) mediante el uso de la *HH* extendida, incorporando sendos análisis sobre la productividad aparente del agua y de la tierra y su relación con la escasez del agua. Esta metodología ha sido aplicada a la evaluación de las cuencas del Guadiana y del Guadalquivir en España, proporcionando una información relevante a la hora de aplicar políticas encaminadas a la mejora en la eficiencia del uso de recursos, principalmente en el caso del agua azul (Aldaya & Llamas, 2008b; Aldaya *et al.*, 2010c; Salmoral *et al.*, 2011b). Schreier *et al.* (2007) establecieron la relación entre el valor añadido de distintos productos agrícolas y su valor de AV, al comparar la producción agraria entre la cuenca del Okanagan y la cuenca del bajo Fraser en Canadá. O el trabajo realizado por Chen *et al.* (2005) en la cuenca del río Heihe (China) del que se desprende que el análisis de la productividad económica del agua puede ayudar a establecer políticas encaminadas a reducir la presión sobre los recursos hídricos locales sin afectar de forma significativa al valor añadido de la producción.

En el caso de la evaluación social, en el momento de elaboración del presente documento, no se ha encontrado casi ningún trabajo que haya incluido criterios sociales en la evaluación de la *HH*. Aunque según el trabajo realizado por la UNEP (2011), la evaluación de la huella hídrica per cápita o por unidad energética pueden ser considerados como un indicador social, al permitir comparar los patrones de consumo entre distintas sociedades. En este sentido, Aldaya & Llamas (2008a)

incluyeron en su análisis el número total de empleos asociados a la agricultura, relacionándolo con el volumen de agua consumida en cada una de las zonas evaluadas.

2.7 La huella hídrica en el análisis de ciclo de vida

La globalización en el uso del término *HH* por parte de investigadores, ONGs, gobiernos y empresas ha provocado que aparezcan diversas corrientes metodológicas para su cuantificación, evaluación y aplicación. La WFN ha sido uno de los organismos con mayor peso internacional en el desarrollo del concepto y estandarización de metodologías, lo que no significa que sea el único enfoque existente. De esta forma, el uso de agua dulce bajo la denominación de *HH* ha sido también incorporado y desarrollado por otros autores y colectivos desde un punto de vista alternativo. El más relevante es el realizado desde la perspectiva del análisis de ciclo de vida (*life cycle assessment* – LCA). A pesar de que este trabajo ha sido enfocado desde la perspectiva propuesta por la WFN, se ha considerado oportuno incluir una descripción sobre el enfoque de *HH* desarrollado desde la perspectiva del LCA, lo que ayudará al lector a una mejor comprensión del significado y alcance del indicador.

El LCA es una herramienta para la gestión ambiental, que permiten evaluar las presiones o impactos ambientales derivadas de un producto o servicio, durante todas las etapas de su existencia, en los que se viene a conocer como un proceso “de la cuna a la tumba” (*from cradle to grave*) (Schnoor, 2009). Tradicionalmente el LCA se ha centrado en la evaluación de productos industriales, estimando el impacto derivado del consumo energético, las emisiones de gases de efecto invernadero, o la producción y vertido de sustancias tóxicas o contaminantes al medio ambiente. Por el contrario, el análisis de los posibles impactos derivados del uso del agua ha sido por norma general obviado. Según Berger & Finkbeiner (2010) este hecho puede deberse a que la mayoría de los productos industriales presentan un bajo consumo de agua, habiéndose desarrollado además la mayor parte de los LCA en países industrializados y con pocos problemas de escasez de agua. Pero la ampliación del foco de atención del LCA a productos del sector agroalimentario, biocombustibles u otros productos derivados, muy intensivos en recursos hídricos, hacen que el uso y/o consumo de agua deba ser tenido en cuenta en dichas evaluaciones (Dominguez-Faus et al., 2009). De esta forma, y gracias a las iniciativas del *World Business Council on Sustainable Development* o de la *UNEP/SETAC Life Cycle Initiative*, actualmente se está discutiendo y desarrollando

distintos métodos e inventarios para incluir el uso del agua dentro de los análisis de LCA. De forma complementaria a como ocurrió con la huella del carbono (*HC*), considerada como un impacto individual dentro del LCA, el uso del agua, denominado de forma paralela como *HH*, está en proceso de inclusión como un estándar internacional (norma ISO). En el momento de elaboración del presente documento (Septiembre de 2013), la ISO 14046, Gestión ambiental – Huella hídrica – Principios, requisitos y directrices (*Environmental Management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines*) iniciada en el año 2009, se encuentra en fase de desarrollo, a la espera de que el borrador sea aprobado por el comité evaluador.

Según la definición propuesta por la WFN (Hoekstra *et al.*, 2011), la *HH* es un indicador volumétrico sobre la apropiación de agua dulce por parte del ser humano, cuya contextualización espacial y geográfica es imprescindible para llevar a cabo un análisis de sostenibilidad. Pero esta definición es parcialmente modificada desde el punto de vista del LCA. De esta forma, y según recoge el último borrador de la ISO 14046 (ISO/TC207/SC5/WG8, ISO 14046 draft), la *HH* quedaría definida como un indicador que cuantifica los impactos ambientales potenciales relacionados con el agua, siendo sólo un mero índice, si estos impactos no son evaluados.

Al igual que la metodología definida por la WFN, un análisis de LCA debe seguir una serie de pasos estandarizados. De esta forma, una vez definido el alcance y objetivo del estudio, será necesario implementar la fase de inventario (*life cycle inventory – LCI*), en la que se recogen y cuantifican todos los flujos de agua asociados. Posteriormente será necesario determinar los impactos derivados de dichos flujos mediante la fase de evaluación de impactos (*life cycle impact assessment – LCIA*). Dichas fases son análogas a las fases de contabilidad del agua y el análisis de sostenibilidad propuesto por la WFN. En ambos casos será imprescindible una posterior interpretación de los resultados. Según la ISO 14042 (Gestión medioambiental – Análisis del ciclo de vida – Evaluación de impacto del ciclo de vida) este tipo de análisis deberá incluir al menos una selección de las categorías de impacto a analizar, una clasificación de los flujos en función de dichas categorías y una posterior caracterización de los mismos. Se podrá además realizar una normalización y ponderación de los resultados, lo que permitirá obtener un único índice comparable con cualquier otro análisis realizado. Cualquier análisis de *HH* realizado desde la óptica del LCA deberá seguir dicha estructura.

A pesar de que el uso de agua dulce no ha sido tradicionalmente incluido en los análisis de LCA, existen un amplio abanico de metodologías que permiten

desarrollar un inventario del uso de agua así como estimar los impactos ambientales derivados, y por ende permiten una evaluación ambiental de la *HH*, ya sea como una variable independiente, o dentro de un análisis mucho más completo. Es preciso mencionar que la óptica del LCA no incluye criterios socio-económicos en las evaluaciones de *HH*. Además, y debido a las características inherentes a este tipo de análisis, sólo pueden ser aplicados a escala de producto, proceso o sector, no pudiéndose aplicar a otros niveles, como el análisis territorial a escala de cuenca o país. A continuación se ofrece un breve resumen de las principales metodologías que pueden ser utilizadas para la evaluación del uso del agua en las distintas fases del análisis de LCA, basada en las revisiones bibliográficas realizadas por Berger & Finkbeiner (2010) y Kounina *et al.* (2013).

2.7.1 Fase de inventario de agua

El uso de base de datos es la forma más sencilla para determinar los flujos de agua en la fase de inventario. Existen diversas bases de datos específicas para análisis de *LCI* con información acerca del uso del agua por distintos productos y servicios. La base de datos Ecoinvent (Frischknecht *et al.*, 2005), GaBi (PE, 2013) o Quantis (2011) contienen información específica sobre flujos de agua dulce en distintos procesos en función de su origen (superficial, subterránea, agua de mar, etc), haciendo referencia exclusivamente al uso total del agua y no a la parte consuntiva. Puesto que estas bases de datos incluyen los flujos de entrada y salida, en función de su procedencia y lugar de vertido, permiten aproximar el volumen consuntivo de agua mediante un balance de materia. Por otro lado, Pfister *et al.* (2011) han desarrollado un trabajo que incluye el consumo de agua azul y uso del suelo por parte de 160 cultivos, relacionándolo con un índice de escasez de agua en el lugar de producción. En el mismo sentido, las ya mencionadas bases de datos propuestas por Mekonnen & Hoekstra (2011 y 2012) que incluyen las componentes verde, azul y gris a nivel agrícola, serían otra fuente de información disponible para los *LCI*, permitiendo además comparar la componente azul con la disponibilidad de agua en cada una de las cuencas de origen (Hoekstra *et al.*, 2012), o la componente gris con los niveles de contaminación (Liu *et al.*, 2012). En este sentido, la compañía Quantis está desarrollando una nueva base de datos con información acerca del uso consuntivo de agua azul en la industria (<http://www.quantis-intl.com>)

Pero existen también una serie de metodologías y herramientas que permiten desarrollar un *LCI* específico, sin tener que utilizar la información generalista de una base de datos. De esta forma, Canals *et al.* (2009) proponen una metodología que

diferencia entre el uso de agua verde, el uso de agua azul renovable y no renovable así como el uso de agua asociado a los cambios en el uso del suelo, distinguiendo además entre la componente evaporativa y no evaporativa. Los métodos propuestos por Vince (2007) y Bayart *et al.* (2010) se basan en definir distintas categorías de agua en función de la calidad (alta/baja) y procedencia (superficial/subterránea) de los flujos de entrada y salida. O el uso de herramientas como WBCSD (2010) que incluye información detallada que permite relacionar el uso de agua y con la escasez de las misma en función del lugar de producción.

2.7.2 Fase de evaluación de impactos

El *LCIA* permite establecer los impactos derivados de los consumos de agua cuantificados en la fase de inventario. Este tipo de análisis puede realizarse mediante dos enfoques, en función del alcance perseguido: aquellos que se centran en cuantificar los posibles impactos intermedios (*mid-point*), como la eutrofización, o los descensos en el nivel piezométricos, o los que analizan el efecto último del impacto ambiental (*end-point*), los cuáles evalúan los daños potenciales sobre las tres áreas de protección definidas en un *LCA*: salud humana, entorno natural y recursos naturales (Berger & Finkbeiner, 2010). El *LCIA* se basa en la utilización de indicadores ponderados, mediante la incorporación de factores de caracterización de estrés de agua (*water stress characterisation factors*), lo que permite la comparación directa entre los impactos derivados de distintos productos (Ridoutt & Pfister, 2010). En el caso de los recursos hídricos, los factores de caracterización más utilizados son los índices de agua, los cuales aún no siendo índices de *LCA* propiamente dichos, permiten relacionar el uso de agua con los recursos hídricos disponibles o con los requerimientos tanto por parte del ser humano como del medio ambiente (Kounina *et al.*, 2013). Algunos ejemplos relevantes son los propuestos por Falkenmark (1989) que establece los requerimientos hídricos per cápita, el propuesto por Gleick (1996) que establece las necesidades básicas de agua, los propuestos por Raskin *et al.* (1997), Alcamo *et al.* (2003), Smakhtin *et al.* (2004) o Pfister *et al.* (2009) que relacionan el uso del agua con la disponibilidad de la misma (*withdrawal-to-availability*), los propuestos por Hoekstra *et al.* (2012) o Boulay *et al.* (2011) que relacionan el consumo de agua con la disponibilidad (*consumption-to-availability*) o el propuesto por Sullivan *et al.* (2003) conocido como índice de pobreza de agua.

Al igual que ocurre con el *LCI*, existen diversas metodologías que permiten desarrollar un *LCIA* sobre el análisis de *HH*. El método suizo de escasez ecológica (*ecological scarcity method*) propuesto por Frischknecht *et al.* (2006) se basa en el

uso de eco-factores, los cuáles evalúan el impacto ambiental de distintas sustancias, algunas de ellas relacionadas con el uso del agua. De esta forma, los flujos de agua evaluados en el *LCA* son multiplicados por los distintos eco-factores, que mediante un proceso de normalización y ponderación se agruparán en un único indicador de escasez de agua. El método propuesto por Canals *et al.* (2009), cuantifica los impactos derivados del uso de 4 tipos de agua (agua verde, agua azul renovable y no renovable y agua asociado a los cambios en el uso del suelo) sobre 2 categorías de impacto: el agotamiento de agua dulce (*freshwater depletion*) y el impacto sobre los ecosistemas dulceacuícolas (*freshwater ecosystem impact*). Ambos métodos se centran exclusivamente en la evaluación de impactos intermedios. Por otro lado, el método propuesto por Pfister *et al.* (2009) permite evaluar el consumo de agua en ambos niveles (intermedio y final), centrándose exclusivamente en la componente azul. Este método introduce un índice regional de estrés hídrico (*WSI*) utilizado como factor de caracterización para el consumo de agua a nivel regional. El uso de este índice permite agrupar los impactos a nivel intermedio, mediante el uso de la categoría “privación de agua” (*water deprivation*). Además, esta metodología abarca tres categorías de impacto final, que permiten realizar una evaluación de daños sobre las tres áreas de protección, según el marco metodológico establecido por el eco-indicador 99 (Goedkoop & Spriensma, 2001). De esta forma, los daños sobre la salud humana son evaluados mediante el posible impacto sobre la malnutrición como consecuencia de la falta de agua para regadío; los daños sobre el entorno natural son evaluados en función de la pérdida potencial de diversidad vegetal como consecuencia de una disminución en la disponibilidad de agua verde para las plantas; los daños sobre los recursos naturales evalúan la pérdida de recursos hídricos en función de la energía que se necesitaría para disponer de ellos en el futuro (asumiendo la hipotética desalación de agua de mar como fuente alternativa). Otros métodos en cambio se centran exclusivamente en proponer indicadores para evaluar los daños sobre alguna de las áreas de protección establecidas: salud humana (Motoshita *et al.*, 2011; Boulay *et al.*, 2011); entorno natural (Hanafiah *et al.*, 2011; van Zelm *et al.*, 2011) o recursos naturales (Boesch *et al.*, 2007).

A pesar de las múltiples metodologías existentes, la comunidad de expertos del *LCA* no se han puesto aún de acuerdo en la forma más clara para la inclusión de los análisis de *HH* dentro de las evaluaciones de *LCA*, siendo necesario futuros esfuerzos para definir y compatibilizar las categorías de impacto a analizar, así como los factores de caracterización y normalización a utilizar. Aún así, ya existen algunos ejemplos sobre análisis de *HH* de distintos productos o procesos desde la

óptica del *LCA*. Canals *et al.* (2010) aplicaron la metodología propuesta por Canals *et al.* (2009) al consumo de brócoli en Reino Unido, teniendo en cuenta la procedencia en función de la época del año (de origen español en invierno y británico el resto del año). Gracias a la diferenciación entre los distintos tipos de agua utilizada y/o consumida, así como a la comparación con los recursos hídricos disponibles en el lugar de producción, han detectado, que a pesar de que el volumen de agua utilizado/consumido es muy similar en ambos países, el Brócoli procedente de España, con una elevada demanda de agua de riego, se relaciona con un mayor impacto sobre los recursos hídricos disponibles. Una metodología similar ha sido utilizada por Nuñez *et al.* (2013) para evaluar los impactos ambientales derivados del consumo de agua por distintos cultivos energéticos en varias localizaciones en España. Este trabajo identifica que es imprescindible la integración de la componente verde en los análisis de *LCA*, sobre todo en el caso de sistemas con una gran dependencia de la misma, como los cultivos energéticos. Aunque el uso de este término aún no ha sido completamente aceptado por la comunidad del *LCA*, apareciendo como agua evaporada en el último borrador de la ISO 14046. Otro ejemplo es el realizado por Ridoutt *et al.* (2012) al evaluar el consumo de agua azul derivado de la producción de carne de cordero en Australia, concluyendo que no siempre el consumo de carne se relaciona con un gran impacto sobre los recursos hídricos, sobre todo en aquellos sistemas ganaderos basados en pastos de secano.

Otros trabajos se han centrado en comparar la *HH* de un mismo producto desde la óptica de la *WFN* y del análisis de *LCA* detectando diferencias, similitudes y sinergias tanto en la contabilidad del agua como en el análisis de impactos. Así Jefferies *et al.* (2012) realizaron un análisis de *HH* sobre el te y la margarina encontrando valores muy similares en la fase de inventario. Es en la fase de análisis de impactos donde se detectan mayores diferencias como consecuencia del enfoque utilizado. Así, el enfoque propuesto por la *WFN* se centra en identificar aquellos lugares donde alguna de las componente de la *HH* pueden tener un mayor impacto (perspectiva integral de gestión de los recursos hídricos), mientras que el enfoque propuesto por *LCA* se centra en obtener un valor final, que mediante el uso de factores de peso y normalización, evalúe todos los impactos y pueda ser utilizado para su comparación con otros productos (perspectiva de producto). Unas conclusiones muy similares obtuvieron Herath *et al.* (2013) al analizar la *HH* de la producción de vino o Zonderland-Thomassen & Ledgard (2012) al evaluar la producción de leche de vaca en dos regiones diferentes de Nueva Zelanda.

2.8 La huella hídrica y su relación con otros indicadores ambientales: huella ecológica y huella de carbono

La *HH* es un indicador de sostenibilidad centrado exclusivamente en la apropiación sobre los recursos hídricos. Es por ello imprescindible el uso de otros tipos de indicadores complementarios que permita la evaluación de la sostenibilidad sobre otros recursos alternativos, como la energía, biodiversidad, capacidad biológica del planeta o los posibles efectos sobre el cambio climático. Conocer las diferencias y paralelismos entre distintos indicadores de sostenibilidad puede resultar de gran utilidad para evitar posibles duplicidades e incompatibilidades, así como para detectar las sinergias existentes. Este apartado ofrece un pequeño análisis de los dos indicadores con mayor reconocimiento internacional, la huella ecológica (*HE*) y la huella del carbono (*HC*), así como sus principales similitudes y diferencias con la *HH*.

El concepto *HE* fue introducido en los años 90 por los profesores William Rees y Mathis Wackernagel (Rees, 1992; Rees & Wackernagel, 1996) como medida sobre la demanda humana de recursos naturales en función de la capacidad ecológica de la Tierra. Es un indicador de sostenibilidad, que representa la superficie ecológicamente productiva necesaria para producir los recursos consumidos por el ser humano y neutralizar sus residuos. Diferencia entre 6 tipos de servicios ambientales ampliamente demandados por el ser humano y los relaciona con el tipo de superficie necesaria para ser satisfechos: producción de alimentos y fibras de origen vegetal (tierras de cultivo); producción de carne y productos derivados de origen animal (pastos); extracción de pescado y productos derivados (zonas de pesca); extracción de madera y productos forestales (bosques); asimilación de las emisiones de CO₂ (bosques); provisión de superficie para viviendas y otras infraestructuras asociadas (superficie urbana). De esta forma, cada una de las demandas humanas es evaluada en una de estas categorías en función de la superficie necesaria para ser satisfecha. Estas superficies son posteriormente transformadas en una única superficie equivalente, mediante el uso de factores de rendimiento y equivalencia lo que permite la comparación directa entre las distintas superficies así como con otros procesos o productos evaluados (Monfreda *et al.*, 2004).

El concepto de *HE* fue utilizado como base para el desarrollo de la *HH*, pues excluye de sus análisis el consumo o contaminación de los recursos hídricos. A pesar de las diferencias existentes tanto desde el punto de vista conceptual como metodológico entre la *HE* (medida de superficie) y la *HH* (volumen de agua) existen

multitud de paralelismos. Según Hoekstra (2009) los más destacables son: i) realizan una evaluación de la huella mediante el uso de componentes, volumen de agua verde, azul y gris en el caso de la *HH*, superficie de terrenos cultivables, pastos, bosques, mar y superficie urbana en el caso de la *HE*; ii) los cálculos pueden realizarse mediante 2 enfoques diferenciados. El enfoque compuesto, en el que la huella de una región o país se calcula a partir de la huella de la producción mas la huella correspondiente al balance en el flujo de importaciones y exportaciones o mediante un cálculo elemento a elemento, en el que la huella total será el resultado de las huellas parciales de todos los productos y servicios consumidos por su población; iii) tienen en cuenta la huella derivada de la asimilación de residuos, ya sea mediante la superficie de bosque necesaria para compensar las emisiones de CO₂ en el caso de la *HE*, o mediante la estimación del volumen de agua necesario para asimilar la carga contaminante en el caso de la *HH*; iv) ambos pueden ser aplicados a distintas escalas espaciales, ya sea a nivel individual, colectivo, en un área geográfica determinada, a escala de producto, actividad o servicio; v) ambos pueden ser evaluados en función de la disponibilidad de recursos existentes, lo que permite una mejor interpretación sobre la sostenibilidad de los resultados.

Por otro lado, la *HC* es una medida sobre las emisiones totales de gases de efecto invernadero que son provocadas, ya sea de forma directa o indirecta por la actividad humana (IPPC, 2008). Al igual que los anteriores, este indicador puede ser evaluado desde distintos puntos de vista, ya sea a nivel individual, colectivo, en un área geográfica determinada, a escala de producto, actividad o servicio, siendo necesario tener en cuenta todos los gases de efecto invernadero que intervienen en el proceso (CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC y SF₆). Es preciso remarcar que la *HC* es además un indicador global, pues los gases de efecto invernadero tendrán el mismo efecto sobre el cambio climático independientemente del lugar de emisión. De forma similar a la *HE*, los valores son expresados en unidades equivalentes (Kg. de CO₂ equivalente), que se obtienen mediante la aplicación de un factor potencial de calentamiento global. Esto permite la comparación directa entre distintos tipos de emisiones, así como entre las evaluaciones de distintos procesos o productos.

Tanto la *HE* como la *HC* son indicadores a escala global, mientras que la *HH* es un indicador eminentemente espacial, al evaluar los recursos consumidos o contaminados en el lugar de origen. Aunque los 3 indicadores pueden ser expresados como un único valor, en el caso de la *HH* esto supone una pérdida importante de información, al no ser comparables los impactos derivados de la suma de sus tres componentes (Ridoutt *et al.*, 2009). Al igual, en el caso de la *HH*

no es aconsejable realizar una comparación directa entre distintos productos y procesos, pues el impacto derivado de la *HH* es dependiente de la disponibilidad de recursos en el lugar de producción, siendo necesario un análisis de sostenibilidad para evaluar los posibles impactos. En el caso de la *HE* y de la *HC* esta circunstancia se soluciona mediante la utilización de factores de equivalencia y ponderación, transformando las distintas categorías evaluadas en una categoría comparable. Por ejemplo la *HE* utiliza factores de rendimiento y equivalencia para transformar cada una de las 6 superficies bioproductivas evaluadas en “hectáreas globales”. En el caso de la *HC* ocurre algo muy similar, al utilizar un factor potencial de calentamiento global para cada uno de los 6 gases de efecto invernadero analizados, transformándolos en Kg. de CO₂ equivalente. Esto, unido a que ambos indicadores utilizan por lo general valores a escala global para realizar las estimaciones, permite la comparación de las distintas categorías analizadas, así como la comparación directa entre los distintos productos o procesos evaluados. En el caso de la *HH*, el enfoque propuesto por la comunidad de expertos del *LCA* intenta superar estas limitaciones, proponiendo el uso de distintos factores de peso y normalización (Pfister *et al.*, 2009; Canals *et al.*, 2009), lo que por otro lado puede conducir a una descontextualización de los impactos.

Es preciso mencionar, que aunque son escasos, existen algunos solapamientos entre los 3 indicadores. De esta forma, la *HE* evalúa la superficie forestal necesaria para la asimilación del CO₂ emitido, lo que es también incluido en la evaluación de la *HC*, aunque en mayor profundidad, al tener en cuenta en su análisis todos los gases de efecto invernadero. De igual forma, existen cierto solapamiento entre la *HH* y la *HE*, pues esta última incluye de forma indirecta la relación entre el ecosistema y los recursos hídricos, cuya escasez o abundancia afectará de forma significativa sobre la capacidad regenerativa de las distintas superficies (Kitzes *et al.*, 2009).

A pesar de sus similitudes y diferencias, tanto a nivel conceptual como metodológico, estos tres indicadores son compatibles, pues evalúan la apropiación de los recursos naturales desde una óptica complementaria, ofreciendo información útil para una mejor gestión de los recursos naturales. Los tres indicadores ofrecen además una clara imagen sobre las desigualdades existentes entre el consumo de recursos naturales y los impactos derivados entre las distintas sociedades, por lo que podrían ayudar a orientar los debates sobre las actuales políticas de desarrollo hacia conceptos como la “Contracción y Convergencia”, “Justicia Ambiental” y “Participación Equitativa” (Galli *et al.*, 2011). De esta forma, algunos autores han propuesto la utilización del término “familia de la huella” (*footprint family*) para

referirse al conjunto de indicadores, que desde la óptica del consumo, permiten evaluar la presión que ejerce el ser humano sobre el medio ambiente, mediante el posible impacto sobre 3 compartimentos ambientales: biosfera (*HE*), atmósfera (*HC*) e hidrosfera (*HH*) (Galli *et al.*, 2012).

2.9 Bibliografía

AgroDer (2012) The Water Footprint of Mexico in the context of North America. WWF Mexico and AgroDer, México DF.

Alcamo J, Döll P, Henrichs T, Kaspar F, Lehner B, Rosch T, Siebert S (2003) Global estimates of water withdrawals and availability under current and future "business-as-usual" conditions. *Hydrological Sciences Journal* 48 (3):339-348

Alcamo J, Henrichs T, Rosch T (2000) World Water in 2025: Global modeling and scenario analysis for the World Commission on Water for the 21st Century. Kassel World Water Series, Center for Environmental Systems Research, University of Kassel, vol Report n°2. Germany

Aldaya M, Llamas MR (2008a) Water footprint analysis for the Guadiana river basin. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol N° 35. Delft, The Netherlands

Aldaya MM, Llamas MR (2008b) Water footprint analysis for the Guadiana river basin. . Papeles de Agua Virtual. Santander

Aldaya M, Novo P, Llamas MR (2010a) Incorporating the water footprint and environmental water requirements into policy: reflections from the Doñana Region (Spain). Papeles de Agua Virtual. Santander, España

Aldaya MM, Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodríguez Casado R (2008) The water footprint of Spain. *Journal on Sustainable Water Management* 2008-3:15-20

Aldaya MM, Hoekstra AY (2010) The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agricultural Systems* 103 (6):351-360

Aldaya MM, Martínez-Santos P, Llamas MR (2010b) Incorporating the Water Footprint and Virtual Water into Policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain. *Water Resour Manag* 24 (5):941-958

Arreguin-Cortes F, Lopez-Perez M, Marengo-Mogollon H, Tejeda-Gonzalez C (2007) Virtual water in Mexico. *Ing Hidraul Mex* 22 (4):121-132

Bayart JB, Bulle C, Deschenes L, Margni M, Pfister S, Vince F, Koehler A (2010) A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 15 (5):439-453

Berger M, Finkbeiner M (2010) Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? *Sustainability* 2 (4):919-944

Boesch ME, Hellweg S, Huijbregts MAJ, Frischknecht R (2007) Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *Int J Life Cycle Assess* 12 (3):181-190

Boulay A-M, Bulle C, Bayart J-B, Deschenes L, Margni M (2011) Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health. *Environ Sci Technol* 45 (20):8948-8957

Bulsink F, Hoekstra AY, Booij MJ (2010) The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products. *Hydrol Earth Syst Sc* 14 (1):119-128

Camarero F, Sotelo JA, Olcinas J, Tolón A, García-Alvarado JM, Bolívar Lastra X, Gracia-Quiroga F, Sotelo M, Sotelo I (2011) Huella hídrica, desarrollo y sostenibilidad en España. Fundación Mapfre, Madrid

Canals LMI, Chapagain A, Orr S, Chenoweth J, Anton A, Clift R (2010) Assessing freshwater use impacts in LCA, part 2: case study of broccoli production in the UK and Spain. *Int J Life Cycle Assess* 15 (6):598-607

Canals LMI, Chenoweth J, Chapagain A, Orr S, Anton A, Clift R (2009) Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *Int J Life Cycle Assess* 14 (1):28-42

Cazcarro I, Duarte R, Sanchez-Choliz J (2012) Water Flows in the Spanish Economy: Agri-Food Sectors, Trade and Households Diets in an Input-Output Framework. *Environ Sci Technol* 46 (12):6530-6538

Cazcarro I, Hoekstra AY, Sanchez-Choliz J (2014) The water footprint of tourism in Spain. *Tourism Management* 40 (0):90-101

Chapagain AK, Hoekstra AY (2003) Virtual water flows between nations in relation to trade livestock and livestock products. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol 13. Delft, The Netherlands

Chapagain AK, Hoekstra AY (2004) Water footprints of nations. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol 16. Delft, The Netherlands

Chapagain AK, Hoekstra AY (2007) The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands. *Ecol Econ* 64 (1):109-118

Chapagain AK, Hoekstra AY, Savenije HHG (2005a) Saving water through global trade. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol N°17. Delft, The Netherlands

Chapagain AK, Hoekstra AY, Savenije HHG (2005b) Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 2 (6):2219-2251

Chapagain AK, Hoekstra AY, Savenije HHG, Gautam R (2006) The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecol Econ* 60 (1):186-203

Chapagain AK, Orr S (2009) An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: A case of Spanish tomatoes. *J Environ Manage* 90 (2):1219-1228

Chapagain AK, Tickner D (2012) Water footprint: Help or hindrance? *Water Alternatives* 5 (3):563-581

Chen Y, Zhang D, Sun Y, Liu X, Wang N, Savenije HHG (2005) Water demand management: A case study of the Heihe River Basin in China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30 (6,Äi7):408-419

Dalla Marta A, Mancini M, Natali F, Orlando F, Orlandini S (2012) From water to bioethanol: The impact of climate variability on the water footprint. *Journal of Hydrology* 444,Äi445 (0):180-186

De Miguel A, García-Calvo E, De Bustamante I (2010) Estimation of the virtual water trade between two Spanish regions: Castilla-la Mancha and Murcia. *Water Science & Technology: Water Supply* 10 (5):831-840

De Miguel A, Muñoz E, De Bustamante I (2011) Cuantificación del Transporte de Productos Agropecuarios e Industriales en la Cuenca del Duero. Documento de carácter interno para la Confederación Hidrográfica del Duero. IMDEA Agua, Madrid

Dietzenbacher E, Velazquez E (2007) Analysing Andalusian virtual water trade in an input - Output framework. *Reg Stud* 41 (2):185-196

Dominguez-Faus R, Powers SE, Burken JG, Alvarez PJ (2009) The water footprint of biofuels: a drink or drive issue? *Environ Sci Technol* 43

Duarte R, Sanchez-Cholz J, Bielsa J (2002) Water use in the Spanish economy: an input-output approach. *Ecol Econ* 43 (1):71-85

Dumont A, Salmoral G, Llamas MR (2013) The water footprint of a river basin with a special focus on groundwater: The case of Guadalquivir basin (Spain). *Water Resources and Industry* (0)

EPTMC Encuesta permanente de transporte de mercancías por carretera (2011) Ministerio de Fomento de España. <http://www.fomento.es>. Accessed 15 de Junio, 2011

Ercin AE, Aldaya M, Hoekstra AY (2012a) The water footprint of soy milk and soy burger and equivalent animal products. *Ecological Indicators* 18:392-402

Ercin AE, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2012b) The water footprint of France. Value of Water Research Report Series, vol N° 56. Delft, The Netherlands

Ercin AE, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2012c) The water footprint of Switzerland. Value of Water Research Report Series, vol N° 57. Delft, The Netherlands

Ercin AE, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2013) Sustainability of national consumption from a water resources perspective: The case study for France. *Ecol Econ* 88 (0):133-147

Fader M, Gerten D, Thammer M, Heinke J, Lotze-Campen H, Lucht W, Cramer W (2011) Internal and external green-blue agricultural water footprints of nations, and related water and land savings through trade. *Hydrol Earth Syst Sc* 15 (5):1641-1660

Falkenmark M (1989) The massive water scarcity now threatening Africa: why isn't it being addressed? *Ambio* 18 (2):112-118

Feng KS, Chapagain A, Suh S, Pfister S, Hubacek K (2011) Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprint of nations. *Econ Syst Res* 23 (4):371-385

Francke ICM, Castro JFW (2013) Carbon and water footprint analysis of a soap bar produced in Brazil by Natura Cosmetics. *Water Resources and Industry* (0)

Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H-Jr, Doka G, Dones R, Heck T, Hellweg S, Hischier R, Nemecek T, Rebitzer G, Spielmann M (2005) The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp). *Int J Life Cycle Assessment* 10 (1):3-9

Frischknecht R, Steiner R, Braunschweig A, Egli N, Hildesheimer G (2006) Swiss ecological scarcity method: the new version 2006. Swiss Federal Office for the Environment, Suiza

Fulton J, Cooley H, Gleick PH (2012) California's Water Footprint. Pacific Institute Oakland, CA, USA.

Galan-del-Castillo E, Velazquez E (2010) From water to energy: The virtual water content and water footprint of biofuel consumption in Spain. *Energ Policy* 38 (3):1345-1352

Galli A, Wiedmann T, Ercin AE, Knoblauch D, Ewing B, Giljum S (2011) Integrating Ecological, Carbon and Water Footprint: Defining the Footprint Family and its Application in Tracking Human Pressure on the Planet. One Planet Economy Network, UK

Galli A, Wiedmann T, Ercin E, Knoblauch D, Ewing B, Giljum S (2012) Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a "Footprint Family" of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators* 16 (0):100-112

Galloway JN, Burke M, Bradford GE, Naylor R, Falcon W, Chapagain AK, Gaskell JC, McCullough E, Mooney HA, Oleson KLL, Steinfeld H, Wassenaar T, Smil V (2007) International trade in meat: The tip of the pork chop. *Ambio* 36 (8):622-629

Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodriguez-Casado R (2008) Water footprint and virtual water trade: policy implications. Observatorio del Agua. Fundación Marcelino Botín. Santander

Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodriguez-Casado R, Aldaya MM (2010) Water footprint and virtual water of Spain. Springer, New York

Gerbens-Leenes PW, Hoekstra AY, van der Meer T (2009a) The water footprint of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bioenergy in energy supply. *Ecol Econ* 68 (4):1052-1060

Gerbens-Leenes W, Hoekstra AY, van der Meer TH (2009b) The water footprint of bioenergy. *P Natl Acad Sci USA* 106 (25):10219-10223

Gerbens-Leenes PW, Lienden ARv, Hoekstra AY, van der Meer TH (2012) Biofuel scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint of road transport in 2030. *Global Environmental Change* 22 (3):764-775

Gerbens-Leenes W, Hoekstra AY (2012) The water footprint of sweeteners and bio-ethanol. *Environment International* 40 (0):202-211

Gleick PH (1996) Basic water requirements for human activities: Meeting basic needs. *Water Int* 21 (2):83-92

Goedkoop M, Spriensma R (2001) The Eco-indicator 99—A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report. Product Ecology Consultants, Amersfoort, Holanda

Guan D, Hubacek K (2007) Assessment of regional trade and virtual water flows in China. *Ecol Econ* 61 (1):159-170

Hanafiah MM, Xenopoulos MA, Pfister S, Leuven RSEW, Huijbregts MAJ (2011) Characterization Factors for Water Consumption and Greenhouse Gas Emissions Based on Freshwater Fish Species Extinction. *Environ Sci Technol* 45 (12):5272-5278

Hastings E, Pegram G (2012) Literature review for the applicability of water footprints in South Africa. vol WRC Report No. 2099/P/11. Water Research Commission, Gezina, South Africa

Herath I, Green S, Horne D, Singh R, McLaren S, Clothier B (2013) Water footprinting of agricultural products: evaluation of different protocols using a case study of New Zealand wine. *J Clean Prod* 44:159-167

Hoekstra AY (2009) Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis. *Ecol Econ* 68 (7):1963-1974

Hoekstra AY (2010) The water footprint of animal products. In: D'Silva J, Webster J (eds) *The meat crisis: Developing more sustainable production and consumption*. Earthscan, London, pp 22-23

Hoekstra AY (2012) The hidden water resource use behind meat and dairy. *Animal Frontiers* 2 (2):3-8

Hoekstra AY, Chapagain AK (2007) The water footprints of Morocco and the Netherlands: Global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities. *Ecol Econ* 64 (1):143-151

Hoekstra AY, Chapagain AK (2008) *Globalization of water: sharing the planet's freshwater resources*. Blackwell Publishing, Oxford

Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM, Mekonnen MM (2011) *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Earthscan, London

Hoekstra AY, Hung PQ (2002) Virtual water trade: a quantification of virtual water flows between nations to international crop trade. *Value of Water Research Report Series, UNESCO-IHE*, vol n°11. Delft, The Netherlands

Hoekstra AY, Hung PQ (2005) Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environ Chang* 15 (1):45-56

Hoekstra AY, Mekonnen MM (2012) The water footprint of humanity. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, in press

Hoekstra AY, Mekonnen MM, Chapagain AK, Mathews RE, Richter BD (2012) Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue Water Availability. *PLoS One* 7 (2)

IPPC (2008) *Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Ginebra, Suiza

Jefferies D, Munoz I, Hodges J, King VJ, Aldaya M, Erzin AE, Canals LMI, Hoekstra AY (2012) Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption. Key learning points from pilot studies on tea and margarine. *J Clean Prod* 33:155-166

Kampman DA, Hoekstra AY, Krol MS (2008) The water footprint of India. *Value of Water Research Report. UNESCO-IHE*, vol N° 32. Delft, The Netherlands

Kitzes J, Galli A, Bagliani M, Barrett J, Dige G, Ede S, Erb K, Giljum S, Haberl H, Hails C, Jolia-Ferrier L, Jungwirth S, Lenzen M, Lewis K, Loh J, Marchettini N, Messinger H, Milne K, Moles R, Monfreda C, Moran D, Nakano K, Pyhälä A, Rees W, Simmons C, Wackernagel M, Wada Y, Walsh C, Wiedmann T (2009) A research agenda for improving national Ecological Footprint accounts. *Ecol Econ* 68 (7):1991-2007

Kounina A, Margni M, Bayart JB, Boulay AM, Berger M, Bulle C, Frischknecht R, Koehler A, Canals LMI, Motoshita M, Nunez M, Peters G, Pfister S, Ridoutt B, van Zelm R, Verones F, Humbert S (2013) Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 18 (3):707-721

Kumar MD, Singh OP (2005) Virtual water in global food and water policy making: Is there a need for rethinking? *Water Resour Manag* 19 (6):759-789

Lange GM (1998) *An Approach to Sustainable Water Management in Southern Africa using Natural Resource Accounts: The Experience in Namibia*. *Ecol Econ* 26:299-311

Leontief W (1970) Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach. *Review of Economics and Statistics* 52:262-271

Liu C, Kroeze C, Hoekstra AY, Gerbens-Leenes W (2012) Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecological Indicators* 18 (0):42-49

Liu J, Savenije HHG (2008) Food consumption patterns and their effect on water requirement in China. *Hydrol Earth Syst Sc* 12 (3):887-898

Ma J, Hoekstra AY, Wang H, Chapagain AK, Wang D (2006) Virtual versus real water transfers within China. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 361 (1469):835-842

Mekkonen MM, Hoekstra AY (2011) The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrol Earth Syst Sci* 15 (5):1577-1600

Mekkonen MM, Hoekstra AY (2012) A global assesment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*

Mekkonen MM, Hoekstra AY, Becht R (2012) Mitigating the Water Footprint of Export Cut Flowers from the Lake Naivasha Basin, Kenya. *Water Resour Manag* 26 (13):3725-3742

Monfreda C, Ramankutty N, Foley JA (2008) Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22 (1):GB1022

Monfreda C, Wackernagel M, Deumling D (2004) Establishing national natural capital accounts based on detailed - Ecological Footprint and biological capacity assessments. *Land Use Policy* 21 (3):231-246

Montesinos P, Camacho E, Campos B, Rodriguez-Diaz JA (2011) Analysis of Virtual Irrigation Water. Application to Water Resources Management in a Mediterranean River Basin. *Water Resour Manag* 25 (6):1635-1651

Motoshita M, Itsubo N, Inaba A (2011) Development of impact factors on damage to health by infectious diseases caused by domestic water scarcity. *Int J Life Cycle Assess* 16 (1):65-73

Naredo JM, Crpintero O, San Román JF, Saa A, Gascó JM (2009) El agua virtual y la huella hidrológica en la Comunidad de Madrid. vol 5. Canal de Isabel II, Madrid

Novo P, Garrido A, Varela-Ortega C (2009) Are virtual water flows in Spanish grain trade consistent with relative water scarcity? *Ecol Econ* 68 (5):1454-1464

Nunez M, Pfister S, Anton A, Munoz P, Hellweg S, Koehler A, Rieradevall J (2013) Assessing the Environmental Impact of Water Consumption by Energy Crops Grown in Spain. *J Ind Ecol* 17 (1):90-102

PE GaBi software and database (2013) PE International. <http://www.gabi-software.com/databases/>. Accessed 20 Julio de 2013

Pfister S, Bayer P, Koehler A, Hellweg S (2011) Environmental Impacts of Water Use in Global Crop Production: Hotspots and Trade-Offs with Land Use. *Environ Sci Technol* 45 (13):5761-5768

Pfister S, Koehler A, Stefanie H (2009) Assesing the environmental impact of freshwater consumption in LCA. *Environ Sci Technol* 43 (11):4098-4104

Portmann F, Siebert S, Bauer C, Döll P (2008) Global dataset of monthly growing areas of 26 irrigated crops. *Physical Geography* 21(March) (400)

Quantis (2011) Quantis Water Database—technical report. Lausanne, Suiza

Raskin P, Gleick P, Kirshen P, Pontius G, Strzepek K (1997) Water futures: assessment of long-range patterns and prospects. Stockholm Environment Institute, Estocolmo, Suecia

Rees W, Wackernagel M (1996) Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable - And why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review* 16 (4-6):223-248

Rees WE (1992) Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization* 4 (2):121-130

Richter BD, Davis MM, Apse C, Konrad C (2012) A presumtive standar for environmental flow protection. *River Res Appl* 28 (8):1312-1321

Ridoutt B, Eady SJ, Sellahewa L, Simons L, Bektash R (2009) Product Water Footprinting: How Transferable Are The Concepts From Carbon Footprinting? Paper presented at the Australian conference of life cycle assesment, Australia,

Ridoutt BG, Pfister S (2010) A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environ Chang* 20 (1):113-120

Ridoutt BG, Sanguansri P, Nolan M, Marks N (2012) Meat consumption and water scarcity: beware of generalizations. *J Clean Prod* 28:127-133

Rodriguez-Casado R, Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C (2008) La huella hidrológica de la agricultura española. Papeles de Agua Virtual Santander

Rodriguez-Casado R, Novo P, Garrido A (2009) La huella hídrica de la ganadería española. Papeles de Agua Virtual Santander

- Ruini L, Marino M, Pignatelli S, Laio F, Ridolfi L (2013) Water footprint of a large-sized food company: The case of Barilla pasta production. *Water Resources and Industry* (0)
- Salmoral G, Aldaya MM, Chico D, Garrido A, Llamas MR (2011a) The water footprint of olives and olive oil in Spain. *Span J Agric Res* 9 (4):1089-1104
- Salmoral G, Dumont A, Aldaya M, Rodriguez-Casado R, Garrido A, Llamas MR (2011b) La Huella Hídrica extendida de la cuenca del Guadalquivir. *Papeles de seguridad hídrica y alimentaria y cuidado de la naturaleza*, vol nº 1. Santander
- Schlink AC, Nguyen ML, Viljoen GJ (2010) Water requirements for livestock production: a global perspective. *Rev Sci Tech Off Int Epizoot* 29 (3):603-619
- Schnoor JL (2009) LCA and Environmental Intelligence? *Environ Sci Technol* 43:2997
- Schreier H, Lavkulich L, Brown S (2007) Real and virtual water and water footprints: A comparison between the lower Fraser Valley and the Okanagan Basin. *Walter and Duncan Gordon Foundation, Vancouver, Canada*
- Smakhtin V, Revenga C, Döll P (2004) A Pilot Global Assessment of Environmental Water Requirements and Scarcity. *Water Int* 29 (3):307-317
- Sonnenberg A, Chapagain A, Geiger M, August D (2009) Der Wasser-Fußabdruck Deutschlands: Woher stammt das Wasser, das in unseren Lebensmitteln steckt? *WWF Deutschland, Frankfurt*
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, de Haan C (2006) *Livestock's long shadow: environmental issues and options* Rome, Italy
- Sullivan CA, Meigh JR, Giacomello AM, Fediw T, Lawrence P, Samad M, Mlote S, Hutton C, Allan JA, Schulze RE, Dlamini DJM, Cosgrove W, Priscoli JD, Gleick P, Smout I, Cobbing J, Calow R, Hunt C, Hussain A, Acreman MC, King J, Malomo S, Tate EL, O'Regan D, Milner S, Steyl I (2003) The water poverty index: Development and application at the community scale. *Natural Resources Forum* 27 (3):189-199
- UNEP (2011) *Water footprint and corporate water accounting for resource efficiency*, . United Nations Environment Programme, Paris
- van Oel PR, Hoekstra AY (2012) Towards Quantification of the Water Footprint of Paper: A First Estimate of its Consumptive Component. *Water Resour Manag* 26 (3):733-749
- van Oel PR, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2009) The external water footprint of the Netherlands: Geographically-explicit quantification and impact assessment. *Ecol Econ* 69 (1):82-92
- van Zelm R, Schipper AM, Rombouts M, Snepvangers J, Huijbregts MAJ (2011) Implementing Groundwater Extraction in Life Cycle Impact Assessment: Characterization Factors Based on Plant Species Richness for the Netherlands. *Environ Sci Technol* 45 (2):629-635
- Vanham D (2013) An assessment of the virtual water balance for agricultural products in EU river basins. *Water Resources and Industry*
- Vanham D, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2013) The water footprint of the EU for different diets. *Ecological Indicators* 32 (0):1-8
- Velazquez E (2006) An input-output model of water consumption: Analysing intersectoral water relationships in Andalusia. *Ecol Econ* 56 (2):226-240
- Velazquez E (2007) Water trade in Andalusia. *Virtual water: An alternative way to manage water use*. *Ecol Econ* 63 (1):201-208
- Vince F (2007) *UNEP/SETAC Life Cycle Initiative working group: assessment of water use and consumption within LCA*. Veolia Environnement, Paris
- Vincent D, De Caritat AK, Stijn Bruers S, Chapagain A, Weiler P, Laurent A (2011) *Belgium and its water footprint*. WWF-Belgium, Brussels
- WBCSD (2010) *The global water tool*. Ginebra, Suiza
- Zeng Z, Liu J, Koeneman PH, Zarate E, Hoekstra AY (2012) Assessing water footprint at river basin level: a case study for the Heihe River Basin in northwest China. *Hydrol Earth Syst Sc* 16:2771-2781
- Zhao X, Chen B, Yang ZF (2009) National water footprint in an input-output framework-A case study of China 2002. *Ecol Model* 220 (2):245-253

Zhao X, Yang H, Yang ZF, Chen B, Qin Y (2010) Applying the Input-Output Method to Account for Water Footprint and Virtual Water Trade in the Haihe River Basin in China. *Environ Sci Technol* 44 (23):9150-9156

Zimmer D, Renault D (2003) Virtual water in food production and global trade: Review of methodological issues and preliminary results. In: Hoekstra AY (ed) *Virtual Water Trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*, vol 12. vol Value of Water Research Report Series. UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands, pp 221-235

Zonderland-Thomassen MA, Ledgard SF (2012) Water footprinting - A comparison of methods using New Zealand dairy farming as a case study. *Agricultural Systems* 110 (0):30-40

Zoumides C (2008) *Virtual water trade and the water footprint of Cyprus: alternative tools in managing water resources*. University of Edinburgh,

Capítulo 3

Evaluación de la huella hídrica a
escala de cuenca: la agricultura
en la cuenca del Duero

3 Evaluación de la huella hídrica a escala de cuenca: la agricultura en la cuenca del Duero

3.1 Justificación

A pesar del gran avance que ha sufrido la metodología de la *HH* en los últimos años, existen pocos estudios que hayan abordado su evaluación a nivel de cuenca, principalmente en el caso de regiones áridas o semi-áridas (UNEP, 2011). Como ya se ha visto en el apartado anterior, son numerosos los trabajos que han desarrollado análisis de la *HH* a nivel global (Chapagain & Hoekstra, 2004; Hoekstra & Hung, 2005; Aldaya *et al.*, 2010a; Mekonnen & Hoekstra, 2011), nacional (Hoekstra & Chapagain, 2007; Liu *et al.*, 2009) o regional (Bulsink *et al.*, 2010), pero muy pocos los que han puesto el foco de atención en la escala de cuenca.

Una de las principales razones es que la información estadística necesaria para la evaluación de la *HH* se suele encontrar desagregada en función de límites administrativos, siendo necesario su escalado y adaptación a la hora de abordar un análisis a escala de cuenca hidrográfica. Pero este es un paso fundamental para comprender como las actividades humanas influyen en los ciclos naturales del agua, ampliando la información disponible para una gestión integral de los recursos hídricos (Zeng *et al.*, 2012). Entre los escasos estudios desarrollados a esta escala caben destacar entre otros el realizado por Zeng *et al.* (2012), que ha evaluado la *HH* del río Heihe, en el Noroeste de China, mediante la combinación de información estadística con información espacial; Aldaya & Llamas (2008), que estimaron la *HH* en la cuenca del Guadiana (Suroeste de España), mediante la agregación de información comarcal hasta el nivel de cuenca; o Montesinos *et al.* (2011), que analizaron la *HH* en la cuenca del Guadalquivir (Sur de España), centrándose en la componente azul de la misma, a través de la información estadística recogida por el organismo de cuenca para cada una de las subcuencas existentes. Todos estos estudios se caracterizan porque la *HH* ha sido calculada con una baja resolución espacial, asumiendo valores promedio para el conjunto de la zona evaluada. Esto

puede introducir una gran incertidumbre, principalmente en el caso de los productos agropecuarios, muy dependientes de las características climáticas y edafológicas de la zona de producción. Sin embargo, los últimos avances metodológicos en el cálculo de la *HH* incluyen el uso de complejos modelos geográficos que permiten calcular el agua utilizada por los cultivos en un contexto espacial. Estos modelos se basan en la realización de balances hídricos a nivel del suelo, que permiten estimar el agua consumida por un cultivo en una localización concreta y momento determinado.

Los modelos de balance hídrico pueden desarrollarse a diferentes escalas de espacio y tiempo, variando en complejidad y volumen de datos de partida necesarios (Xu & Singh, 1998). Existen diversos modelos a escala global que permiten evaluar el consumo de agua por parte de los cultivos. Algunos de los más recientes son el modelo GEPIC desarrollado por Liu *et al.* (2007, 2009) y Liu & Yang (2010), que calcula el agua consumida por la agricultura con una resolución espacial de 30 minutos de arco, estableciendo los flujos de agua virtual asociados al comercio de estos cultivos; el GCWM, propuesto por Siebert & Döll (2010), que analiza el consumo de agua de 26 tipos de cultivos y distintas formas de manejo, con una resolución espacial de 5 minutos de arco; o el modelo propuesto por Mekonnen & Hoekstra (2010 y 2011) que calcula la *HH* de más de 126 cultivos y productos derivados, con una resolución espacial de 5 minutos de arco, incluyendo además un análisis sobre la componente gris. El resultados de estos modelos se encuentra fuertemente influenciado por la calidad de los datos de entrada, destacando la localización y superficie cultivadas, las propiedades hidráulicas del suelo y la información climática como las variables mas influyentes (Siebert & Döll, 2010). Este tipo de modelos no sólo permiten evaluar el consumo de agua en un contexto espacial, sino que al distinguir entre cultivos de secano y cultivos de regadío, permiten diferenciar entre el consumo de agua procedente de la lluvia (agua verde) y el consumo de agua procedente de riego (agua azul). Ampliando el campo de actuación de los estudios que relacionan agua y agricultura, ya que el consumo de agua verde es por norma general una componente poco estudiada, centrándose la mayor parte de las evaluaciones en estimar exclusivamente el uso de agua azul (Liu & Yang, 2010). Es por ello que conocer con el mayor grado de detalle posible los consumos e impactos generados por la agricultura a escala de cuenca hidrográfica, puede ser una herramienta útil que ayude a implementar nuevas políticas de gestión sostenible de los recursos hídricos existentes.

3.2 Objetivos

El objetivo del presente capítulo es evaluar, en su contexto espacial, la *HH* de la agricultura en la cuenca del Duero, con el fin de comprobar la utilidad de la información proporcionada por dicho indicador para avanzar hacia una gestión integrada de los recursos hídricos a escala de cuenca. Para ello, se ha diseñado y desarrollado un modelo de análisis regional, el CWUModel, que permite simular las componentes verde, azul y gris de la *HH* en toda la superficie de la cuenca. Puesto que las variables de entrada al modelo tendrán influencia sobre la calidad de los resultados, se ha tenido especial cuidado en el tratamiento de los datos de partida, usando la información local más detallada disponible. En algunos casos y debido a que la información existente no se encontraba en el formato o escala adecuada, ha sido necesario la creación de coberturas propias o el escalado de otras coberturas existentes como ha sido en el caso de la localización de los cultivos o de la información climática diaria. Gracias a la diferenciación entre cultivos gestionados en regadío y cultivos en secano se pretende además realizar un análisis sobre la sostenibilidad de ambos sistemas de manejo. Desde un punto ambiental, gracias a la relación entre el consumo de agua y la disponibilidad de la misma, y desde un punto de vista económico, gracias a la valoración monetaria de la *HH* de los distintos cultivos. Se ha realizado además un análisis de sensibilidad para comprobar la dependencia del modelo a la variación en ciertos parámetros. Por último, se han comparado los resultados obtenidos con las bases de datos propuestas por otros autores en trabajos con una escala mucho más amplia (nivel global), con el objetivo de identificar la validez de dichos resultados como fuente de información para análisis a nivel regional. Puesto que la cuenca del Duero se encuentra compartida entre España y Portugal, es preciso recalcar que el presente trabajo se ha centrado exclusivamente en la parte española, no teniendo en cuenta los consumos de agua producidos en la parte portuguesa.

A pesar de que la estimación de los flujos de agua asociados al intercambio de mercancías puede ser un elemento importante a la hora de implementar una gestión integral de los recursos hídricos a escala de cuenca, estos no han sido incluidos en el presente trabajo. Esto se debe a que los objetivos perseguidos se han centrado en evaluar la presión ejercida por la producción agrícola sobre los recursos hídricos de la cuenca y no en implementar una evaluación exhaustiva de la *HH* a escala de cuenca, lo cuál podrá ser realizado en futuros trabajos. Además la complejidad que entraña la implementación de un análisis de este tipo, donde se incluyan no sólo los flujos con el extranjero, sino los flujos con otras cuencas españolas, como se ha visto en el Capítulo 2.4, hacen que su estimación sea mucho más costosa.

3.3 Descripción de la zona de estudio

La cuenca del Duero es la más grande de la Península Ibérica, con un total de 98.073 km². La mayor parte de su superficie se encuentra en territorio español (78.859 km²), mientras que el 20% restante se encuentra en Portugal (19.214 km²). Dentro de España, la cuenca se extiende por un total de 8 comunidades autónomas, siendo Castilla y León la que agrupa más del 98% del territorio y de la población (CHD, 2012). La cuenca se caracteriza por presentar un clima continental mediterráneo. La precipitación media anual se establece en 612 mm, aunque con grandes diferencias entre las zonas montañosas perimetrales de la cuenca, con valores medios de unos 1.000 mm anuales y las llanuras aluviales del interior, con valores inferiores a 400 mm al año (AEMET, 2011). El clima se caracteriza por una fuerte estacionalidad, con inviernos largos y fríos y veranos cortos y suaves, coincidiendo los periodos secos con los meses de mayor temperatura (Moran-Tejeda et al., 2012). La gestión de los recursos hídricos de la cuenca la lleva a cabo la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD), la cuál ha dividido a la cuenca en 13 unidades o sistemas de explotación (SE), cada uno de los cuáles agrupa a varias subcuencas hidrográficas (Figura 3.1).

Figura 3.1. Localización de la cuenca del Duero y distribución de los sistemas de explotación.



El principal uso del suelo en la cuenca es la agricultura, que ocupa casi la mitad del territorio, concentrándose principalmente en las llanuras aluviales. La mayor parte se caracteriza por ser una agricultura de secano (3,5 millones de ha), mientras que el regadío tiene una extensión total de unas 480.000 ha. El valor añadido de la

agricultura representa el 7% del PIB total de la cuenca, empleando a casi el 11% de la población activa. Los cultivos predominantes (cereales, remolacha azucarera, girasol o forrajes) se caracterizan por su bajo valor añadido, lo que hace al sector agrícola muy dependiente de ayudas y subsidios. Según los cálculos realizados por la CHD (2012), el uso de agua azul en la cuenca se establece en unos 4.800 hm³, de los cuáles más de 4.000 hm³ son destinados a la agricultura. En la Tabla 3.1 se ofrece un resumen de los principales demandas de agua en la cuenca, según establece el Plan de Cuenca (CHD 2012).

Tabla 3.1. Principales demandas y procedencia del agua en la cuenca del Duero. Valores para el periodo actual en función de las concesiones establecidas por la CHD (2012).

	Recurso natural	Principales demandas de agua						Origen del agua		
		Agricultura	Ganadería	Acuicultura	Golf	Urbano	Industrial	Superficial	Subterráneo	Reutilización
1.- Támgea-Manzanas	863,9	14,0	0,2	0,0	0,0	3,0	0,1	15,3	1,7	0,0
2.- Tera	905,9	125,0	0,4	11,0	0,0	5,7	0,0	138,9	3,5	0,0
3.- Órbigo	1.436,4	619,0	1,2	19,9	0,0	21,9	1,9	655,8	11,4	0,0
4.- Esla-Valderaduey	2.724,0	878,0	2,7	29,3	0,9	33,0	11,4	887,1	67,8	0,0
5.- Carrión	614,4	430,0	1,3	7,5	0,3	58,3	2,6	464,5	35,7	0,0
6.- Pisuerga	903,6	295,0	1,2	33,4	1,3	10,3	11,3	308,4	43,7	0,0
7.- Arlanza	844,4	70,0	1,0	3,6	1,6	34,1	0,2	91,3	19,6	0,0
8.- Alto Duero	817,9	190,0	1,2	15,2	0,8	22,2	2,7	215,5	15,6	0,0
9.- Riaza- Duratón	218,7	190,0	1,0	47,3	0,2	38,0	4,0	244,0	39,9	0,0
10.- Cega-Eresma-Adaja	612,4	193,0	4,4	0,0	1,3	45,0	4,7	84,7	163,9	0,1
11.- Bajo Duero	359,8	559,0	2,1	0,1	0,2	16,2	3,1	203,9	376,6	0,0
12.- Tormes	1.229,4	320,0	4,1	295,5	1,4	38,9	3,4	569,1	94,2	0,0
13.- Águeda	857,1	36,0	3,9	0,5	0,0	5,7	0,9	24,7	22,5	0,0
Total	12.387,9	3.919,0	24,6	463,3	7,9	332,0	46,2	3,9	896,0	0,1

3.4 Metodología

Para el cálculo de las componentes verde, azul y gris de la *HH* de la agricultura en la cuenca del Duero se ha desarrollado un modelo *ex profeso*. El modelo, denominado CWUModel calcula, en un contexto espacial el volumen de agua evapotranspirada por los cultivos (componentes verde y azul de la *HH*), así como el volumen de agua necesario para asimilar el nitrógeno lixiviado al ser usado como fertilizante (componente gris de la *HH*). Este modelo ha sido desarrollado tomando como ejemplo otros modelos a escala global como los propuestos por Mekonnen & Hoekstra (2010 y 2011) y Siebert & Döll (2010). Los cálculos se han realizado en formato raster, con una alta resolución espacial (tamaño de celda de 1km x 1km). El

modelo ha sido construido mediante la aplicación Model Builder, de ArcGis 9.3. Con ella se han implementado los cálculos a nivel diario, siendo posteriormente exportados como “scripts” a lenguaje Python. Este último ha sido utilizado para iterar el modelo a todo el periodo de simulación y cultivos seleccionados. Los cálculos han sido realizados para el periodo 2003-2007, lo que ha permitido abarcar años con distintas características climáticas (años seco, normal y húmedo). Se han simulado un total de 20 cultivos, distinguiendo entre cultivos en regadío y cultivos en secano, con lo que se ha abarcado el 98% de la producción agraria de la cuenca.

3.4.1 Simulación de la evapotranspiración del cultivo: cálculo de las componentes verde y azul de la huella hídrica

CWUModel se basa en la ecuación de balance hídrico en el suelo bajo condiciones no-estándar (Allen *et al.*, 1998) para calcular el volumen de agua evapotranspirada por un cultivo en un momento y lugar determinado. Permite distinguir entre el agua procedente de la lluvia (agua verde) y el agua añadida por irrigación (agua azul). La simulación del balance hídrico se ha desarrollado a nivel diario, para cada uno de los cultivos estudiados, y en función de las características climáticas y edafológicas presentes en cada zona. Para el desarrollo del balance se ha tenido en cuenta la distribución del año hidrológico en la cuenca, comenzando la simulación el 1 de octubre de cada año (Custodio & Llamas, 1983). El balance hídrico a nivel del suelo se expresa con la siguiente ecuación general:

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

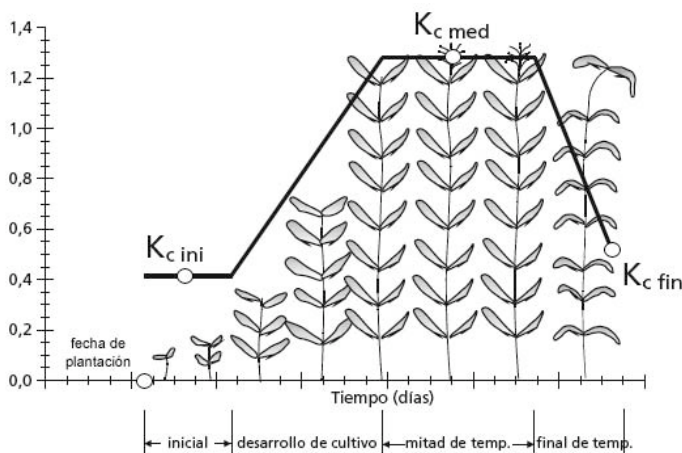
Donde P es la precipitación (mm), I es el agua aplicada mediante riego (mm), ET es la evapotranspiración del cultivo (mm), R es el agua perdida por escorrentía o percolación profunda (mm) y ΔS son los cambios en el contenido de humedad del suelo (mm). ET es la variable a determinar. Para realizar el balance es necesario calcular la evapotranspiración potencial o evapotranspiración del cultivo (ET_c), que depende a su vez de las condiciones climáticas locales y las características del propio cultivo. ET_c puede a su vez ser ajustada ($ET_{c\ aj}$) en función del contenido de humedad del suelo en un momento determinado, lo que permite incluir los efectos del estrés hídrico sobre la capacidad de evapotranspiración de la planta. De esta forma, $ET_{c\ aj}$ definida como la evapotranspiración del cultivo bajo condiciones no-estándar se calcula mediante la metodología del coeficiente único de cultivo en condiciones no-estándar (Allen *et al.*, 1998) y se expresa:

$$ET_{c\ aj} = K_c \cdot K_s \cdot ET_o \quad (2)$$

Donde K_c es el coeficiente único de cultivo (adimensional), K_s es el coeficiente de estrés hídrico (adimensional) y ET_0 es la evapotranspiración del cultivo de referencia (mm).

Por norma general ET_0 depende exclusivamente de factores meteorológicos, definiéndose como la capacidad evaporadora de un cultivo hipotético de pasto sin restricciones de agua (Allen *et al.*, 1998). En cambio ET_c es específica de cada cultivo. Para relacionar ET_c con ET_0 se utiliza el coeficiente K_c , característico de cada cultivo, y que varía de forma diaria en función del estado fisiológico y de desarrollo de la planta. K_c incorpora en un único factor los efectos combinados de la transpiración del cultivo con la evaporación directa del suelo, representando el efecto integrado de cuatro variables: altura del cultivo, albedo o reflectancia del sistema suelo-planta, resistencia del cultivo a la transferencia de vapor de agua y evaporación directa del suelo. A partir de interpolación lineal entre los valores de K_c tabulados ($K_{c\ ini}$, $K_{c\ med}$, y $K_{c\ fin}$) y conociendo la duración de cada una de las etapas del cultivo (inicial, desarrollo, mitad de temporada y final de temporada) es posible generar la curva K_c y simular así su valor diario (Allen *et al.*, 1998). La fecha de siembra es imprescindible para definir el momento en que el cultivo comienza su ciclo. En la Figura 3.2 se puede observar un ejemplo de la construcción de una curva K_c a partir de la información tabulada.

Figura 3.2. Curva del coeficiente del cultivo en función del tiempo (K_c). Adaptado de Allen *et al.* (1998).



Los valores de K_c han sido extraídos de Allen *et al.* (1998), mientras que las fechas de siembra y duración de las etapas de crecimiento del cultivo fueron obtenidos a partir del “Calendario de siembra y recolección” (MAPYA, 2002) y los datos proporcionados por el Instituto de Tecnología Agraria de Castilla y León

(www.inforiego.org). La fecha de plantación ha sido seleccionada en función de la localización del cultivo, utilizando el mismo valor independientemente del sistema de manejo realizado. A pesar de que las fechas de cultivo pueden variar en función de las condiciones meteorológicas de un año determinado, se ha fijado una fecha constante para cada cultivo y emplazamiento durante todo el periodo simulado.

Puesto que los valores de K_c tabulados (K_{cTab}) hacen referencia a cultivos en condiciones climáticas estándar (humedad mínima media relativa del 45% y velocidad promedio de viento de 2 m/s), estos valores se han ajustado a las condiciones climáticas locales de la cuenca. Para ello se ha utilizado la siguiente expresión (Allen *et al.*, 1998):

$$K_{c\ adj} = K_{cTab} + [0,004 \cdot (u_2 - 2) - 0,004 \cdot (HR_{min} - 45)] \cdot \left(\frac{h}{3}\right)^{0,3} \quad (3)$$

Donde $K_{c\ adj}$ es el coeficiente de cultivo ajustado, u_2 es la velocidad media del viento a una altura de dos metros (m/s), HR_{min} es el valor promedio de humedad relativa mínima (%) y h es la altura promedio del cultivo seleccionado (m). Los valores utilizados se refieren a valores promedio durante la etapa a ajustar. El ajuste de K_c se ha realizado a nivel de cuenca, para cada cultivo y para las etapas de mediados y final de temporada ($K_{c\ med}$, y $K_{c\ fin}$). Para ello, se ha utilizado la información climática de 38 estaciones agrometeorológicas presentes en la cuenca de estudio (ITACyL, 2012).

El factor K_c hace referencia a cultivos bien manejados, donde la abundancia de agua no suponen una restricción al desarrollo de la planta. Pero esto no ocurre en todas las ocasiones, principalmente en el caso de los cultivos en secano. Para evitar esta suposición se ha introducido el coeficiente K_s , que describe el efecto que tiene el estrés hídrico sobre la capacidad de transpiración del cultivo (Allen *et al.*, 1998).

$$K_s = \begin{cases} \frac{S}{(1-p) \cdot S_{max}} & \text{si } S < (1-p) \cdot S_{max} \\ 1 & \text{si no} \end{cases} \quad (4)$$

Donde S es el contenido de humedad en el suelo (mm), S_{max} es el máximo contenido de agua aprovechable por la planta que un suelo puede almacenar (mm) y p es la fracción de agotamiento en la zona radicular (adimensional).

S_{max} depende de las propiedades hidráulicas del suelo y queda definido como la diferencia entre el máximo nivel de agua que un suelo puede retener después de

haber perdido el agua gravífica (capacidad de campo) y el nivel mínimo de humedad a partir del cuál las fuerzas de retención del suelo son mayores que la presión ejercida por las raíces para la extracción del agua (punto de marchitez), multiplicado por la profundidad efectiva de las raíces (Z_r). Se expresa mediante la siguiente ecuación (Allen *et al.*, 1998):

$$S_{\max} = 1.000 \cdot (\theta_{FC} - \theta_{WP}) \cdot Z_r \quad (5)$$

Donde θ_{FC} es el contenido de humedad a capacidad de campo (m^3/m^3), θ_{WP} es el contenido de humedad en el punto de marchitez (m^3/m^3), y Z_r es la profundidad efectiva de las raíces (m). La diferencia entre θ_{FC} y θ_{WP} se conoce como capacidad de almacenamiento de agua en el suelo.

El factor p hace referencia a la cantidad de agua que un cultivo puede extraer del suelo sin sufrir estrés hídrico. Cuando el nivel de humedad en el suelo cae por debajo de la fracción de S marcada por el factor p , el cultivo comienza a sufrir estrés hídrico, reduciéndose su capacidad de transpiración. El factor p varía de un cultivo a otro usándose por norma general los valores tabulados por Allen *et al.*, (1998). Estos valores pueden ajustarse a las condiciones climáticas locales en función de la ET_c , de forma que valores elevados de ET_c puede provocar una reducción del factor p del 10-25% y viceversa. El factor p se ha ajustado en función de la fórmula propuesta por Allen *et al.* (1998):

$$p_{adj} = p_{Tab} + 0,04 \cdot (5 - ET_c) \quad (6)$$

Donde p_{adj} y p_{Tab} son los valores ajustados y tabulados respectivamente. El ajuste de p queda limitado a valores de $0,1 \leq p \leq 0,8$.

Una vez calculada la componente evaporativa del balance (ET_c), es necesario conocer el volumen de agua que ingresa en el suelo por medio de la precipitación, para poder finalmente desarrollar el balance. Puesto que no toda la precipitación se infiltra y queda almacenada en el suelo y por tanto esta disponible para los cultivos, es necesario evaluar el volumen de agua que se pierde, ya sea por escorrentía superficial o por percolación profunda (R). Para ello se ha utilizado la ecuación propuesta por Liden & Harlin (2000):

$$R = (P + I) \cdot \left(\frac{S}{S_{\max}} \right)^{\gamma_r} \quad (7)$$

Esta ecuación está influenciada por el parámetro γ_r , que hace referencia a la intensidad de la escorrentía en un evento de precipitación. De esta forma, valores

bajos de γ_r representan que una proporción importante del agua caída en un evento de precipitación será perdida por escorrentía superficial, mientras que valores elevados se traducirán en una reducción de dicha componente. Puesto que por norma general las áreas regables se encuentran en zonas con baja pendiente, y por tanto con menor riesgo de escorrentía, se ha utilizado un valor de 3 para cultivos en regadío y 2 para cultivos en secano, según lo propuesto por Siebert & Döll (2010).

Una vez calculados todos los parámetros que intervienen en el balance hídrico, es posible cuantificar la cantidad de agua consumida por los cultivos. El balance hídrico se ha realizado de forma independiente para cultivos en secano y cultivos en regadío. De esta forma, el consumo de agua verde de cultivos en secano se calcula como la suma de la evapotranspiración diaria a lo largo del ciclo vegetativo del cultivo, teniendo en cuenta que la precipitación es el único aporte de agua al sistema. En el caso de cultivos de regadío, y puesto que el riego supone un aporte extra de agua, el consumo de agua se ha calculado mediante el método de los dos balances, propuesto por Hoekstra *et al.* (2011). El primer balance hídrico se realiza de la misma forma que en el caso de cultivos en secano, y sirve para estimar el consumo de agua verde por parte de la planta. En el segundo, se asume que no existen restricciones de agua en el suelo, por lo que la planta será capaz de evapotranspirar todo el agua que necesita. La diferencia entre ambos balances será igual a las necesidades netas de riego por parte del cultivo. Puesto que no en todas las zonas regables existe agua suficiente como para satisfacer completamente las necesidades de los cultivos, se ha incluido un factor de reducción. Este factor, conocido como nivel de garantía es específico de cada zona regable (CHD, 2012). De esta forma, el consumo de agua azul por parte de un cultivo en regadío será igual a la necesidad neta de riego multiplicada por el nivel de garantía de la zona regable en la que se encuentre. Así, el consumo total de agua por parte de los cultivos se calcula como la suma del agua verde y el agua azul consumida por el cultivo, obviando los volúmenes evapotranspirados fuera del periodo vegetativo. Para definir la humedad en el momento de siembra del cultivo el balance se comienza el 1 de octubre, independientemente de la fecha de plantación del cultivo, utilizando una K_c constante de 0,3, equivalente al suelo desnudo, desde el inicio del balance hasta el momento de plantación.

Los sistemas de regadío sufren una serie de pérdidas de agua durante los procesos de transporte, distribución y aplicación del agua que deben ser tenidas en cuenta a la hora de aplicar al cultivo el volumen real de agua requerida. CWUModel permite estimar estas pérdidas, calculando el volumen total de agua utilizada, conocido

también como necesidades bruta de riego. Para ello se han utilizado los coeficientes de eficiencia en regadío proporcionados por la CHD (2012) para cada una de las áreas regables, diferenciando a su vez entre la procedencia del agua (superficial o subterránea). Puesto que la mayor parte del volumen de agua utilizado pero no consumido por el cultivo, regresa al sistema en forma de retornos de riego, este volumen no ha sido contabilizado en la evaluación final de la *HH*.

3.4.2 Simulación de la componente gris de la huella hídrica

Se ha simulado la componente gris de la *HH*, definida como el total de agua necesaria para asimilar el nitrógeno lixiviado como consecuencia de su aplicación como fertilizante. La HH_{gris} se puede calcular en función de cualquier compuesto utilizado en la agricultura, ya sean sustancias fertilizantes como el fósforo, el nitrógeno o el potasio, u otros compuestos usados como herbicidas o plaguicidas. Pero la falta de información sobre las tasas de aplicación de muchos compuestos, la ausencia de límites legales de calidad ambiental, así como la dificultad de estimar la lixiviación de compuestos que pueden ser acumulados en el suelo, como el fósforo o el potasio, convierten al nitrógeno en un adecuado indicador para estimar la HH_{gris} (Aldaya & Hoekstra, 2010).

Para la estimación de la HH_{gris} se ha utilizado la metodología propuesta por Hoekstra *et al.* (2011):

$$HH_{gris} = \frac{N_{Lixiviado}}{C_{max} - C_{nat}} \quad (8)$$

Donde $N_{Lixiviado}$ es el volumen total de nitrógeno lixiviado desde el suelo consecuencia de su aplicación como fertilizante (mg). C_{max} es la máxima concentración de nitrógeno permitida en el cuerpo de agua receptor, establecida en 50 mg/L de nitrato en función de lo establecido por la legislación europea (EEC, 1996). C_{nat} es la concentración natural de nitrógeno en el medio receptor. Debido a la falta de información, se ha utilizado un valor de 0 como han propuesto otros autores (Mekonnen & Hoekstra, 2010 y 2011).

Según recomienda Chapagain *et al.* (2006) y recogen otros autores (Aldaya *et al.*, 2010a; Salmoral *et al.*, 2011a; Mekonnen & Hoekstra, 2011), siempre que no exista información más precisa, se puede asumir que un 10% del nitrógeno aplicado como fertilizante se pierde por lixiviación. Para evitar esta suposición y afinar la simulación en función de los datos disponibles a nivel regional, se ha introducido el

modelo de regresión propuesto por De Willegen (2000) para estimar el nitrógeno lixiviado:

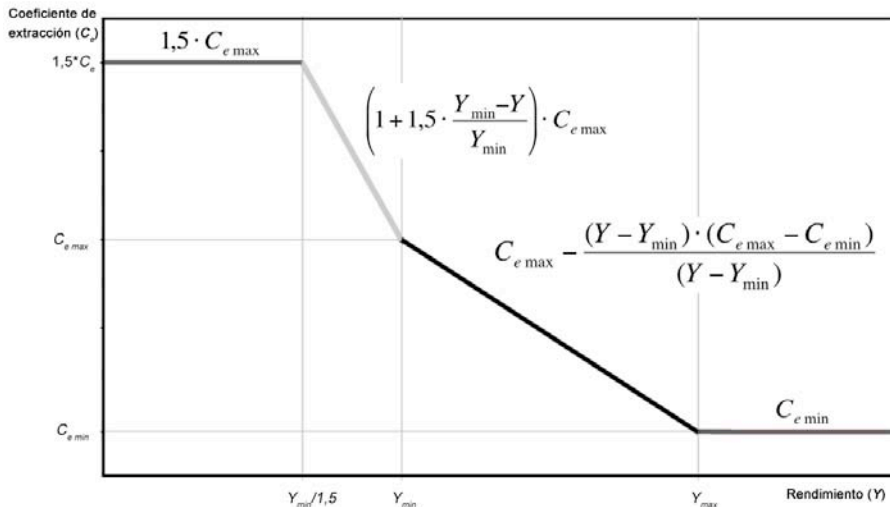
$$N_{Lixivado} = \left(0.0463 + 0.0037 \cdot \frac{P}{C \cdot Z_r} \right) \cdot (F + D + NOM - U) \quad (9)$$

Donde P es la precipitación anual (mm), C es el contenido de arcillas del suelo (%), Z_r es la profundidad de las raíces (m), F es la tasa de aplicación de nitrógeno (kg/ha), D es la tasa de descomposición de nitrógeno en el suelo, establecida en 1,6% según lo recomendado por la Roy *et al.* (2003), NOM es el contenido de nitrógeno en la capa orgánica del suelo (kg/ha) y U es el volumen de nitrógeno extraído por los cultivos (kg/ha).

El primer término de la ecuación se refiere a la fracción de nitrógeno móvil que puede ser lixiviada, mientras que la segunda se refiere al volumen total de nitrógeno móvil. Para evitar sobreestimaciones se ha maximizado la primera parte a 1, en función de los propuesto por Smaling *et al.* (2008). En el caso de cultivos en regadío y para tener en cuenta los retornos de riego, se ha añadido al valor de P la necesidad bruta de riego previamente calculada para cada cultivo. Se ha comprobado que los valores de las distintas variables presentes en la cuenca se encuentran dentro de los límites establecidos para este modelo, definidos en 40 - 2.000 mm de precipitación, 3 - 54% en contenido de arcillas y una profundidad de raíces de 0,25 - 2 m (De Willegen, 2000).

F se han obtenido a partir de “El balance de nitrógeno en la agricultura española” (MAGRAMA, 2012b). Este informe anual ofrece información a nivel provincial sobre las tasas de aplicación de nitrógeno, diferenciando entre nitrógeno orgánico e inorgánico, en función de cada cultivo y sistema de manejo. Para el cálculo de U se ha utilizado la metodología propuesta en dicho documento (MAGRAMA, 2012b), según la cual, el volumen de nitrógeno extraído se calcula multiplicando el rendimiento de producción (Y) (kg/ha) por el coeficiente de extracción del cultivo (C_e). Dicho coeficiente depende a su vez de Y , de forma que a valores de Y bajos, C_e se maximiza, mientras que a valores de Y elevados, los valores de C_e son mínimos. Para el cálculo del coeficiente de extracción es necesario construir la curva del C_e . Esta curva se obtiene mediante interpolación lineal entre los valores $C_{e\ min}$ y $C_{e\ max}$ y los valores de Y_{min} y Y_{max} teóricos tabulados según se muestra en la Figura 3.3.

Figura 3.3. Curva del coeficiente de extracción de nitrógeno por parte de los cultivos (C_e). Adaptado de MAGRAMA (2012b).



3.4.3 Estimación de la huella hídrica por unidad de producto

Una vez se ha calculado el consumo de agua por parte de los cultivos, así como el volumen necesario para asimilar las lixiviaciones de nitrógeno como consecuencia de la fertilización, es posible calcular la HH por unidad de producto. De esta forma, la HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} se calculan dividiendo en cada una de las celdas evaluadas, el volumen de agua simulado para cada uno de los componentes de la HH entre el rendimiento de cada cultivo. Puesto que la información estadística disponible sobre el rendimiento de los cultivos se encuentra a nivel provincial, se ha modelado el rendimiento teórico de cada celda en función del consumo de agua simulado. Para ello se ha utilizado la ecuación propuesta por Doorenbos & Kassam (1979) que relaciona la producción de un cultivo con el estrés hídrico sufrido durante su periodo vegetativo:

$$\left(1 - \frac{Y_a}{Y_{max}}\right) = K_y \cdot \left(1 - \frac{ET_a}{ET_c}\right) \quad (10)$$

Donde Y_a e Y_{max} son el rendimiento actual y máximo respectivamente (kg/ha), ET_a y ET_c son la evapotranspiración real y potencial de un cultivo determinado (mm/año), K_y es el factor de respuesta, que representa el efecto que tiene sobre Y una reducción en el consumo de agua. Los valores de K_y han sido extraídos de

Doorenbos & Kassam (1979), y los valores de Y_{max} se han calculado a partir de la información estadística disponible (MAGRAMA, 2012a), mediante la multiplicación del rendimiento promedio por un factor de 1,2 (Reynolds *et al.*, 2000). Los valores de rendimiento simulados han sido posteriormente ajustados a los valores estadísticos provinciales según propone Mekonnen & Hoekstra (2011).

3.4.4 Integración y desarrollo de CWUModel en ArcGis 9.3

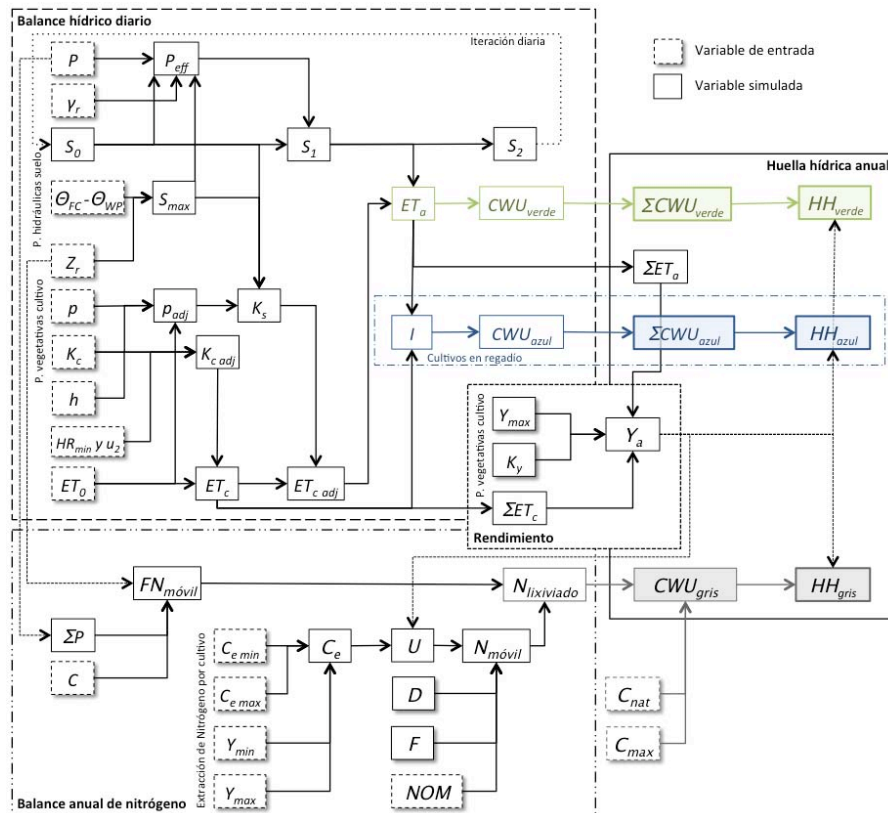
El modelo ha sido implementado mediante la aplicación Model Builder de ArcGis 9.3, la cual permite la creación, edición y administración de modelos a partir de herramientas de geoprocésamiento previamente integradas en el programa. Model Builder puede ser considerada como un lengajue de programación visual, facilitando el desarrollo de flujos de trabajo, al permitir utilizar la salida de una herramienta como entrada en la siguiente. Una de sus principales ventajas radica en que no es necesario un conocimiento en profundidad sobre lenguajes de programación, lo que facilita el desarrollo de modelos a usuarios no avanzados.

La integración de la información ha sido desarrollada mediante estructura raster, con un tamaño de pixel homogéneo para todas las capas de información (1 km x 1 km) y utilizando la proyección espacial European Datum 1950 (30N). La mayor parte de cálculos han sido implementados mediante la herramienta “Single Output Map Algebra”, una calculadora raster que permite la aplicación de fórmulas matemáticas complejas a las distintas capas cartográficas incluidas como variables en el modelo. De esta forma ha sido posible la construcción de un balance hídrico diario y un balance anual de nitrógeno a partir de la interrelación entre las distintas variables (Figura 3.4).

La estructura del modelo ha sido posteriormente exportada a lenguaje Python en forma de scripts, lo que ha facilitado la iteración de los balances a lo largo de todo el ciclo del cultivo. Este paso ha permitido además la automatización de los procesos, reduciendo mucho los tiempos de cálculo.

Puesto que la salida del modelo se encuentra en formato raster, ha sido necesario resumir la información en formato numérico. Para ello se ha utilizado la herramienta “Zonal Statistics as Table”, que permite evaluar la suma total, los valores mínimos y máximos, o el valor medio de las celdas presentes en un área determinada. De esta forma, ha sido posible expresar los resultados a nivel de cuenca, SE, masas de agua subterránea, etc.

Figura 3.4. Esquema conceptual de los pasos realizados por CWUModel para el cálculo de la HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} en cada uno de los píxeles con presencia de cultivo.



*Variables utilizadas: precipitación diaria (P), precipitación efectiva (P_{eff}), humedad del suelo (S), evapotranspiración diaria del cultivo de referencia (ET_0), evapotranspiración del cultivo bajo condiciones estándar (ET_c), evapotranspiración del cultivo bajo condiciones de estrés ($ET_{c\ adj}$), coeficiente de cultivo (K_c), coeficiente de cultivo ajustado ($K_{c\ adj}$), humedad mínima media (HR_{min}), velocidad media del viento (u_2), coeficiente de estrés hídrico (K_s), factor de agotamiento de agua en el suelo (p), profundidad de las raíces (Z_r), altura media del cultivo (h), necesidades de riego (I), rendimiento del cultivo (Y), factor de respuesta de la productividad del cultivo (K_y), contenido de arcillas (C), fracción de nitrógeno móvil ($FN_{móvil}$), coeficiente de extracción de nitrógeno (C_e), volumen de nitrógeno extraído por el cultivo (U), contenido de nitrógeno en la capa orgánica (NOM), tasa de descomposición de nitrógeno en el suelo (D), tasa de aplicación de nitrógeno (F), tasa de descomposición de nitrógeno, volumen de nitrógeno móvil ($N_{móvil}$), volumen de nitrógeno lixiviado ($N_{lixiviado}$), concentración natural de nitrógeno en las aguas receptoras (C_{nat}), concentración de nitrógeno máxima permisible (C_{max}), apropiación de recurso (CWU) y huella hídrica por unidad de producto (HH).

**Los subíndices "min", "max" y "a" se refieren a los valores mínimos, máximos y simulados respectivamente de las variables especificadas.

3.4.5 Cálculo del índice mensual de escasez de agua azul

Con el objetivo de profundizar en la evaluación de la sostenibilidad ambiental de la HH en la cuenca, se ha calculado el "índice mensual de escasez de agua azul" establecido como el ratio entre la HH_{azul} y el agua disponible para el ser humano (WA_{azul}) en una cuenca y tiempo determinado (Hoekstra *et al.*, 2012). Es un índice

basado exclusivamente en el uso consuntivo, que permite establecer la presión que las actividades humanas ejercen sobre los recursos hídricos locales, en función de la disponibilidad temporal de los mismos. Para ello, es necesario estimar WA_{azul} mediante la siguiente expresión:

$$WA_{azul} = Q_{nat} - EFR \quad (11)$$

Donde Q_{nat} es el caudal en condiciones naturales, es decir el caudal que circularía por el río si no existiese ningún aprovechamiento en todo su curso, ni en ninguno de los acuíferos que lo alimentan o atraviesan (CHD, 2012) y EFR son los requerimientos ambientales o caudal ecológico, definido como el caudal necesario para preservar los valores ecológicos ligados a los ecosistemas acuáticos o ecosistemas terrestres asociados, mediante el mantenimiento de los procesos ecológicos o geomorfológicos necesarios para completar sus ciclos biológicos (CHD, 2012). Este índice es calculado de forma mensual, pudiéndose distinguir 4 niveles de escasez en función del grado de la misma:

- Escasez baja: <100%, por lo que HH_{azul} es menor a la disponibilidad de agua. La escorrentía de los río se encuentra poco o nada modificada, y se cumple con los caudales ambientales fijados.
- Escasez moderada: 100-150%, por lo que HH_{azul} es hasta un 50% mayor a la disponibilidad de agua, siendo este volumen detrído de los requerimientos ambientales. La escorrentía de los río se encuentra moderadamente modificada, y los caudales ambientales no son garantizados.
- Escasez significativa: 150-200%, por lo que HH_{azul} es hasta un 100% mayor a la disponibilidad de agua, siendo este volumen detrído de los requerimientos ambientales. La escorrentía de los río se encuentra significativamente modificada, y los caudales ambientales no son garantizados.
- Escasez severa: >200%, por lo que HH_{azul} es mayor al 100% de la disponibilidad de agua, siendo este volumen detrído de los requerimientos ambientales. La escorrentía de los río se encuentra seriamente modificada, y los caudales ambientales no son garantizados.

Los cálculos han sido realizados a nivel mensual, evaluando el número de meses en los que la cuenca sufre escasez, así como el grado de la misma. Posteriormente los resultados se han expresado en un único valor, resultado de la media mensual de los 12 índices evaluados según lo recomendado por Hoekstra *et al.* (2012).

Tanto EFR como el Q_{nat} han sido obtenidos a partir de la información proporcionada por el organismo de cuenca en las distintas estaciones de aforos (CHD, 2012). Puesto que la red de aforos existente no cuenta con ningún punto en la parte final de la cuenca, no se ha podido calcular el índice a escala de cuenca. Es por ello que se ha decidido evaluar el índice en tres puntos intermedios pertenecientes a dicha red y que engloban además a la mayor parte de los consumos y recursos hídricos de la cuenca.

El Plan de Cuenca (CHD, 2012) recoge un estudio riguroso sobre los caudales ambientales mínimos y máximos que se deben cumplir en ciertos tramos superficiales de la cuenca para garantizar el buen estado ecológico de las masas de agua. Dichos caudales han sido utilizados para definir los EFR . Otros autores proponen la utilización de un caudal ambiental estándar, establecido en el 80% de las aportaciones naturales, siempre y cuando no existan estudios concretos (Richter *et al.*, 2012; Hoekstra *et al.*, 2011). Puesto que los caudales ecológicos establecidos por el organismo de cuenca se refieren exclusivamente a los caudales mínimos circulantes, el cálculo de WA_{azul} se ha realizado de forma paralela mediante la utilización de dos premisas: i) EFR es igual al caudal ecológico mínimo propuesto por el organismo de cuenca para cada uno de los tramos evaluados (premisa Q_{min}); ii) EFR se calcula como un porcentaje sobre las aportaciones naturales mensuales, asumiéndose un caudal ambiental estándar estimado en el 80% de Q_{nat} (premisa Q_{80}).

Para el cálculo de la HH_{azul} se ha tenido en cuenta no sólo el consumo de agua por parte de la agricultura, sino otros posibles usos consuntivos, como el uso urbano, industrial y ganadero, así como la evaporación directa del agua almacenada en los embalses. El consumo de agua azul por parte de la agricultura ha sido estimado a partir de los volúmenes mensuales simulados por CWUModel, mientras que el resto de consumos se ha estimado a partir de la información procedente del organismo de cuenca (CHD, 2012). En el caso del uso urbano, la componente consuntiva se ha estimado mediante el balance entre consumos de agua y retornos. En el caso de la ganadería y los usos industriales, y debido a la falta de información sobre retornos, se ha considerado una tasa de retorno del 90%, según establece la FAO (2011).

Puesto que la capacidad de embalse en la cuenca es elevada, unos 7.800 hm³, las pérdidas de agua por evaporación directa en los embalses pueden ser considerables. Su cálculo se ha realizado a partir de la tasa de evaporación media mensual por unidad de superficie establecida por la CHD (2012). El volumen

evaporado será dependiente de la superficie inundada, y esta última es variable a lo largo del año. A partir de los datos de volumen almacenado, así como la relación volumen embalsado – superficie inundada para cada uno de los embalses de referencia fijados por el organismo de cuenca, ha sido posible estimar el volumen mensual evaporado para los más de 100 embalses existentes.

Todos los cálculos han sido realizados en un contexto espacial, lo que ha permitido relacionar cada uno de los consumos con los puntos de evaluación seleccionados. Para ello, ha sido necesario delimitar las cuencas drenantes, de forma que todos los consumos producidos dentro de ellas, así como los recursos hídricos disponibles serán incluidos en la evaluación del índice de escasez mensual. Se ha utilizado la herramienta Arc Hydro (ArcGis 9.3), que a partir del modelo digital del terreno (IGN, 2013) permite establecer la superficie drenante en un punto determinado.

Puesto que el Plan de Cuenca establece un incremento de la superficie agraria considerable para los horizontes 2015 y 2027, así como una reducción en la demanda urbana, se ha realizado una proyección de los valores de HH_{azul} para dichos horizontes (CHD, 2012). En el caso de la agricultura de regadío, esta aproximación se ha realizado en función de los consumos de agua por unidad de superficie simulados por CWUModel para cada uno de los 13 SE. Posteriormente se han extrapolando los resultados a los horizontes simulados, considerando que el “patrón” de cultivos permanece constante a lo largo del tiempo. No se ha tenido en cuenta el aumento en las tasas de evaporación como consecuencia de la construcción de nuevas infraestructuras de almacenamiento asociadas a la agricultura de regadío, ni la posible reducción de caudales como consecuencia del cambio climático.

3.4.6 Valor económico del agua: productividad aparente del agua y la tierra

Con el objetivo de dar un paso mas allá de la evaluación cuantitativa de la HH , y siguiendo el concepto de la HH extendida propuesto por Garrido *et al.* (2010), se ha realizado un análisis sobre el valor económico del agua en la cuenca. Este análisis sólo ha sido aplicado exclusivamente al uso consuntivo del agua (componentes verde y azul) según se refleja en estudios previos de otros autores (Garrido *et al.*, 2010; Salmoral *et al.*, 2011a; Aldaya & Llamas, 2008).

Para ello se ha evaluado la productividad aparente del agua (AWP), que permite relacionar el consumo de agua necesario para producir un bien con el precio de

mercado de dicha mercancía. De esta forma, la AWP ($\text{€}/\text{m}^3$), definida como el valor de un bien o servicio por cada metro cúbico de agua utilizada se calcula mediante la siguiente expresión:

$$AWP = \frac{P_c}{HH_{consuntiva}} \quad (12)$$

Donde P_c es el precio del cultivo a valor de mercado ($\text{€}/\text{t}$ en base al año 2006) y $HH_{consuntiva}$ es la huella hídrica consuntiva de dicho producto (componente verde y azul) (m^3/t). Puesto que la componente azul es la única a la que se le puede otorgar un valor de mercado directo, en el caso de los cultivos en regadío, se ha evaluado además la AWP_{azul} de la componente azul (Salmoral *et al.*, 2011b).

La evaluación de la productividad ha sido complementada mediante el indicador de la productividad aparente de la tierra (LAP), que representa el valor económico por hectárea de tierra cultivada ($\text{€}/\text{ha}$) y se expresa:

$$LAP = P_c \times Y_a \quad (13)$$

Donde Y_a es el rendimiento de dicho cultivo (t/ha). En ambos casos P_c ha sido obtenido del Anuario de Estadística del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA, 2012a).

Como último indicador económico se ha evaluado el incremento de productividad que supone el uso del agua de riego ($\Delta\text{€}/\text{m}^3$), definido como la diferencia en productividad de la tierra en regadío (LAP_{reg}) frente a la tierra en secano (LAP_{sec}), dividido entre el volumen total de agua de riego utilizada.

$$\Delta\text{€}/\text{m}^3 = \frac{LAP_{reg} - LAP_{sec}}{\text{Vol. agua riego}} \quad (14)$$

3.4.7 Tratamiento de la información cartográfica de partida

La calidad de la información que se introduce en el modelo determinará en buena parte la precisión de los resultados. Es por ello, que se ha realizado un esfuerzo importante para introducir la información local más detallada posible. Puesto que un modelo geográfico necesita información en formato cartográfico, ha sido necesario adaptar, escalar y en algunos casos construir las coberturas de información necesaria.

Escalado temporal de información meteorológica: de información mensual a datos diarios

La realización de balances hídricos diarios implica necesariamente la utilización de información climática diaria. A pesar de existir una amplia red de estaciones meteorológicas en la cuenca de estudio, la series de datos diarios no son completas, faltando en algunas ocasiones largos periodos de información. Por otro lado la interpolación geográfica de datos climáticos diarios es bastante complicada y puede conllevar grandes errores (Liu *et al.*, 2011). Para minimizar estos errores, se ha decidido utilizar una cobertura climática ya validada, a partir de la cual poder escalar los datos necesarios para el modelo. De esta forma, la información climática de partida ha sido extraída de los mapas climáticos del modelo hidrológico SIMPA (Álvarez *et al.*, 2005), que ofrecen información mensual de ET_0 y P , con una resolución espacial de 1km x 1km para toda España. Esta información ha sido posteriormente transformada a datos diarios en función de las características de cada variable.

En el caso de ET_0 el escalado de datos mensuales a datos diarios se ha realizado mediante interpolación lineal, de acuerdo con lo propuesto por Mekonnen & Hoekstra (2011). Es preciso señalar que en SIMPA, ET_0 se obtiene mediante combinación de los métodos de Thornthwaite y Penman-Monteith (Estrela *et al.*, 1999).

En el caso de la P , y debido a la intermitencia y variabilidad de los eventos de precipitación, el uso de interpolaciones lineales queda completamente desaconsejado (Carrera-Hernández & Gaskin, 2007). Es por ello que la aplicación de modelos estocásticos de generación de datos climáticos se presenta como la herramienta más útil para la generación de series diarias, obviando el problema de la falta de datos (Wilks & Wilby, 1999). Estos modelos estadísticos, basados en la generación de números aleatorios, pretenden reproducir los datos observados sobre los que han sido calibrados (Wilks, 1999). A pesar de que existen diversas bases de datos a escala global con la información necesaria para la generación de datos climáticos diarios, la resolución espacial es por lo general demasiado extensa como para ser usada en aplicaciones a nivel regional. Por ejemplo, en el caso de la base de datos desarrollada por New *et al.* (2002), existe un único punto de información en toda la cuenca del Duero. Es por ello que se ha desarrollado un generador estocástico de precipitación diaria, basado en los estudios de Castellvi *et*

al. (2004) y Schould & Abbaspour (2007), que permite la construcción de una serie completa de precipitación diaria a partir de la información mensual obtenidas en la cobertura SIMPA. Los cálculos han sido implementados con el software R y posteriormente exportados a cobertura espacial mediante la herramienta Kriging del software ArcGis 9.3.

El proceso de generación de datos diarios mediante modelización estocástica se realiza en dos pasos. Primero mediante la generación de días con precipitación y posteriormente mediante la asignación de un volumen de precipitación a los días de lluvia anteriormente generados.

Generación de días de precipitación

Se ha utilizado una cadena de Markov de primer orden para la generación estocástica de días secos y húmedos. Este tipo de modelos de primer orden representa de forma correcta la ocurrencia de periodos húmedos en una gran variedad de climas, con la excepción de los climas tropicales (Wilks, 1999). Para implementar un modelo de Markov de primer orden es necesario calcular dos probabilidades de transición: la probabilidad de que ocurra un día de lluvia después de un día seco ($P_{0,1}$) y la probabilidad de que después de un día de lluvia ocurra otro día de lluvia ($P_{1,1}$). En un día concreto sólo existe la posibilidad de que exista o no precipitación, por lo que es posible calcular las dos probabilidades de transición complementarias: después de un día con lluvia ocurra un día seco ($P_{1,0}$) que vendría expresado como $P_{1,0} = 1 - P_{1,1}$; después de un día seco le suceda otro día seco ($P_{0,0}$) expresada como $P_{0,0} = 1 - P_{0,1}$. Puesto que las probabilidades de transición son condicionales, se podría obtener la siguiente expresión (Castellvi *et al.*, 2004):

$$f_w = P_{0,1} \cdot (1 - f_w) + P_{1,1} \cdot f_w \quad (15)$$

Donde f_w es la frecuencia de los días de precipitación en un mes. De esta forma, las probabilidades de transición pueden ser estimadas a partir de f_w , que a su vez se puede relacionar con la precipitación mensual (P) aportada por el modelo SIMPA. Para establecer las relaciones entre P y f_w , así como con las probabilidades de transición $P_{0,1}$ y $P_{1,1}$ se han testado diversos modelos matemáticos en función de los modelos propuestos por Castellvi *et al.* (2004) y Schuol & Abbaspour (2007). El mejor modelo para cada una de las relaciones establecidas ha sido identificado utilizando el Criterio de Información de Akaike y el Criterio de Información Bayesiana para modelos con diferentes grados de libertad y

el mismo predictando y mediante la comparación con la cantidad de varianza explicada. Los modelos han sido testados y posteriormente calibrados en función de los datos de precipitación diaria aportados por 38 estaciones agroclimáticas distribuidas por toda la cuenca, durante el periodo 2000-2011 (ITACyL, 2012). Aunque el comportamiento de la precipitación puede variar de un lugar a otro, se ha asumido la validez de un mismo modelo para toda la cuenca. En este documento sólo aparecen los modelos finalmente elegidos, pudiéndose encontrar una relación con todos los modelos testados en De Miguel *et al.* (2012). De esta forma, y de acuerdo con otros autores como Geng *et al.* (1986) la relación entre f_w y la precipitación mensual (P) queda expresada por:

$$f_w = a_1(\ln(P))^{a_2} \tag{16}$$

Siendo a_1 y a_2 coeficientes específicos de la cuenca. Estos coeficientes quedan definidos en la cuenca por $a_1 = 0,01$ (0,000001) y $a_2 = 2,73$ (0,079), siendo la desviación estándar el valor entre paréntesis. Se ha asumido que la relación entre f_w y P es la misma para todo el año. Una vez definido f_w ya es posible la aplicación de la cadena de Markov de primer orden estableciendo las relaciones con las transiciones de probabilidad $P_{0,1}$ y $P_{1,1}$:

$$P_{0,1} = b_1 + b_2 f_w \tag{17}$$

$$P_{1,1} = \begin{cases} 0,05 & \text{si } P_{0,1} > \frac{f_w}{1-f_w} \\ 1 - b_2 \cdot (1 - f_w) - b_1 \cdot \frac{(1 - f_w)}{f_w} & \text{si } P_{0,1} \leq \frac{f_w}{1-f_w} \end{cases} \tag{18}$$

Siendo b_1 y b_2 coeficientes específicos de la cuenca. Puesto que la precipitación tiene una fuerte componente estacional, se ha asumido que la relación entre f_w y las probabilidades de transición varía a lo largo del año, definiendo los coeficientes b_1 y b_2 de forma mensual (Tabla 3.2):

Tabla 3.2. Estimación de los parámetros b_1 y b_2 a nivel mensual para toda la cuenca del Duero (Eq.17 y Eq.18). Los valores entre paréntesis representan la desviación estándar.

Mes	b_1	b_2	Mes	b_1	b_2
Enero	-0,122 (0,029)	1,035 (0,056)	Julio	0,009 (0,004)	0,764 (0,040)
Febrero	-0,137 (0,034)	1,119 (0,080)	Agosto	-0,011 (0,008)	0,843 (0,046)
Marzo	-0,084 (0,033)	0,948 (0,086)	Septiembre	-0,036 (0,012)	0,910 (0,058)
Abril	-0,029 (0,028)	0,759 (0,077)	Octubre	-0,197 (0,039)	1,217 (0,081)
Mayo	-0,030 (0,026)	0,773 (0,073)	Noviembre	-0,102 (0,037)	1,092 (0,073)
Junio	0,003 (0,014)	0,697 (0,057)	Diciembre	-0,183 (0,027)	1,250 (0,053)

Asignación del volumen de precipitación a los días de lluvia

Una vez generada una serie de días con o sin precipitación, es necesario otorgar el volumen de agua a cada uno de los eventos de precipitación generados. Se ha utilizado una distribución Gamma de precipitación para simular el volumen de precipitación en los días de lluvia. Esta distribución viene definida por los parámetros α y β a través de la siguiente expresión:

$$g(x, \alpha, \beta) = \frac{x^{\alpha-1} e^{-x/\beta}}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} \tag{19}$$

Donde x es la cantidad de precipitación diaria y Γ es la función Gamma. El parámetro α es adimensional y por lo general menor a 1, considerando los eventos con baja cantidad de precipitación. El parámetro β tiene unidades de precipitación. Es por lo general mayor a 1 y tiene en cuenta los eventos con fuertes precipitaciones. Ambos parámetros se relacionan entre sí a través de la precipitación diaria esperada para cada mes (μ_m), que depende de la distribución de varianza y a su vez se puede calcular en función de P y f_w . según las siguientes expresiones:

$$\mu = \alpha \cdot \beta \tag{20}$$

$$\mu_m = \frac{P}{f_w k} \tag{21}$$

siendo k el número de días en un mes. Para finalizar, β puede ser estimado a nivel mensual en función de la expresión propuesta por Castellvi *et al.*, (2004) para zonas relativamente secas:

$$\beta_m = \mu^{c_1}_m \tag{22}$$

Siendo c_1 un coeficiente específico de la cuenca definido de forma mensual (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Estimación del parámetro c_1 a nivel mensual para toda la cuenca del Duero (Eq.22). Los valores entre paréntesis representan la desviación estándar.

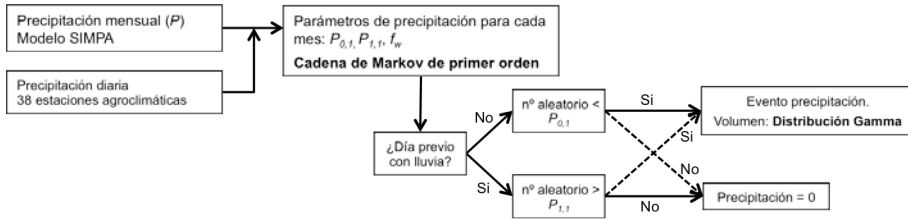
Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio
1,417 (0,033)	1,371 (0,032)	1,263 (0,019)	1,238 (0,017)	1,223 (0,010)	1,259 (0,018)
Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
1,310 (0,016)	1,317 (0,022)	1,310 (0,023)	1,407 (0,035)	1,391 (0,032)	1,310 (0,007)

Generación de la serie diaria de precipitación

Una vez calculadas las probabilidades de transición $P_{0,1}$, $P_{1,1}$, y la f_w y mediante la

aplicación de una cadena de Markov de primer orden, es posible la generación de la serie de eventos diarios de precipitación según se muestra en la Figura 3.5. Posteriormente, y gracias a una distribución Gamma, es posible otorgar a cada evento de precipitación generado un volumen de agua determinado.

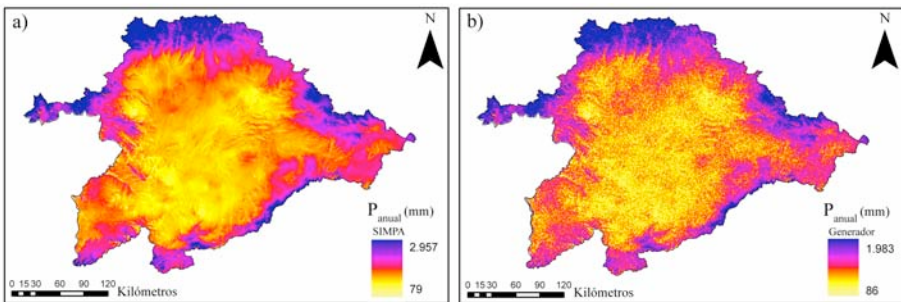
Figura 3.5. Representación esquemática del proceso de generación de series diarias de precipitación. Adaptado de Schoul & Abbaspour (2007).



Verificación de los datos de precipitación diaria generados

Las funciones de relación entre f_w , $P_{0,1}$, $P_{1,1}$, α , β , P y sus correspondientes parámetros a_1 , a_2 , b_1 , b_2 y c_1 se asumen como constantes a lo largo del proceso de calibración y generación de datos diarios. De esta forma, puesto que todos los parámetros dependen de P , la tendencia en los valores de precipitación del modelo SIMPA se transferirá a los datos generados, afectando tanto a la frecuencia como a la cantidad de precipitación diaria. Se han comparado los valores obtenidos con el modelo estocástico de precipitación diaria con los valores mensuales del modelo SIMPA, obteniendo una correlación celda a celda del 92%. En caso que la información comparada se refiera a los valores medios de los 13 SE, esta correlación alcanza el 99,9%. En la Figura 3.6 se puede observar la representación cartográfica de los valores de P aportados por el modelo SIMPA y la suma mensual de los valores diarios generados con el modelo estocástico.

Figura 3.6. Comparación entre a) la precipitación mensual del modelo SIMPA, y b) la suma de los valores diarios generados por el modelo estocástico. Valores para el año 2004.



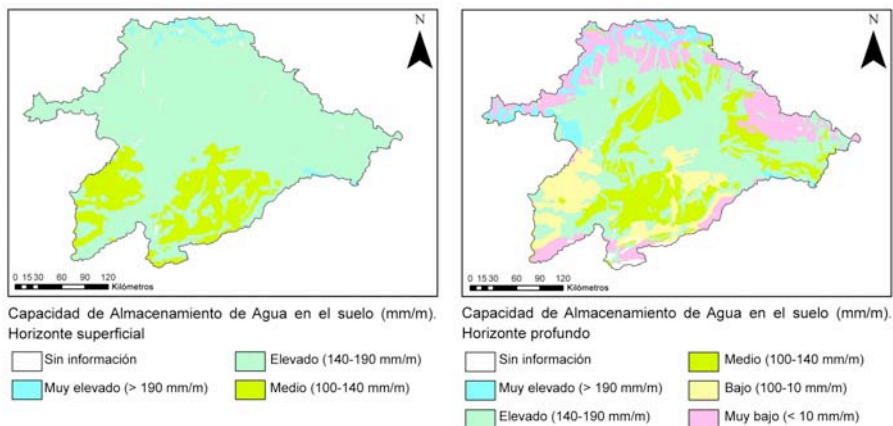
Tratamiento de la cartografía edafológica

Propiedades físicas del suelo

Para la realización del balance hídrico es imprescindible conocer el volumen de agua que un suelo puede almacenar en la zona radicular. Para ello, se ha construido una cobertura espacial con los valores de S_{max} para cada uno de los cultivos evaluados. Esta cobertura ha sido generada a partir de la información procedente de la “European Soil Database” (ESDB) (Panagos *et al.*, 2012). En ella se puede encontrar información en formato raster (1km x 1km de celda) sobre distintas propiedades físico-químicas del suelo. ESDB define una serie de unidades cartográficas del suelo (SMU) en función de la tipología de suelo predominante, de forma que los valores de cada variable son calculados mediante funciones de pedotrasferencia para cada una de las SMU definidas. Estas funciones son relaciones empíricas que permiten predecir las propiedades del suelo (químicas o físicas) a partir de datos relacionados y fácilmente medibles (McBratney *et al.*, 2002).

Para el cálculo de S_{max} se ha utilizado la cobertura “capacidad de almacenamiento de agua en el suelo” así como la cobertura “profundidad máxima del suelo”. La primera se presenta dividida en 2 horizontes edáficos: superficial (hasta 20 cm de profundidad) y profundo (a partir de 20 cm) (Figura 3.7). De esta forma, S_{max} se calcula para cada cultivo multiplicando la “capacidad de almacenamiento de agua en el suelo” por Z_r . En caso que Z_r sea superior a la profundidad máxima del suelo, se utiliza esta última. Se ha diferenciado Z_r para cada cultivo, en función de si es manejado en condiciones de secano o regadío (USDA, 1997).

Figura 3.7. Capacidad de almacenamiento de agua en el suelo en la cuenca del Duero (mm/m) Extraída de la base de datos cartográfica ESDB (Panagos *et al.*, 2012).



La base de datos ESDB ha sido también utilizada en la simulación de HH_{gris} , al usarse la cobertura de textura como cobertura base a partir de la cual poder extraer el contenido de arcillas del suelo (C).

Contenido en nitrógeno de la capa orgánica del suelo

Para la simulación de la lixiviación de nitrógeno procedente de la agricultura es necesario conocer los valores de *NOM*. Estos se han estimado a partir de las coberturas obtenidas en la “Harmonized World Soil Database” (HWSD) (FAO, 2012). Estos mapas a escala global y con una resolución de 1km x 1km ofrecen información sobre el contenido de nitrógeno en el suelo a 5 profundidades (0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm). Puesto que el contenido de nitrógeno viene expresado en unidades volumétricas (mg/kg) ha sido necesario su transformación a unidades de superficie (kg/ha), mediante su combinación con la densidad aparente del suelo en cada uno de los horizontes disponibles, teniendo en cuenta la Z_r de cada cultivo.

Superficie y localización de cultivos

Como se ha visto con anterioridad, el consumo de agua por parte de los cultivos depende en gran parte de las características climáticas y edafológicas donde se cultiven. Es por ello que conocer con la mayor exactitud posible la localización de los cultivos, así como el sistema de manejo, será esencial a la hora de obtener unos resultados adecuados. Para ello, se ha construido un mapa de distribución para cada cultivo y año estudiado. Esta cartografía ha sido implementada a partir del Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE) desarrollado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2011). Dicha cobertura, desarrollada para el año 2005, se encuentra en formato vectorial y ofrece información a escala 1:25.000 sobre la superficie ocupada por más de 90 usos, 12 de los cuáles se corresponden con grandes grupos de cultivos. Estas últimas coberturas han sido extraídas y transformadas en coberturas tipo raster de 1 km x 1 km de resolución. Puesto que la información provista por SIOSE hace referencia a grandes grupos de cultivos, cada cobertura ha sido posteriormente dividida en cultivos específicos mediante la combinación con 2 fuentes de datos estadísticos. Primero, se ha utilizado el Anuario de Estadística Agrícola (MAGRAMA, 2012a), que recoge información anual de las superficies cultivadas a nivel provincial, para más de 80 cultivos. Segundo, y para mejorar la resolución espacial de la anterior fuente estadística, se ha utilizado el Censo Agrario (INE, 2012), que recoge información cada 10 años sobre 12 grupos de cultivos para cada una de las

comarcas agrarias. De esta forma, se ha considerado que cada píxel perteneciente a una de las coberturas de los grandes grupos de cultivo y localizado en un determinado lugar, estará compuesto de forma proporcional por todos aquellos cultivos concretos listados en el citado grupo y localizados en dicho lugar, según la información recogida en las fuentes estadísticas. Gracias a la información anual proporcionada por MAGRAMA (2012a), es posible la generación de mapas anuales, mediante la variación de las proporciones de los cultivos en cada uno de los píxeles generados. En todos los casos, y gracias a que tanto la cobertura SIOSE, como la información estadística utilizada permite identificar aquellos cultivos asociados a infraestructuras de riego, ha sido posible la diferenciación entre cultivos de secano y cultivos de regadío.

3.5 Resultados y discusión

3.5.1 La huella hídrica de la agricultura en la cuenca del Duero: grandes valores

Con una superficie media de 2,6 millones de ha cultivadas anualmente durante el periodo 2003-2007 (75% de la superficie agraria), la *HH* de la agricultura en la cuenca del Duero ha sido simulada en 9.405 hm³/año (60% verde, 20% azul, 20% gris). La agricultura en secano, con un total de 2,2 millones de ha al año, ocupa la mayor parte de las tierras cultivadas, estableciéndose su *HH* en 5.517 hm³/año (87% verde, 13% gris). En cambio, la agricultura de regadío, con una superficie cultivada de 432.000 ha anuales, tiene una *HH* de 3.888 hm³/año (20% verde, 48% azul, 32% gris). La Tabla 3.4 muestra un resumen de los principales valores de la *HH* de la agricultura en la cuenca del Duero, en función de los grandes grupos de cultivo existentes.

Como se puede observar en la Tabla 3.4, los cereales, con una superficie anual cultivada de unos 2 millones de ha, son el grupo de cultivos con un mayor grado de apropiación de los recursos hídrico en la cuenca, estableciéndose su *HH* en 7.204 hm³/año (64% verde, 16% azul, 20% gris). El agua verde es la principal componente de la *HH*, puesto que la mayor parte de su producción se realiza en sistemas de secano (85% de la superficie de cereales). De esta forma, la *HH* de los cereales de secano se establece en 4.771 hm³/año (86% verde, 14% gris) mientras que la de regadío, a pesar de su baja superficie cultivada (15% de la superficie de cereales) alcanza los 2.433 hm³/año (22% verde, 46% azul, 32% gris). La cebada, es el cereal con una mayor demanda de recursos hídricos en la cuenca, con una *HH* simulada en 3.506 hm³/año (76% verde, 8% azul, 16% gris), seguida del trigo, con una *HH* de 1.635 hm³/año (83% verde, 8% azul, 9% gris), y el maíz con 1.574 hm³/año (14% verde, 43% azul, 43% gris) (Tabla 3.5). Este último adquiere gran relevancia, pues la gran mayoría de su superficie se encuentra asociada a sistemas intensivos de regadío, con un gran consumo de agua azul y una componente gris elevada. De esta forma, con casi el 30% de la superficie total de regadío ocupada por maíz, este cultivo supone el 36% del total de consumo de agua azul en la cuenca y casi el 39% del total de *HH*_{gris}. Si lo comparamos con otros cereales como el trigo o la cebada, cuya superficie conjunta en regadío excede en casi 25 mil ha a la superficie cultivada de maíz, su consumo de agua azul no llega al 24% del total de la cuenca, agudizándose la diferencia en el caso de la *HH*_{gris}, que no representa más del 7% del total de la cuenca.

Tabla 3.4. Resumen de la superficie total cultivada, producción y HH_{Verde} , HH_{Azul} y HH_{Gris} de los grandes grupos de cultivo en la cuenca del Duero. Valores medios anuales para el periodo 2003-2007.

Grupo de cultivos	Sistema manejo	Superficie (ha)	Producción (1.000 t)	HH_{Verde} (1.000 m ³)	HH_{Azul} (1.000 m ³)	HH_{Gris} (1.000 m ³)	HH_{Total} (1.000 m ³)
Cereales	Sec.	1.743.425	4.720	4.095.732	0	675.563	4.771.296
	Reg.	290.105	2.024	538.545	1.129.254	765.552	2.433.351
Leguminosas	Sec.	174.728	158	280.633	0	5.936	286.569
	Reg.	15.963	29	19.278	11.458	916	31.652
Patatas	Sec.	1.295	26	2.236	0	4.257	6.493
	Reg.	19.753	779	26.850	94.557	205.184	326.592
Cultivos industriales	Sec.	143.233	158	255.214	0	635	255.849
	Reg.	63.425	3.714	112.614	356.327	210.689	679.630
Cultivos forrajeros	Sec.	57.618	1.045	130.462	0	1.861	132.323
	Reg.	32.125	1.730	82.754	222.636	897	306.288
Cultivos hortícolas	Sec.	0	0	0	0	0	0
	Reg.	8.832	302	11.288	36.819	59.206	107.313
Viñedo	Sec.	58.558	236	61.007	0	3.512	64.519
	Reg.	2.299	15	1.145	1.315	709	3.169
Total cultivos*	Sec.	2.178.857	6.342	4.825.285	0	691.764	5.517.049
	Reg.	432.502	8.593	792.474	1.852.365	1.243.154	3.887.994
	Total	2.611.359	14.935	5.617.760	1.852.365	1.934.918	9.405.043

* Hace referencia al total de cultivos simulados en el presenta trabajo

Los cultivos industriales, con algo más de 200.000 ha, son también un grupo con gran impacto sobre los recursos hídricos de la cuenca con una HH de 935 hm³/año (39% verde, 38% azul, 23% gris) (Tabla 3.4), donde la superficie en regadío alcanza una gran importancia con casi 63.000 ha. El girasol es el cultivo predominante, pero puesto que la mayor parte de su superficie se cultiva en condiciones de secano, sólo supone el 37% del total de la HH del grupo (Tabla 3.5). La remolacha azucarera, con una superficie total cultivada de 90.000 ha, la mayor parte de ellas en regadío, supone el 63% restante de la HH del grupo, con casi 588 hm³/año (15% verde, 49% azul, 36% gris), convirtiéndose así en uno de los cultivos con mayor HH_{azul} y HH_{gris} , sólo por detrás del maíz y la cebada en el caso de la componente azul, y del maíz y la patata en el caso de la componente gris (Tabla 3.5).

Los cultivos forrajeros y las patatas con 439 hm³/año (48% verde, 51% azul, 1% gris), y 333 hm³/año (9% verde, 28% azul, 63% gris) respectivamente tiene también un valor de HH importante. Cabe destacar la componente gris de la patata, que a pesar de no llegar a las 20.000 ha cultivadas, supone el 17% del total de la HH_{gris} de la cuenca.

Tabla 3.5. Resumen de la superficie total cultivada, producción y HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de los principales cultivos en la cuenca del Duero. Valores medios anuales para el periodo 2003-2007.

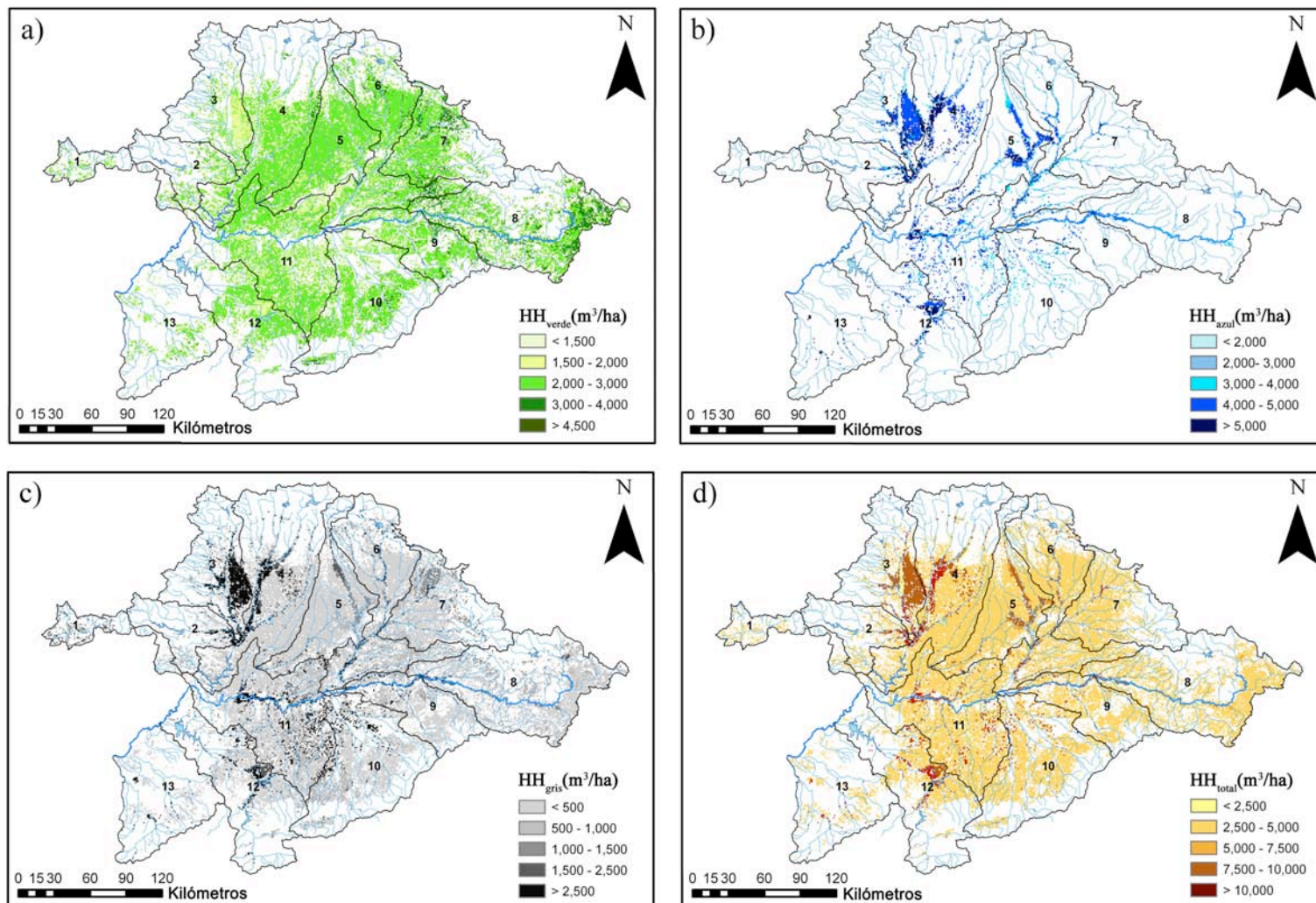
Cultivo	Sistema manejo	Superficie (ha)	Producción (1.000 t)	HH_{verde} (1.000 m ³)	HH_{azul} (1.000 m ³)	HH_{gris} (1.000 m ³)	HH_{total} (1.000 m ³)		
Cereales	Trigo	Sec.	497.483	1.468	1.253.346	-	141.567	1.394.914	
		Reg.	46.457	222	92.788	138.284	9.531	240.604	
	Cebada	Sec.	1.064.767	2.889	2.455.155	-	485.823	2.940.978	
		Reg.	104.804	471	199.357	290.800	75.234	565.390	
	Avena	Sec.	111.207	227	241.307	-	27.931	269.238	
		Reg.	10.751	36	20.630	26.153	7.160	53.942	
	Centeno	Sec.	67.688	113	141.482	-	16.849	158.332	
		Reg.	1.898	6	3.198	1.964	1.213	6.376	
	Maiz	Sec.	2.280	23	4.442	-	3.392	7.834	
		Reg.	126.195	1.289	221.465	672.054	672.414	1.567.040	
Leguminosas	Veza	Sec.	101.244	73	122.197	-	5.490	127.688	
		Reg.	2.240	4	4.803	5.957	92	10.852	
	Lentejas	Sec.	16.597	12	15.881	-	192	16.073	
		Reg.	-	-	-	-	-	-	
	Otras leguminosas	Sec.	56.887	72	142.555	-	254	142.808	
		Reg.	13.722	26	14.475	5.500	824	20.799	
	Patatas	Sec.	1.295	26	2.236	-	4.257	6.493	
		Reg.	19.753	779	26.850	94.557	205.184	326.592	
	Industriales	Remolacha azucarera	Sec.	593	30	1.268	-	136	1.405
			Reg.	45.850	3.681	89.340	286.906	210.532	586.778
Girasol		Sec.	142.641	128	253.946	-	498	254.445	
		Reg.	17.575	33	23.274	69.420	158	92.852	
Cultivos forrajeros	Alfalfa	Sec.	27.639	706	83.414	-	284	83.698	
		Reg.	32.125	1.730	82.754	222.636	897	306.288	
	Pradera polífta	Sec.	1.419	24	2.916	-	39	2.955	
		Reg.	-	-	-	-	-	-	
	Otros forrajes	Sec.	28.560	315	44.133	-	1.538	45.670	
Reg.		-	-	-	-	-	-		
Cultivos hortícolas	Ajo	Sec.	-	-	-	-	-	-	
		Reg.	852	11	1.476	1.184	8.742	11.402	
	Cebolla	Sec.	-	-	-	-	-	-	
		Reg.	768	31	1.093	2.337	9.745	13.175	
	Zanahoria	Sec.	-	-	-	-	-	-	
		Reg.	2.387	128	2.745	9.772	1.987	14.505	
Otros cultivos hortícolas	Sec.	-	-	-	-	-	-		
	Reg.	4.825	132	5.973	23.525	38.733	68.231		
Uva de vino	Sec.	58.558	236	61.007	0	3.512	64.519		
	Reg.	2.299	15	1.145	1.315	709	3.169		
Total cultivos	Sec.	2.178.857	6.342	4.825.285	0	691.764	5.517.049		
	Reg.	432.502	8.593	792.474	1.852.365	1.243.154	3.887.994		
Total	Total	2.611.359	14.935	5.617.760	1.852.365	1.934.918	9.405.043		

Otros grupos como los cultivos hortícolas o el viñedo, ya sea por su baja superficie cultivada el primero, o por sus bajos requerimientos hídricos en el segundo caso, no alcanzan los 108 hm³/año (11% verde, 34% azul, 55% gris) y 68 hm³/año (92% verde, 2% azul, 6% gris) respectivamente.

La *HH* media por ha para los cultivos de la cuenca se establece en 3.605 m³/ha, aunque existen grandes diferencias en función del tipo de manejo realizado. De esta forma, los cultivos en secano tienen una *HH* media de 2.539 m³/ha, mientras que en los cultivos en regadío su *HH* se eleva hasta 9.008 m³/ha. La razón es clara, mientras que en un cultivo en secano la evapotranspiración suele ser menor a la evapotranspiración potencial, pues la precipitación no es capaz de proporcionar todo el agua que el cultivo necesita, un cultivo en regadío suele tener disponible todo el agua necesaria para alcanzar su potencial evaporativo. En el caso de la lixiviación de nutrientes derivada de la fertilización, y debido a la mayor intensificación de los cultivos en regadío, ocurre algo similar, siendo este valor mucho más elevado en el caso de cultivos en regadío. De esta forma, mientras que el trigo en secano presenta una *HH* de 2.804 m³/ha, este valor alcanza los 5.179 m³/ha en caso de ser cultivado en regadío. Un caso extremo es el de la patata, con una *HH* de 5.015 m³/ha cuando es cultivada en secano, frente a los 16.534 m³/ha en regadío. Este efecto se puede ver claramente en la Figura 3.8d, donde los valores oscuros se corresponden por norma general con cultivos de regadío. Se puede observar una clara relación entre un elevado consumo de agua azul (Figura 3.8b) y un elevado impacto como consecuencia de la lixiviación de nitrógeno (Figura 3.8c). En el caso del consumo de agua verde, ocurre justo lo contrario, siendo los cultivos en regadío aquellos con un menor consumo de agua (Figura 3.8a). Esto se debe a que este tipo de cultivos presentan un menor desarrollo radicular en profundidad, lo que reduce la capacidad de extracción de agua en horizontes más profundos. Por ejemplo, el trigo cultivado en secano, con una profundidad de raíz media de 1,6 m, es capaz de evaporar unos 2.500 m³/ha de agua verde, mientras que en regadío, con una profundidad media de 1 m, este valor se reduce a unos 2.000 m³/ha.

En cuanto a la distribución espacial de la *HH*, el consumo de agua verde se encuentra muy repartido por toda la cuenca, mientras que las componentes azul y gris se encuentran mucho más localizadas. La unidad de explotación con una mayor *HH* es Bajo Duero (SE 11) con 1.776 hm³/año (51% verde, 24% azul, 25% gris), seguida de Pisuerga (SE 6) con 1.092 hm³/año (70% verde, 13% azul, 17% y

Figura 3.8. Distribución espacial de la HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de la agricultura en la cuenca del Duero. Valor medio para el periodo 2003-2007, expresado en m^3/ha .



Esla-Valderaduey (SE 4) con 1.054 hm³/año (54% verde, 27% azul, 19% gris) (Tabla 3.6). La precipitación es la principal componente de la *HH* en casi todas las unidades, suponiendo en algunos casos más del 75% del total, como en el caso de los sistemas de Arlanza (SE 7) o Alto Duero (SE 8), debido a la predominancia de cultivos en secano. Otros sistemas, donde la superficie en regadío es mucho más elevada, las componente azul adquiere gran relevancia. Es el caso del Órbigo (SE 3), con un consumo de agua azul de 325 hm³/año, lo que supone el 45% de la *HH* total de la unidad. Otros SE con un gran consumo de agua azul son Bajo Duero (SE 11) con 417 hm³/año y Esla-Valderaduey (SE 4) con 279 hm³/año, donde el agua azul supone el 24% y 27% de la *HH* total de la unidad respectivamente. El cultivo de maíz y remolacha azucarera son los principales responsable del elevado consumo de agua azul en estos SE, suponiendo el 76%, 49% y 66% respectivamente del total de agua azul consumida en las citadas unidades. Como se ha comentado anteriormente existe una clara relación entre las componentes gris y azul de la *HH*, siendo en estos SE donde la *HH_{gris}* alcanza una mayor importancia (ver Capítulo 3.5.9).

Tabla 3.6. Superficie total cultivada, producción y *HH_{verde}*, *HH_{azul}* y *HH_{gris}* de la agricultura en los SE de la cuenca del Duero. Valores medios anuales para el periodo 2003-2007.

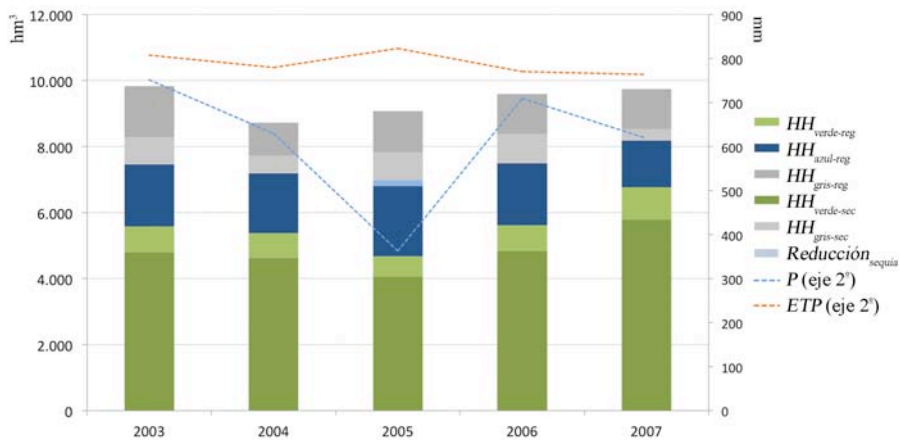
	Superficie (ha)	Producción (1.000 t)	<i>HH_{Verde}</i> (1.000 m ³)	<i>HH_{Azul}</i> (1.000 m ³)	<i>HH_{Gris}</i> (1.000 m ³)	<i>HH_{Total}</i> (1.000 m ³)
1.- Támgea-Manzanas	7.193	51	12.020	0	5.124	17.144
2.- Tera	27.839	245	56.243	47.286	32.194	135.722
3.- Órbigo	92.476	1.208	168.962	325.377	217.143	711.481
4.- Esla-Valderaduey	266.929	1.598	574.805	279.110	200.452	1.054.366
5.- Carrión	303.998	1.770	648.967	186.411	125.688	961.066
6.- Pisuerga	346.125	1.703	766.960	138.029	187.528	1.092.518
7.- Arlanza	217.361	863	509.320	34.587	111.267	655.174
8.- Alto Duero	277.723	969	654.581	77.086	129.913	861.580
9.- Riaza- Duratón	151.738	751	330.286	65.431	83.191	478.908
10.- Cega-Eresma-Adaja	259.402	1.392	591.243	137.355	194.034	922.632
11.- Bajo Duero	454.296	2.984	905.028	417.456	453.707	1.776.191
12.- Tormes	150.805	1.027	301.363	130.814	160.833	593.010
13.- Águeda	55.473	375	96.286	12.703	33.526	142.514

3.5.2 Variación interanual de la huella hídrica

A pesar de que la superficie cultivada ha variado muy poco durante el periodo estudiado, existen importantes diferencias en cuanto a los valores de *HH* evaluados para cada año (Figura 3.9). Esto se debe a que el consumo de agua por parte de los cultivos se encuentre estrechamente relacionado con las características climatológicas del año. Así, el año con una mayor *HH* ha sido el 2003, con 9.838 hm³, seguido de 2007 con 9.740 hm³. Por el contrario, el año con una *HH* más

pequeña ha sido 2004 con 8.725 hm^3 . Si se analizan los distintos componentes de la HH las diferencias se hacen más acusadas. El año con un mayor consumo de agua verde es el 2007, con 6.776 hm^3 frente al valor medio establecido en 5.611 hm^3 . A pesar de que el 2007 no ha sido el año más lluvioso del periodo estudiado, las precipitaciones se centraron en los meses de primavera, lo que permitió satisfacer gran parte de las necesidades de los cultivos de ciclo largo, como el trigo o la cebada. Por el contrario, el año 2005 con una precipitación media inferior a 360 mm, fue el año con menor consumo de agua verde, con un valor calculado de 4.685 hm^3 , a pesar que la superficie total cultivada alcanzó su máximo nivel, con 2,7 millones de ha.

Figura 3.9. Evolución interanual de la huella hídrica de la agricultura en la cuenca del Duero en el periodo 2003-2007



En el caso del consumo de agua azul ocurre justo lo contrario. El año 2005 es que presenta una mayor demanda de agua azul, con 2.116 hm^3 frente a los 1.409 hm^3 computados para el año 2007. Existe por tanto una estrecha relación entre el volumen total de precipitaciones acaecidas en un año y el volumen final de las componentes verde y azul de la HH . Puesto que el año 2005 fue un año con escasa precipitaciones, y para evitar sobreestimaciones, ha sido necesario ajustar el volumen teórico de agua azul, simulado por CWUModel en 2.296 hm^3 . Esto se debe a que el año 2005 fue catalogado como un año seco, activándose en la cuenca el “Plan de Sequías” (CHD, 2007). Dicho Plan implantó una serie de medidas encaminadas al ahorro de agua como el establecimiento de turnos de riego o la finalización de la campaña de riego a principios del mes de septiembre ($Reducción_{sequia}$). Este último factor ha sido introducido en evaluación de la HH_{Total} del año 2005, detrayendo los valores teóricos correspondientes al mes de septiembre, unos 180 hm^3 , estableciendo finalmente el volumen de HH_{azul} del año

2005 en 2.116 hm^3 . Aún así, es difícil cuantificar el volumen de agua azul realmente consumido sin conocer exactamente la magnitud de las restricciones realizadas.

La componente gris presenta fuertes variaciones durante el periodo estudiado, con desviaciones interanuales superiores al 20% con respecto al valor medio calculado. Esto se debe a dos razones principales: i) las variaciones en el rendimiento de los cultivos condicionan la tasa de extracción de nitrógeno simulado, afectando a la fracción de nitrógeno móvil que puede ser lixiviado; ii) las precipitaciones afectan a la lixiviación del nitrógeno, siendo mayor en años húmedos que en años secos. De esta forma, el año 2003 es el que presenta una mayor HH_{gris} con un valor de 2.379 hm^3 frente a los 1.934 hm^3 de media calculados para el periodo estudiado. Esto se debe por un lado a que 2003 es el año con mayor precipitación, 752 mm frente a los 614 mm de media durante el periodo estudiado, presentando además esta campaña de recolección unos rendimientos muy bajos, principalmente en el caso de cultivos en regadío como el maíz, la patata o la remolacha azucarera.

Las variaciones de la HH de una cuenca en función de las características climáticas ya han sido documentadas por diversos autores, principalmente en el caso de la Península Ibérica. Así, Garrido *et al.* (2010) encontró una HH para la agricultura española de 27.620 hm^3 para un año considerado como húmedo, mientras que la HH se redujo a 23.590 hm^3 para un año seco, produciéndose una reducción importante tanto en el consumo de agua verde, como en el de agua azul. En cambio Aldaya *et al.* (2010b) estimaron que la HH total de la región de La Mancha Occidental (parte alta de la Cuenca del Guadiana) varía muy poco en relación con la climatología gracias a la disponibilidad de agua subterránea, lo que se traduce en un cambio radical en la distribución de las componentes de la HH , duplicándose el consumo de la componente azul en años secos. Estos resultados ponen de manifiesto que la HH debe ser evaluada para varios años, y expresada siempre en función del periodo de tiempo utilizado.

3.5.3 El consumo de agua a lo largo del año

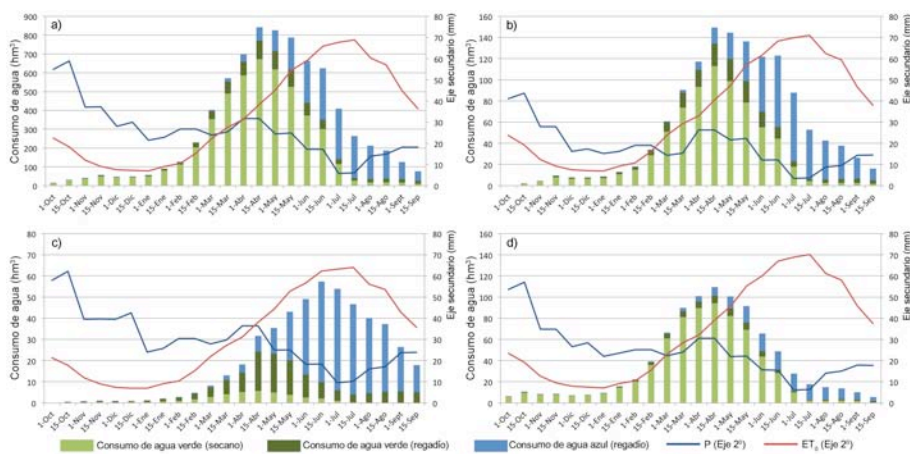
Las cuencas mediterráneas se caracterizan por una fuerte estacionalidad en la disponibilidad natural de los recursos hídricos. La construcción de infraestructuras hídricas ha producido un efecto amortiguador, creando una cierta desconexión temporal entre el régimen de precipitaciones y la disponibilidad de agua en la cuenca. En la Figura 3.10a se puede observar la distribución temporal del consumo de agua a lo largo del año en la cuenca del Duero. El consumo de agua más elevado se alcanza en los meses de Abril y Mayo, correspondiéndose en su gran mayoría con agua verde. Durante estos meses la ET_0 no ha alcanzado su máximo

valor, y el volumen de precipitaciones es relativamente abundante. Además, la reserva de agua almacenada en el suelo durante el periodo invernal es capaz de proporcionar a los cultivos la mayor parte de sus demandas hídricas. A partir de mediados de abril el consumo de agua en la cuenca se reduce. Esto es consecuencia del agotamiento parcial de la reserva de agua en el suelo, lo que unido al incremento en la ET_0 , provoca que los cultivos comiencen a sufrir cierto estrés hídrico. Es en este periodo cuando las áreas en regadío deben suministrar un volumen adicional de agua en forma de riego. La mayor parte de la demanda de agua en este periodo se debe a los cultivos de ciclo largo en secano como el trigo o la cebada. A partir del mes de junio, los cultivos en secano reducen su consumo notablemente, siendo los cultivos en regadío los responsables de la mayor parte de la HH en la cuenca. El elevado potencial evaporativo, unido a la escasez de precipitaciones y el agotamiento de la reserva acumulada en el suelo provocan que a partir de mediados de junio el consumo de agua azul sea la principal componente de la HH en la cuenca. La demanda de agua durante el periodo estival se encuentra dominada por los cultivos estivales, caracterizados por un elevado requerimiento hídrico. Como ya se ha visto en apartados anteriores, el maíz, la remolacha azucarera, la patata y la alfalfa son los cultivos predominantes en este periodo.

Puesto que las zonas regables no se distribuyen de forma homogénea por toda la cuenca, se pueden observar diferencias claras en cuanto al patrón temporal de consumo entre los distintos sistemas de explotación. La Figura 3.10b muestra la distribución temporal en la unidad Bajo Duero (SE 11). Esta unidad se caracteriza por presentar las menores precipitaciones de la cuenca (450 mm) y una ET_0 superior a la media (830 mm), además de tener casi el 25% de la superficie regable de la cuenca. Los máximos consumos se producen durante la primavera, debido a la dominancia de cereales de invierno (trigo y cebada). Durante el mes de junio se puede observar un segundo repunte en el consumo, debido al aumento en la demanda de agua de riego. Este periodo se caracteriza por una elevada demanda de agua por parte del trigo y la cebada, junto a un fuerte incremento en el consumo producido por el desarrollo de los cultivos de maíz, remolacha azucarera, patata, girasol y alfalfa. A partir del mes de junio, el consumo en la unidad disminuye, debido a la finalización de la campaña de los cereales de invierno. Por el contrario, la mayor parte del agua consumida se corresponderá ahora con agua azul, necesaria para el mantenimiento de los requerimientos del maíz. Este patrón es prácticamente replicado en la unidad de Esla-Valderaduey (SE 4). En la Figura 3.10d se puede observar el consumo en la unidad de Órbigo (SE 3). En esta

unidad, la superficie regable es tres veces superior a la superficie en secano, siendo el agua azul la principal componente. El cultivo de maíz es mayoritario, retrasándose el pico de consumo a la segunda quincena de junio. Por el contrario, aquellas unidades donde los cultivos en secano son predominantes, como es el caso de la unidad de Pisuerga (SE 6) (Figura 3.10c), los máximos consumos son alcanzados durante los meses de primavera, siendo el agua verde la principal componente de la *HH*.

Figura 3.10. Evolución del consumo de agua por parte de la agricultura a lo largo del año hidrológico en a) Cuenca del Duero, b) Bajo Duero, c) Pisuerga, d) Órbigo. Valor medio para el periodo 2003-2007.



3.5.4 Huella hídrica por unidad de producto

La *HH* por unidad de producto difiere significativamente entre los distintos cultivos de la cuenca del Duero e incluso en función del sistema de manejo realizado. De esta forma, con un rendimiento medio en la cuenca de 5.613 kg/ha, la *HH* media se establece en 644 m³/t, aunque con grandes diferencias entre los cultivos en secano, con un valor medio de 919 m³/t y los de regadío con 468 m³/t (Tabla 3.7). Esto se debe a que la tipología de cultivos utilizados preferentemente en regadío tienen unos rendimientos muchos más elevados (maíz, remolacha azucarera, patatas, cultivos forrajeros u hortalizas) que los cultivos utilizados en secano (cereales, leguminosas o girasol). Así, mientras que el girasol o la veza tienen unos rendimientos inferiores a 1.250 kg/ha, la zanahoria o la pradera polifita superan los 15.000 kg/ha. De esta forma, el cultivo con una mayor *HH* es el girasol, con un valor medio de 2.203 m³/t, seguido de la veza con 2.137 m³/t y el centeno con 1.381 m³/t. Por el contrario, el cultivo con una menor *HH* son la zanahoria con 101 m³/t o la pradera polifita con 119 m³/t. En cuanto a los cultivos más abundantes en la

cuenca, los cereales presentan unos valores relativamente homogéneos, que van desde los 981 m³/t para el caso del trigo hasta los 1.381 m³/t en el caso del centeno. La remolacha azucarera o la patata, con gran importancia en la cuenca presenta un valor de 159 m³/t y 420 m³/t respectivamente, adquiriendo gran relevancia la componente gris de la *HH*.

Se han encontrado ciertas diferencias en cuanto a la *HH* de un cultivo en función de su sistema de manejo (componentes verde, azul y gris). Para casi todos los cultivos evaluados, el manejo en secano presenta una *HH* menor que los cultivos en regadío. Así, mientras que el trigo cultivado en secano tiene una *HH* de 963 m³/t, en regadío presenta una *HH* de 1.098 m³/t. En el caso del girasol ocurre algo semejante, con una *HH* de 1.997 m³/ton cuando es manejado en secano frente a los 3.022 m³/ton en regadío.

Se ha evaluado también la productividad del agua en los cultivos (*crop water productivity –CWP-*), que sólo tiene en cuenta el consumo de agua por parte del cultivo (agua verde y azul), independientemente de la componente gris generada. Según Hoff *et al.* (2010), *CWP* se encuentra débilmente influenciada por el sistema de manejo realizado, pues aunque el uso del agua de riego implica un mayor consumo de agua por parte de los cultivos, este se compensa con un aumento en el rendimiento. Pero según las simulaciones realizadas con CWUModel se puede observar que sí existen ciertas diferencias entre el tipo de manejo realizado. De esta forma, para casi todos los casos evaluados, los cultivos manejados en secano presentan un *CWP* mayor que aquellos en sistemas de regadío. Este hecho ha sido documentado por otros autores con distintos resultados. Por ejemplo, Siebert & Döll, (2010) simularon que los cereales cultivados en regadío presentan un *CWP* un 15% mayor que los cultivados en secano. Un resultado similar fue propuesto por Liu *et al.* (2007), que mediante el modelo GEPIC evaluaron un contenido menor en agua virtual para el trigo en regadío. Por el contrario, otros modelos como el IMPACT (Rosegrant *et al.*, 2008), estimaron que el *CWP* de los cereales en secano es un 15% mayor a los cultivados en regadío. En el caso de CWUModel, se ha simulado un *CWP* un 16% mayor para los cereales de secano. La razón principal se corresponde con la alta productividad de los cereales de secano en Europa, debido a la alta tecnificación, el alto uso de insumos y el uso de variedades con menores requerimientos hídricos. Por ejemplo, en el caso de la cuenca del Duero, los rendimientos de los cereales en secano se han doblado en los últimos 40 años (MAGRAMA, 2012a). Pero el *CWP* varía de un año a otro debido principalmente al comportamiento errático de las precipitaciones, lo que a su vez provoca grandes variaciones interanuales en el rendimiento de los cultivos de secano. Aunque los cultivos en secano muestran en todo el periodo simulado una mejor eficiencia en el

Tabla 3.7. Rendimiento, HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} por tonelada y productividad del agua de los principales cultivos en la cuenca del Duero.

Cultivo	Sistema manejo	Rendimiento (kg/ha)	HH_{verde} (m ³ /t)	HH_{azul} (m ³ /t)	HH_{gris} (m ³ /t)	HH_{total} (m ³ /t)	Productividad del agua (kg/m ³)
Trigo	Sec.	2.911	866	-	98	963	1,16
	Reg.	4.775	418	637	43	1.098	0,95
	Media*	3.070	806	85	90	981	1,12
Cebada	Sec.	2.708	852	-	169	1.020	1,17
	Reg.	4.487	424	627	160	1.211	0,95
	Media*	2.867	792	88	167	1.047	1,14
Avena	Sec.	2.027	1.070	-	124	1.194	0,93
	Reg.	3.411	563	686	195	1.444	0,80
	Media*	2.149	999	96	134	1.229	0,91
Centeno	Sec.	1.678	1.245	-	148	1.394	0,80
	Reg.	3.008	560	350	213	1.123	1,10
	Media*	1.715	1.213	17	151	1.381	0,81
Maíz	Sec.	9.925	196	-	150	346	5,09
	Reg.	10.280	172	525	518	1.215	1,44
	Media*	10.274	172	516	512	1.200	1,45
Leguminosas	Sec.	704	1.714	-	77	1.791	0,58
	Reg.	1.578	1.358	1.715	26	3.099	0,33
	Media*	1.217	2.048	84	5	2.137	0,47
	Sec.	741	1.291	-	16	1.307	0,77
	Reg.	-	-	-	-	-	-
	Media*	741	1.291	-	16	1.307	0,77
Otras leguminosas	Sec.	1.203	2.084	-	4	2.087	0,48
	Reg.	1.853	569	219	32	820	1,27
	Media	842	1.413	58	65	1.536	0,68
Patatas	Sec.	16.420	105	-	200	305	9,51
	Reg.	39.225	35	123	265	423	6,34
	Media*	37.822	37	120	263	420	6,39
Industriales	Sec.	50.118	43	-	5	47	23,43
	Reg.	80.355	24	79	57	160	9,69
	Media*	79.969	24	78	57	159	9,73
	Sec.	891	1.997	-	4	2.001	0,50
	Reg.	1.768	749	2.273	5	3.027	0,33
Media*	988	1.752	446	4	2.203	0,45	
Cultivos forrajeros	Sec.	18.439	164	-	1	164	6,11
	Reg.	50.168	51	142	1	193	5,18
	Media*	35.494	78	108	1	186	5,38
	Sec.	17.424	118	-	2	119	8,48
	Reg.	-	-	-	-	-	-
	Media*	17.424	118	-	2	119	8,48
Otros forrajes	Sec.	12.328	125	-	4	130	7,98
	Reg.	-	-	-	-	-	-
	Media*	12.328	125	-	4	130	7,98
Cultivos hortícolas	Sec.	-	-	-	-	-	-
	Reg.	10.955	158	129	936	1.224	3,48
	Media*	10.955	158	129	936	1.224	3,48
	Sec.	-	-	-	-	-	-
	Reg.	40.514	35	84	313	433	8,36
	Media*	40.514	35	84	313	433	8,36
	Sec.	-	-	-	-	-	-
	Reg.	62.062	19	69	13	101	11,43
	Media*	62.062	19	69	13	101	11,43
Sec.	-	-	-	-	-	-	
Otros cultivos hortícolas	Reg.	24.666	50	200	325	576	4,00
	Media*	24.666	50	200	325	576	4,00
	Sec.	4.025	259	0	15	274	3,86
Uva de vino	Reg.	6.438	77	44	48	169	8,26
	Media*	2.830	224	1	14	239	4,44
	Sec.	2.820	805	0	114	919	1,24
Valor medio en la Cuenca*	Reg.	19.663	92	223	152	468	3,17
	Total	5.613	384	128	132	644	1,95

* Valor promedio ponderado entre la producción de cada tipo de manejo o cultivo

uso del agua que los cultivos en regadío, esta varía entre el 4% en años con bajos rendimientos (años secos como el periodo 2004-2005) y el 24% en años con rendimientos elevados (años más húmedos como el periodo 2006-2007).

Las diferencias en cuanto al *CWP* han sido encontradas también en otros cultivos con una importante superficie en secano como el girasol, donde el *CWP* para secano es un 30% mayor. Esto se debe a que el girasol a pesar de ser un cultivo con un elevado requerimiento hídrico (5.000 – 6.500 m³/ha), su eficiencia en el uso del agua mejora en condiciones de estrés hídrico, al reducirse su capacidad fotosintética en menor proporción que su capacidad traspiradota (Gómez-Arnau, 1988). En el caso de otros cultivos como el maíz o la remolacha azucarera las comparaciones en cuanto a la *CWP* adquieren poca relevancia, pues debido a sus elevados requerimientos hídricos, su cultivo en secano sólo puede ser realizado en zonas con una elevada precipitación, lo que restringe su área de distribución a localizaciones muy concretas de la Cuenca.

3.5.5 La importancia del agua verde en la producción agraria de la cuenca del Duero

Como se ha comentado con anterioridad, el agua verde es un recurso fundamental para mantener la productividad agraria de la cuenca del Duero. Con más de 5.600 hm³ anuales, el agua verde es la principal componente en casi todas las unidades evaluadas, suponiendo el 75% del uso consuntivo en la cuenca. Pero la importancia del agua verde no sólo radica en la producción de cultivos en secano, sino que para los cultivos en regadío adquiere gran relevancia. Principalmente en el caso de los cereales de invierno donde supone casi el 45% del agua total evaporada. Para cultivos con elevados requerimientos hídricos como el maíz, la remolacha azucarera, la patata, la alfalfa o los productos hortícolas, supone entre el 25-35% del uso consuntivo. Si se considera además que *CWUModel* no tiene en cuenta el agua evapotranspirada fuera del periodo vegetativo, o el consumo de agua producido por los terrenos agrícolas en barbecho, la componente verde adquiriría una mayor importancia.

La relevancia del agua verde en la producción de alimentos ha sido documentado por numerosos autores (Falkenmark & Rockstrom, 2004; Rockström *et al.*, 2009). Según Hoff *et al.* (2010), el volumen de agua verde utilizado en el mundo para producir alimentos es 4-5 veces superior al volumen de agua azul, lo que convierte al agua verde en un recurso estratégico para el intercambio de productos agroalimentarios a nivel internacional. Según Aldaya *et al.* (2010a) el comercio de

trigo, maíz y soja a nivel internacional se encuentra sustentado por el uso de agua verde en aquellos países con unas condiciones más favorables para la producción en secano, como EE.UU., Argentina o Canadá. Esto provoca un importante ahorro de agua a nivel internacional. Por ejemplo, Fader *et al.* (2011) pronostican que el ahorro de agua como consecuencia del comercio de mercancías entre países húmedos y países áridos o semi-áridos se puede establecer en unos 263 km³/año. Al igual que otros autores, Yang *et al.* (2006) encontraron que la agricultura de los principales países exportadores de alimentos se encuentra dominada por el agua verde, mientras que en aquellos países con una elevada tasa de importación de productos agropecuarios, la producción nacional era mucho más dependiente de los recursos hídricos azules.

Este hecho queda constatado en el caso de España. Con un balance positivo de importación de AV de productos agrícolas entorno a los 20.000 hm³ anuales, la componente verde sólo supone el 40% del total del agua consumida por la agricultura en nuestro país (Garrido *et al.*, 2010). Aunque este patrón es muy variable dentro de las distintas cuenca hidrográficas españolas. Así, mientras la componente verde es fundamental en las zonas relativamente húmedas del norte Peninsular, como la cuenca del Duero, es parcialmente reemplazada por la componente azul en aquellas zonas con precipitaciones menos abundantes. Por ejemplo, en la cuenca del Guadalquivir el agua verde supone el 62% del uso consuntivo (Salmoral *et al.*, 2011b). En el caso de la cuenca del Guadiana, Júcar o Segura este valor disminuye por debajo del 35% (Garrido *et al.*, 2010). Esto se debe a diversos factores como las características climatológicas, las prácticas agrícolas utilizadas o las políticas agrarias e hidrológicas, los cuáles han influido sobre la tipología de cultivos implantados. Mientras que la cuenca del Duero o la del Guadalquivir se caracterizan por una dominancia de los cultivos cerealísticos, las Cuencas del Júcar o Segura se caracterizan por la presencia de cultivos hortícolas o cítricos, muy intensivos en agua y con alto valor añadido.

A pesar de tener un menor coste de oportunidad, el uso de agua verde se encuentra por norma general asociado a un menor impacto ambiental que el consumo de agua azul, excepto cuando el agua verde sustituye ecosistemas de alto valor (Aldaya *et al.*, 2010a). Por un lado, la diferencia entre el consumo de agua verde producido por un cultivo es pequeña en comparación con la evaporación que tendría lugar en presencia de una cobertura natural. Por otro lado, el uso de agua verde asociado por norma general a sistemas de secano, implica una menor utilización de insumos agrícolas, reduciendo el riesgo de posibles impactos ambientales.

Esto se refleja en las simulaciones realizadas por CWUModel en la cuenca del Duero. Según los resultados mostrados en la Figura 3.8a,c se puede observar como un mayor consumo de agua verde se corresponde por norma general con bajos impactos asociados a la lixiviación de nitrógeno. De esta forma, el uso de agua verde como principal componente de la agricultura en la cuenca, reduce el impacto ambiental asociado a la producción de cultivos, aliviando en parte la presión sobre los recursos hídricos naturales.

A pesar de todo, la producción en secano no se encuentra exenta de impactos. Gómez-Limón & Riesgo, (2009) desarrollaron un análisis de eco-eficiencia sobre 171 explotaciones de secano situadas en la cuenca del Duero. Encontraron que la mayor parte de las instalaciones no gestionaban de forma eficiente el uso de insumos agrarios. Los agricultores aplicaban los fertilizantes y pesticidas en unas tasas superiores a las requeridas por los cultivos, lo que resultaba en un elevado riesgo de contaminación de los recursos hídricos subterráneos. Además, el uso de agua verde se encuentra fuertemente asociado a la ocupación de la tierra por parte de la agricultura, lo que según Ridoutt *et al.* (2010) deriva en tres tipos de impactos: la ocupación de la tierra para el cultivo restringe el acceso a otros tipos de usos del suelo; el uso del suelo condiciona la escorrentía generada, afectando a la disponibilidad de agua azul para otros usos económicos, sociales o ambientales; un aumento en la demanda de agua verde de la agricultura se traduce en un aumento en la superficie cultivada, en detrimento de ecosistemas y hábitats.

Por último cabe destacar que la productividad de la agricultura basada en el consumo de agua verde se encuentran fuertemente ligada a las precipitaciones acaecidas durante el año, y especialmente durante la primavera (Iglesias & Quiroga, 2007). Lo que provoca una gran variabilidad de la producción, como consecuencia del comportamiento errático de las precipitaciones en los climas mediterráneos (Diacono *et al.*, 2012). Un claro ejemplo ocurre en la cuenca del Duero, donde se han encontrado variaciones de casi un 35% en los rendimientos durante el periodo estudiado, mientras que para los cultivos en regadío se han mantenido relativamente constantes.

3.5.6 Consumo, uso y origen del agua azul en la cuenca del Duero

A pesar de que la *HH* se centra exclusivamente en evaluar el volumen de agua consumido por los cultivos, se ha realizado un análisis del volumen total de agua azul utilizada por la agricultura en la cuenca del Duero. Este análisis ha permitido

además diferenciar la procedencia del agua azul, distinguiendo entre recursos hídricos superficiales y recursos hídricos subterráneos.

La mayor parte del agua consumida en la cuenca, el 63%, proviene de recursos hídricos superficiales (Tabla 3.8). En algunos sistemas como Tera (SE 2), Órbigo (SE 3) o Alto Duero (SE 8) este valor es muy superior, alcanzado el 97%, 93% y 89% respectivamente. Como se puede observar en la Figura 3.11, el uso de agua superficial se asocia con una gran concentración de las áreas regables, que por norma general están vinculadas a grandes infraestructuras hídricas, ya sean presas, azudes y/o canales de riego. Estos regadíos se localizan principalmente en las llanuras aluviales de los sistemas de Órbigo (SE 3), Esla-Valderaduey (SE 4) y Carrión (SE 12), las cuáles suman casi el 60% del total del consumo de agua superficial en la cuenca, con 317 hm³/año, 203 hm³/año y 141 hm³/año respectivamente. A pesar de que el volumen de agua superficial consumido por los cultivos ha sido simulado en 1.163 hm³/año, debido a las pérdidas producidas durante el proceso de riego, es necesario extraer un total de 2.349 hm³/año. El 46% de las pérdidas ocurren en el proceso de aplicación del agua. Debido a la tipología de los cultivos y a su bajo valor añadido, la mayor parte son regados mediante sistemas de inundación o aspersión, lo que implica que la eficiencia en la aplicación no alcance el 68%. El resto de pérdidas se encuentran asociadas a las fases de transporte y distribución, debido a la extensa red de canales existente.

A pesar de que el uso de agua azul de origen superficial conlleva unas pérdidas notables de agua como consecuencia de la evaporación directa del agua almacenada en los embalses, dicho volumen no ha sido atribuido de forma directa a los cultivos. Esto se debe a que los embalses de la cuenca del Duero tienen usos múltiples, como el uso agrícola, urbano, industrial o hidroeléctrico, siendo difícil establecer que parte de los mismos es utilizado exclusivamente para los usos agrarios. La cuantificación de dicho volumen podría aumentar de forma considerable la *HH* de la agricultura, pues como se verá en el Capítulo 3.5.8, este volumen puede superar los 220 hm³/año.

Por el contrario, el uso de agua subterránea presenta un patrón diseminado (Figura 3.12), concentrándose la mayor parte de los regadíos en los acuíferos terciarios de las unidades hidrogeológicas de “Los Arenales” y “Esla-Valderaduey” con 280 hm³/año y 160 hm³/año respectivamente. El consumo de agua subterránea ha sido simulado en 688 hm³/año, mientras que el volumen total de agua extraída ha sido evaluado en 917 hm³/año (Tabla 3.8). Ya que el uso de agua subterránea minimiza la necesidad de infraestructuras de distribución o transporte, las pérdidas derivadas

Figura 3.11. Consumo de recursos hídricos superficiales por la agricultura en la cuenca del Duero e infraestructuras hídricas asociadas. Valor medio para el periodo 2003-2007, expresado en m³/pixel.

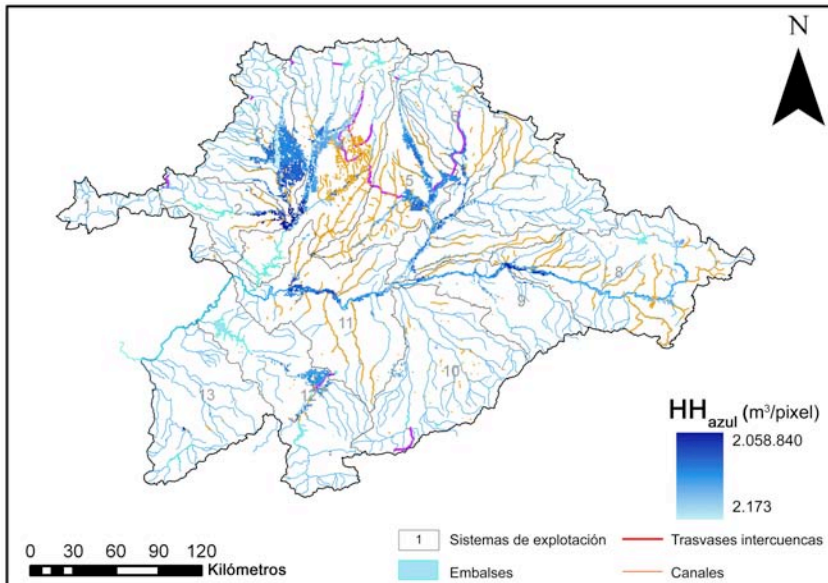
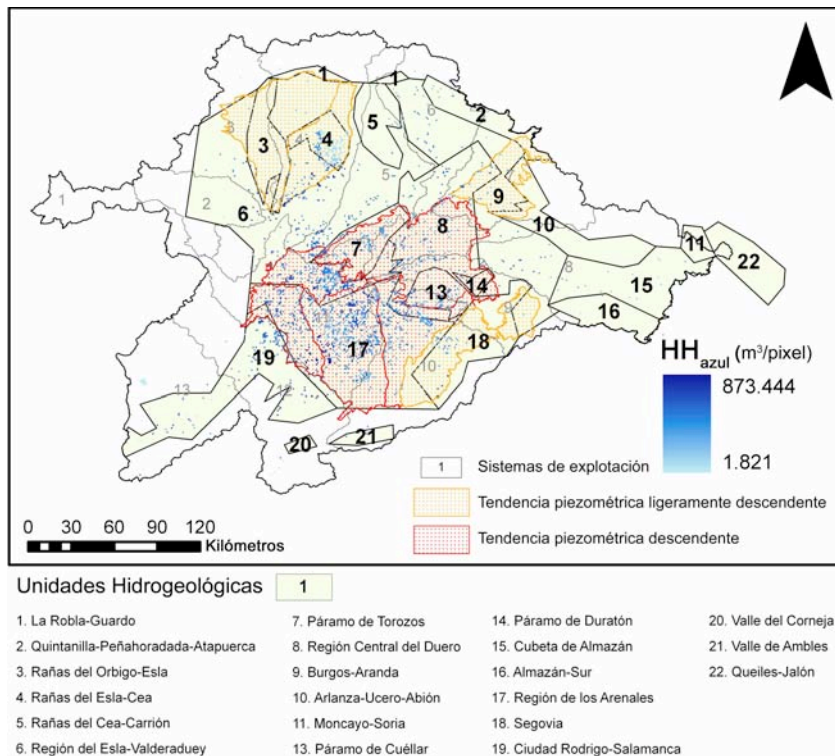


Figura 3.12. Consumo de recursos hídricos subterráneos por la agricultura en la cuenca del Duero y estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas según la CHD (2010). Valor medio para el periodo 2003-2007, expresado en m³/pixel.



de su utilización se reducen. Además, y puesto que para la extracción de agua subterránea es necesario bombear el agua, la tecnología de riego más extendida es la aspersión, lo que aumenta la eficiencia al 75%. En la Figura 3.12 se puede observar la distribución geográfica de las áreas regadas mediante aguas subterráneas, así como la relación de masas de agua subterránea consideradas en “mal estado cuantitativos” en función de la tendencia en los niveles piezométricos, según la CHD (2012). Como es de esperar, existe una estrecha relación entre las zonas con una mayor intensificación de uso de agua subterránea y las masas de agua catalogados en “mal estado cuantitativo”.

Tabla 3.8. Valores simulados de HH_{azul} , agua extraída y procedencia de los recursos hídricos utilizados por la agricultura en los 13 SE de la cuenca del Duero. Valor medio para el periodo 2003-2007.

	Agua superficial		Agua subterránea		Extracción total de agua azul* (1.000 m ³)
	HH_{azul} (1.000 m ³)	Extracción de agua azul * (1.000 m ³)	HH_{azul} (1.000 m ³)	Extracción de agua azul * (1.000 m ³)	
1.- Támgea-Manzanas	0	0	0	0	0
2.- Tera	43.987	111.821	3.292	4.389	116.210
3.- Órbigo	317.128	652.678	8.204	10.939	663.617
4.- Esla-Valderaduey	203.689	390.063	75.383	100.510	490.573
5.- Carrión	141.737	357.196	44.649	59.532	416.728
6.- Pisuerga	91.384	203.664	46.627	62.169	265.833
7.- Arlanza	19.612	29.085	14.970	19.960	49.045
8.- Alto Duero	68.495	143.436	8.581	11.441	154.877
9.- Ríaza- Duratón	38.943	82.274	26.479	35.305	117.580
10.- Cega-Eresma-Adaja	28.253	22.402	109.083	145.444	167.846
11.- Bajo Duero	114.067	186.722	303.332	404.443	591.165
12.- Tormes	91.169	158.103	39.627	52.836	210.939
13.- Águeda	4.618	11.639	8.083	10.777	22.416
Total	1.163.084	2.349.083	688.309	917.746	3.266.829

* Valor simulado por CWUModel a partir de los datos sobre procedencia de agua y pérdidas en el sistema de riego en las distintas unidades de demanda de agua aportados por CHD (2012).

3.5.7 Implicaciones ambientales del uso de agua azul en la cuenca

A pesar de los grandes beneficios socioeconómicos aportados por la agricultura de regadío, como el incremento de la productividad, el aumento de las rentas agrarias y empleabilidad o la fijación de la población en zonas rurales, los fuertes impactos ambientales derivados han sido por norma general menospreciados. Es por ello imprescindible dotar a la cuantificación volumétrica de la HH_{azul} de cierto significado ambiental, tratando de esclarecer algunos de los problemas ambientales que se ocultan detrás de dicha cifra.

El consumo de agua azul de la agricultura en la cuenca del Duero representa el 15% de los recursos hídricos renovables, estimados por Martínez-Cortina (2010) en 12,384 hm³ (78% superficiales, 22% subterráneas). Si tenemos en cuenta el volumen de agua total utilizado (*water withdrawal*) este valor se eleva al 26%. Pero si además añadimos los usos urbanos, industriales y agropecuarios cuantificados por el Plan de Cuenca (CHD, 2012), este valor supera el 30%, lo que coloca a la cuenca en un índice de estrés medio, según el índice WEI “*water stress index*” (Alcamo *et al.*, 2000), que relaciona el uso del agua con la disponibilidad anual de la misma.

A pesar de que los recursos hídricos son aparentemente abundantes en la cuenca, se pueden encontrar algunos problemas locales de sobreexplotación de acuíferos como consecuencia de los usos agrarios. En la Figura 3.12 se puede observar como un total de 5 masas de agua subterránea, englobadas en su mayoría a las Unidades Hidrogeológicas de “Los Arenales” y “Esla-Valderaduey” se encuentran en “mal estado cuantitativo” con una tendencia descendente en los niveles piezométricos durante los últimos 40 años, según recoge la CHD en su plan de Cuenca (CHD, 2012). Se identifican además otras 5 masas de agua subterránea con niveles piezométricos ligeramente descendentes (entorno a los 10 m en los últimos 40 años). En estas masas de agua subterránea, el índice de explotación (volumen de agua extraído entre el volumen de agua recargado como consecuencia del régimen natural y los retornos de riego) se encuentra por encima del 80%. Siendo en algunos casos como las masas de “Medina del Campo”, “Tordesillas” o “Tierra del Vino” superior al 150%. Un claro ejemplo es la masa de agua subterránea de “Los Arenales”, que según ha documentado Gómez-Limón (2006), está sufriendo un proceso de sobreexplotación continuado, como consecuencia de las extracciones de agua realizadas para abastecer 55.000 ha de regadío, lo que además de traducirse en un descenso en los niveles del acuífero, está produciendo un aumento en el riesgo de contaminación por nitratos.

Debido al aumento en la demanda de cereales, asociado principalmente al aumento de la cabaña ganadera y al creciente uso de los biocombustibles, la presión sobre los recursos hídricos se podría intensificar. Según establece el Plan de Cuenca (CHD, 2012) la superficie asignada en regadío se podría incrementar en un 35% hasta el horizonte 2027. Sin tener en cuenta modificaciones substanciales en el patrón de cultivos, la simulación del consumo de agua por parte de la agricultura quedaría establecida en unos 3.100 hm³/año. Esto supondría un incremento en la presión sobre los recursos hídricos, estableciéndose el consumo de agua en el 25% de los recursos hídricos renovables y un uso del agua de casi el 37% (considerado

por el indicador WEI como estrés medio-alto). Si además se tiene en cuenta los posibles efectos del cambio climático, con un reducción del caudal circulante por la cuenca en un 6% para el horizonte 2027 (CHD, 2012), el uso consuntivo de la agricultura podría alcanzar el 31% de los recursos disponibles, mientras que el uso total se establecería en casi el 43% (considerado por el indicador WEI como estrés alto). Este valor podría ser aún superior debido al previsible aumento en los requerimientos hídricos de los cultivos. Así, pequeños cambios en las condiciones climáticas de la cuenca pueden producir un aumento del 5-11% de la ET_0 (Moratiel *et al.*, 2011). Si además se confirma la reducción de hasta un 5-20% de la precipitación en algunas zonas de la cuenca en los próximos 50 años (Ceballos-Barbancho *et al.*, 2008), la disminución en el contenido de humedad en el suelo, así como la reducción de los volúmenes de agua renovable podrían provocar importantes problemas en la gestión de los recursos hídricos de la cuenca.

Por otro lado, las consecuencias futuras de las política de modernización y ampliación de regadíos establecida en el Plan de Cuenca (CHD, 2012) son difíciles de pronosticar. Con una inversión de 847 M€ hasta el horizonte 2015, alcanzando 2.709 M€ hasta el horizonte 2027, el objetivo es aumentar la eficiencia en el uso del agua mediante la modernización de 146.000 ha y la ampliación de otras 126.000 ha más. Pero este “ahorro” de agua que presupone el Plan de Cuenca (CHD, 2012), aumentando la eficiencia en regadío del actual 56% al 60,6%, no tiene porque redundar en un “ahorro” real de agua en la cuenca. Según Lopez-Gunn *et al.* (2012), la falta de criterios de evaluación sobre los grandes programas nacionales de modernización de regadíos, como el Plan Nacional de Regadíos 2008, y el Plan de Choque 2006, hacen difícil cuantificar el éxito real de los mismos sobre el objetivo primordial de ahorro de agua a escala de cuenca. De esta forma, numerosos autores han señalado como los proyectos de modernización de regadíos, no sólo no cumplen con los objetivos de ahorro de agua a escala regional, sino que suelen desembocar en un aumento de la demanda (Diaz *et al.*, 2012; Lecina *et al.*, 2010; Ward & Pulido-Velázquez, 2008). Esto se debe a que la mejora en la eficiencia del uso del agua provoca un aumento en la demanda como consecuencia del cambio en el “patrón” de cultivos, a cultivos de mayor valor añadido pero a su vez con una mayor requerimiento hídrico. Esta mejora en la renta de los agricultores, hace posible además la puesta en valor de nuevas zonas regables, en lo que se viene a conocer como paradoja de Jevons o efecto rebote.

Por contra, la nueva política de precios del agua requerida por la Directiva Marco Europea del Agua (2000/60/CE), basada en el principio de recuperación de costes, puede producir una disminución en la demanda futura del agua (Gomez-Limon &

Riesgo, 2009). Esto se debe a la predominancia en la cuenca de cultivos de baja rentabilidad y muy dependiente de ayudas y subsidios. Por ejemplo, Gallego-Ayala & Gómez-Limon (2011) examinaron varios escenarios con diferentes precios de cultivos y políticas de subsidios, encontrando una tendencia para sustituir cultivos en regadío con elevado consumo de agua por cultivos extensivos con menor requerimientos hídricos o incluso por cultivos en secano.

Los impactos del regadío van más allá de la posible sobreexplotación de los recursos hídricos. La concentración de zonas regables, característica principalmente de los grandes proyectos de regadío con aguas superficiales, produce además un efecto sinérgico negativo, como yuxtaposición de posibles impactos derivados de proyectos individuales (Oñate *et al.*, 2001). A la sobreexplotación de los recursos hídricos, o la contaminación difusa, se le pueden añadir otros impactos ambientales derivados como la contaminación y erosión de suelos, salinización, pérdida de biodiversidad, fragmentación, transformación o destrucción del hábitat, pérdida de paisajes, producción de residuos, aumento en la demanda energética y afecciones al cambio climático, entre otros (Oñate, 2009). Por ejemplo, la transformación de grandes superficies cerealísticas de secano en nuevas áreas de regadío ha reducido las áreas de distribución de las especies esteparias (Brotons *et al.*, 2004). Otro problema recurrente en la cuenca es la salinización del suelo por el uso de aguas subterráneas con elevado contenido en sales disueltas, y que afecta a una gran zona comprendida entre Olmedo, Valladolid, Valderas y Villáfila. La extracción de aguas subterráneas de largo recorrido, o la existencia de depósitos salinos del Terciario detrítico, con elevados contenidos en sales, han provocado por ejemplo, que se hayan tenido que abandonar numerosas parcelas de regadío en las cercanías de Villáfila (Lopez-Geta *et al.*, 2006). En el caso de las aguas superficiales, su utilización requiere además de grandes infraestructuras hídricas, que permitan su almacenamiento, transporte y distribución. En la Figura 3.11 se puede ver como gran parte de las infraestructuras hídricas de la cuenca se encuentran asociadas al uso de agua para regadíos. Este tipo de infraestructuras suelen tener un impacto negativo sobre los sistemas dulceacuícolas, anegando ecosistemas ribereños, alterando el régimen natural o limitando la conectividad de los ríos, además de aumentar la tasa de evaporación por el almacenamiento agua en dichos reservorios.

3.5.8 Evaluación del índice mensual de escasez de agua azul

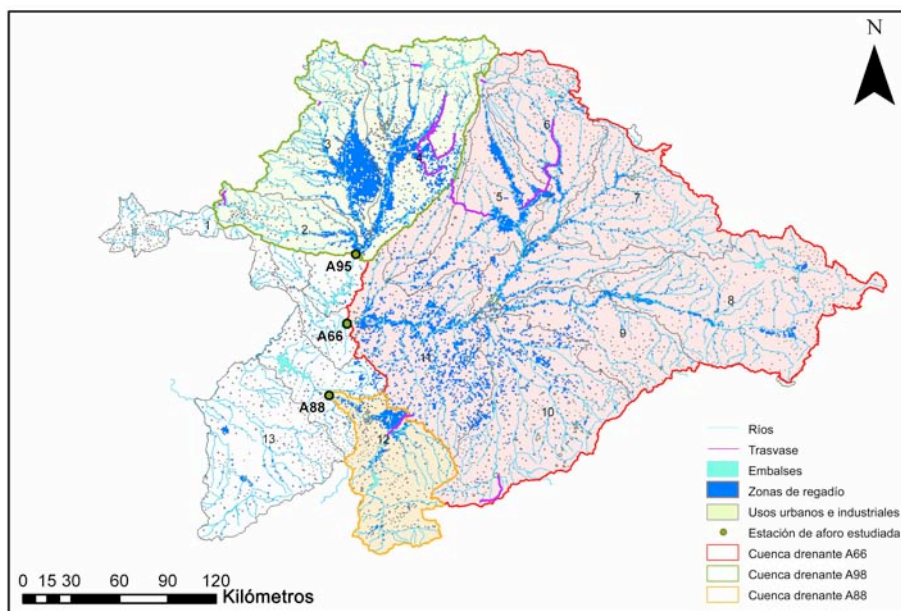
Con el objetivo de profundizar en el estudio sobre la sostenibilidad ambiental de la HH_{azul} de la agricultura de regadío en la cuenca del Duero, se ha calculado el índice mensual de escasez de agua azul, que permitirá comparar de forma temporal, el consumo de agua azul en la cuenca, con la disponibilidad de la misma. Puesto que este índice se calcula a partir de los usos consuntivos de agua en una zona delimitada, se ha tenido en cuenta no sólo los consumos agrícolas, sino los relacionados con usos urbanos, ganaderos, industriales, así como la evaporación directa del agua almacenada en los embalses.

Para el cálculo del índice se han seleccionado tres puntos aguas abajo de las principales zonas de consumo de agua, donde gracias a la red de aforo existente, ha sido posible obtener la información necesaria para el desarrollo del índice. Estos puntos son (Figura 3.13): A95, sobre el río Esla, aguas debajo de la confluencia con el río Tera (masa de agua DU-298), abarca una superficie de 14.430 km² y agrupa la mayor parte de los regadíos de las unidades de explotación Tera (SE 2), Órbigo (SE 3) y Esla Valderaduey (SE 4); A66, sobre el río Duero, después de su confluencia con el arroyo Valderey (masa de agua DU-398), abarca una superficie de 46.170 km² y agrupa a los regadíos de las unidades de explotación de Carrión (SE 5), Pisuerga (SE 6), Arlanza (SE 7), Alto Duero (SE 8), Riaza – Duratón (SE 9), Cega – Eresma – Adaja (SE 10) y Bajo Duero (SE 11); y A88, sobre el río Tormes, aguas abajo de Baños de Ledesma (masa de agua DU-505), abarca una superficie de 4.650 km² y agrupa a los regadíos de la unidad de explotación Tormes (SE 12). Estos tres puntos representan casi el 85% de la superficie de la cuenca, agrupando más del 90% del uso consuntivo. El análisis no ha sido realizado de forma independiente para cada uno de los 13 SE de la cuenca puesto que estas unidades de gestión no siempre coinciden con los límites naturales de una cuenca drenante, no siendo posible relacionar los consumos, los recursos hídricos disponibles y los caudales aforados en un tramo de río concreto.

De esta forma, el número de meses en los que la cuenca sufre escasez de agua varía entre 2 y 5 en función del punto evaluado y la premisa utilizada (Tabla 3.9). Así, y teniendo en cuenta la premisa Q_{min} , es el punto A66 el que mayor número de meses de escasez padece, con un total de 3 (1 moderado y 2 severos), mientras que para el punto A95 se han cuantificado 2 meses de escasez (2 severos), al igual que en el punto A88 (2 moderados). Estos resultados varían notablemente bajo la premisa Q_{80} , estableciéndose el número de meses con escasez en 5 para el punto

A66 (1 moderado y 4 severos), 4 para el A95 (1 significativo y 3 severos) y 3 para A88 (3 severos). Las proyecciones realizadas en los horizontes 2015 y 2027 se traducen en un aumento en los valores del índice de escasez, afectando de forma más notable a las áreas correspondientes a los puntos A95 y A88, como consecuencia de un mayor crecimiento de la superficie regable.

Figura 3.13. Localización de los puntos de aforo y cuencas drenantes utilizadas para el cálculo del índice de escasez mensual de agua azul.



Se pueden observar grandes diferencias en cuanto al índice de escasez anual medio mensual en función de los resultados simulados para ambas premisas (Tabla 3.9). Esto se debe a que el caudal ecológico establecido por la CHD (2012) y utilizado en la premisa Q_{min} , es un caudal de mínimos, calculado para garantizar el mantenimiento de las funciones ecológicas de los ecosistemas asociados. Lo que no significa que todo el volumen de agua por encima de dicho caudal pueda ser destinado a otros usos consuntivos. De esta forma, el uso del caudal mínimo ecológico para el cálculo del WA_{azul} sobreestima la disponibilidad de recursos con respecto a los posibles requerimientos ambientales reales. Por ejemplo, los cálculos realizados en el punto A66 muestran un caudal mínimo ecológico de 1.116 hm³/año, lo que supone un requerimiento ambiental menor al 30% del caudal natural. A pesar de todo, e independientemente del criterio utilizado, en aquellos meses con menor aporte natural, ambas premisas establecen condiciones de estrés elevadas.

Tabla 3.9. Número de meses en los que las cuencas drenantes padecen estrés hídrico. valor medio mensual del índice de escasez de agua azul y porcentaje anual de consumo con respecto al caudal natural para el periodo actual, y para los horizontes 2015 y 2027.

		Estrés bajo		Estrés moderado		Estrés significativo		Estrés severo		Índice de escasez***		% consumo respecto a Q_{nat}
		Q_{80}^*	Q_{min}^{**}	Q_{80}^*	Q_{min}^{**}	Q_{80}^*	Q_{min}^{**}	Q_{80}^*	Q_{min}^{**}	Q_{80}^*	Q_{min}^{**}	
	Actual	8	10	0	0	1	0	3	2	1,56	0,59	14,2%
A95	2015	7	8	0	1	1	1	4	2	2,86	1,08	26,1%
	2027	7	8	0	0	1	2	4	2	3,16	1,20	28,8%
A66	Actual	7	9	1	1	0	0	4	2	1,91	0,67	25,9%
	2015	6	9	2	1	0	0	4	2	2,22	0,77	30,2%
	2027	6	9	1	0	1	0	4	3	2,70	0,94	36,7%
A88	Actual	9	10	0	2	0	0	3	0	1,00	0,29	11,8%
	2015	7	9	1	1	1	0	3	2	2,19	0,63	26,0%
	2027	7	9	1	1	0	0	4	2	2,81	0,80	33,3%

* Índice evaluado según el requerimiento ambiental estándar, 80% del caudal natural (Richter *et al.*, 2012; Hoekstra *et al.*, 2011).

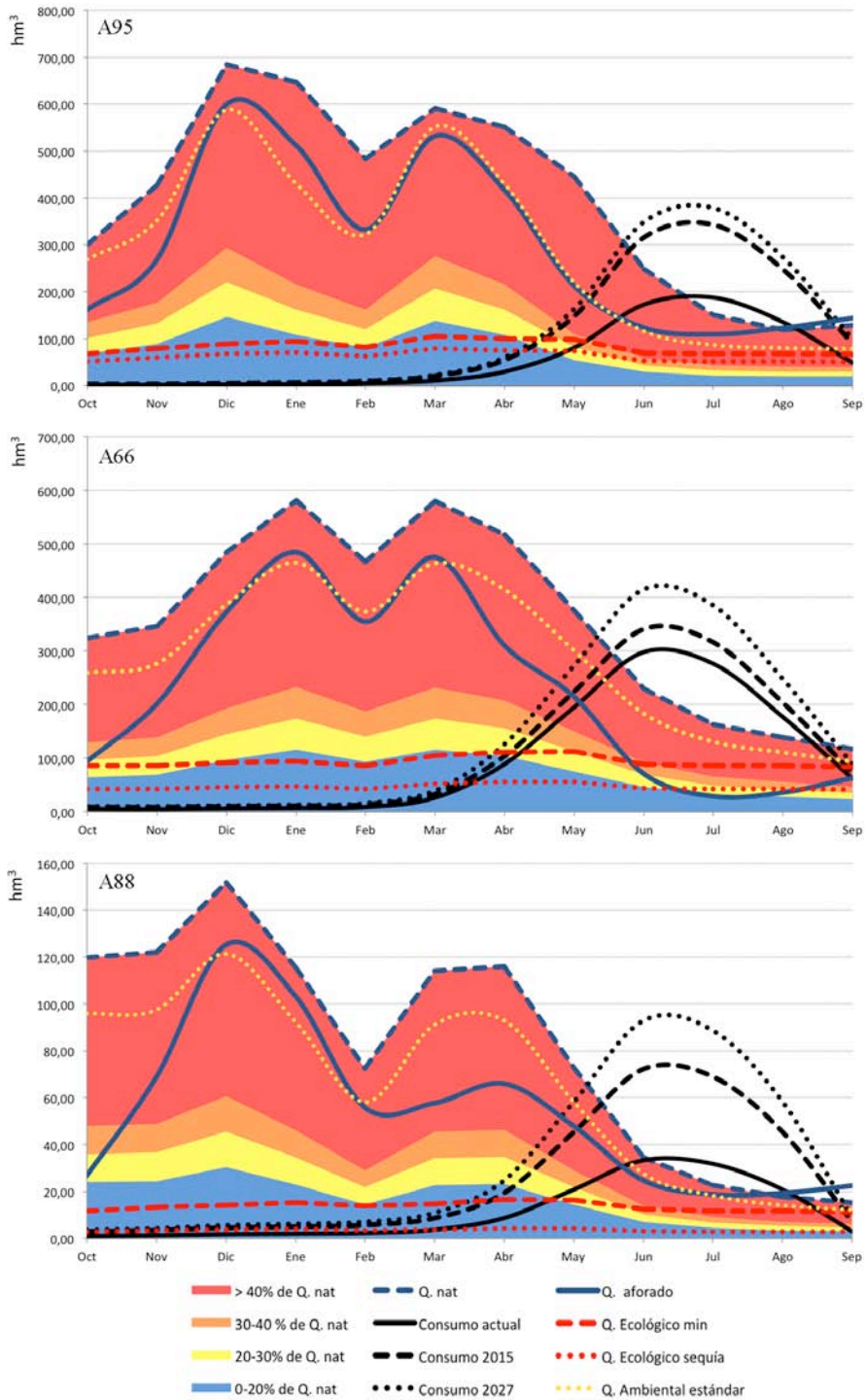
** Índice evaluado según el caudal ecológico mínimo establecido por la CHD (2012).

*** Valor anual medio mensual

En la Figura 3.14 se representa la evolución mensual del consumo de agua azul en la cuenca, así como la disponibilidad de agua para cada uno de los puntos evaluados, en función del porcentaje que representan sobre las aportaciones naturales (colores azul <20%, amarillo 20-30%, naranja 30-40% y rojo >40%). Se puede observar como la escasez de agua se produce en los meses de verano, donde la demanda de agua para agricultura es muy elevada, coincidiendo con un bajísimo aporte de agua en condiciones naturales. En estos meses la satisfacción de la demanda se realiza gracias a la utilización del agua procedente de las infraestructuras hídricas existentes, capaces de regular el régimen natural de los ríos, almacenando el agua recogida durante los periodos más húmedos. De igual forma, la extracción de aguas subterráneas permite a su vez el uso del agua en aquellos periodos en los que el aporte natural es mínimo.

El uso de infraestructuras hídricas de almacenamiento, junto con el uso de aguas subterráneas permiten que el consumo de agua en la cuenca sea superior a las aportaciones naturales en al menos 3 meses al año (junio - agosto). Pero a pesar de que el índice mensual refleja una escasez moderada o significativa para los meses estivales, una gestión adecuada de las infraestructuras existentes, permiten garantizar el cumplimiento de los caudales ecológicos durante todo el año, incluso en aquellos meses con menor aporte natural de recursos (ver caudal aforado frente

Figura 3.14. Escasez de agua azul para las cuenca drenantes A95, A66 y A88 en el periodo actual (valor medio para el periodo 2003-2007), y para los horizontes 2015 y 2027.



al caudal ecológico en la Figura 3.14). La excepción ocurre en el punto A66, donde la elevada demanda de agua se traduce en un incumplimiento de los caudales ecológicos estimados en un periodo de al menos dos meses al año, siendo incluso en el mes de julio menor al caudal mínimo establecido para periodos de sequía. Este hecho adquiere gran relevancia, pues el punto A66 representa a un porcentaje muy elevado de la superficie de la cuenca. Los valores aquí presentados hacen referencia a los valores medios del periodo de estudio (2003-2007), por lo que la variabilidad climática característica de la zona puede provocar el incumplimiento de dichos caudales de forma puntual en años con menores aportes, como se ha podido observar en los datos de aforos del año 2005 en el punto A88.

Pero según Richter (2012), es aconsejable establecer unos caudales límite dentro de los cuales se garantice la sostenibilidad de la cuenca a largo plazo, y que deben ir más allá de la cuantificación de los caudales mínimos y máximos. Así, el cálculo de un porcentaje de desviación con respecto al caudal natural puede ser una buena solución. A pesar de que este enfoque no ha sido desarrollado para la cuenca del Duero, donde sólo se han evaluado los caudales mínimos y máximos, según demuestran la Figura 3.14, los caudales aforados (línea azul), tienen un patrón similar al caudal natural (línea azul discontinua), no alejándose demasiado del 80% establecido como caudal ambiental estándar (línea amarilla punteada). De esta forma, el caudal anual medio mensual aforado supone el 88%, 54% y 76% del caudal natural para los puntos A95, A66 y A88 respectivamente. De nuevo, es el punto A66 el que presenta una mayor desviación con respecto a los caudales naturales, lo que puede sugerir un consumo excesivo de los recursos hídricos disponibles.

Como consecuencia del previsible aumento de la superficie regable en la cuenca, la tasa de consumo de agua azul con respecto a los caudales naturales va aumentar de forma considerable en los tres puntos evaluados. De esta forma, se prevé que para el horizonte 2027 esta tasa se sitúe entorno al 30%, localizándose los principales incrementos en los puntos A95 y A88 (Tabla 3.9). Esto, unido a la previsible reducción del caudal natural como consecuencia del cambio climático, entorno al 6% en la cuenca del Duero, provocará una disminución importante en los caudales circulantes, que si no es gestionada con precaución, puede desembocar en el incumplimiento de los caudales ecológicos preestablecidos.

En función de los resultados obtenidos, se puede decir que la utilización del índice de escasez mensual de agua azul, según propone Hoekstra *et al.* (2012), y utilizando las suposiciones realizadas en la presente evaluación, no aporta

suficiente información como para valorar el impacto ambiental real del uso de agua azul en la cuenca. Al igual que muchos climas áridos o semiáridos, el clima mediterráneo se caracteriza por una marcada temporalidad en la disponibilidad natural de recursos hídricos, de forma que los meses en los que se produce una mayor demanda de agua por parte de la agricultura de regadío, las precipitaciones son muy escasas. Esto significa que cualquier uso de agua azul por parte de la agricultura dependerá de la posibilidad de almacenamiento de agua en épocas más húmedas, ya sea mediante el uso de aguas subterráneas, o mediante la construcción de infraestructuras hídricas reguladoras. Estas infraestructuras, si son bien gestionadas, deberían ser capaces de satisfacer la demanda consuntiva de la agricultura, a la vez que liberan el volumen de agua necesario para mantener los requerimientos ambientales. La representación de los caudales fluyentes a nivel mensual con respecto al requerimiento ambiental, ya sea como un porcentaje del Q_{nat} o como un caudal de mínimos, puede dar una información más precisa sobre las posibles afecciones ambientales derivadas del uso intensivo de agua azul.

Por último, es importante destacar que la evaporación directa de agua en los embalses es una componente imprescindible a tener en cuenta en las estimación del índice de escasez, pues en el caso de cuencas con gran regulación, puede suponer un porcentaje muy importante sobre el total de recursos hídricos azules consumidos. De esta forma, se ha estimado una evaporación media de 224 $\text{hm}^3/\text{año}$ para toda la cuenca del Duero. Aunque este valor es inferior en los puntos evaluados, estimándose el volumen evaporado en 87 $\text{hm}^3/\text{año}$. Esto se debe a que las grandes infraestructuras hidroeléctricas de la cuenca del Duero se encuentra aguas debajo de los puntos seleccionados, en la zona transfronteriza conocida como “saltos del Duero”.

3.5.9 Huella hídrica gris derivada de la aplicación de fertilizantes nitrogenados

Debido a las 230.000 toneladas anuales de nitrógeno aplicado a las tierras de cultivo en la cuenca del Duero, la HH_{gris} de la agricultura ha sido simulada en 1.934 $\text{hm}^3/\text{año}$ (Tabla 3.10). Los cultivos tienen un potencial de extracción que supone el 84% del nitrógeno total aplicado, mientras que la lixiviación supone casi el 10%. El resto de nitrógeno es perdido por volatilización o degradación, o es acumulado en el suelo. La tasa de aplicación media se establece en 87 kg/ha muy por debajo de los 174,1 kg/ha de media en la Unión Europea (Gallego-Ayala & Gomez-Limon, 2009). Se pueden encontrar grandes diferencias en función del manejo realizado, de forma que mientras que la tasa de aplicación de la agricultura de secano se ha

calculado en 57 kg/ha, la agricultura en regadío alcanza los 238 kg/ha. A pesar de los grandes requerimientos de nutrientes de la agricultura en regadío, y debido a las elevadas tasas de aplicación, el volumen de agua necesario para asimilar el nitrógeno lixiviado se ha simulado en 2.870 m³/ha. Este valor es muy superior al volumen necesario en la agricultura de secano, establecido en 317 m³/ha.

Tabla 3.10. Aplicación, extracción y lixiviación de N y volumen de agua necesario para asimilar el N lixiviado por de la agricultura en la cuenca del Duero. Valores medios para el periodo 2003-2007.

Grupo de cultivos	Sistema manejo	N aplicado (t)	N potencialmente extraíble por los cultivos (t)*	N lixiviado (t)*	HH_{gris} (1.000 m ³)*	HH_{gris} , 10% lixiviación (1.000 m ³)
Cereales	Sec.	119.946	96.091	7.596	675.563	1.072.074
	Reg.	71.009	42.623	8.802	765.552	627.230
Leguminosas	Sec.	1.319	7.467	34	5.936	11.826
	Reg.	815	1.236	8	916	6.085
Patatas	Sec.	293	117	62	4.257	2.399
	Reg.	7.912	4.210	2.164	205.184	70.652
Cultivos industriales	Sec.	1.076	5.353	8	635	10.119
	Reg.	19.241	15.372	2.161	210.689	172.271
Cultivos forrajeros	Sec.	877	4.801	33	1.861	6.949
	Reg.	1.107	9.234	17	897	8.710
Cultivos hortícolas	Sec.	-	-	-	-	-
	Reg.	2.567	1.736	655	59.206	22.991
Viñedo	Sec.	897	1.201	85	3.498	7.796
	Reg.	182	75	13	405	1.640
Total cultivos	Sec.	124.409	115.030	7.818	691.750	1.111.162
	Reg.	102.833	74.485	13.821	1.242.850	909.579
	Total	227.242	189.515	21.639	1.934.600	2.020.741

* Valores simulados por CWUModel a partir del modelo de regresión propuesto por De Willegen (2000)

Los cereales son el grupo con mayor HH_{gris} , con casi 1.440 hm³/año, seguido de los cultivos industriales con 212 hm³/año y las patatas con casi 205 hm³/año. Debido a la elevada superficie cultivada, los cereales extensivos como el trigo, la cebada o la avena aportan un volumen importante al computo global, con el 40% de la HH_{gris} de la cuenca. Pero son los cultivos con elevados requerimientos hídricos, como el maíz, la remolacha azucarera o la patata los que mayor aporte realizan con 672 hm³/año, 210 hm³/año y 205 hm³/año respectivamente, encontrándose su impacto mucho más localizado. Debido a la intensificación de este tipo de agricultura, el impacto generado por unidad de superficie se eleva hasta los 5.328 m³/ha, 4.591 m³/ha y 10.378 m³/ha respectivamente.

Con el objetivo de comparar los resultados obtenidos mediante el uso del modelo de regresión propuesto por De Willegen (2000), se ha desarrollado de forma paralela un análisis de HH_{gris} utilizando la premisa tradicional de que el 10% del

total de N aplicado es perdido por lixiviación (Tabla 3.10). De esta forma se establece que la HH_{gris} es de 2.020 $hm^3/año$, un 5% más de la HH_{gris} simulada con CWUModel. Pero un análisis en detalle demuestra que estas diferencias son mucho más significativas. Así, mientras CWUModel estima una HH_{gris} de 691 $hm^3/año$ para los cultivos de secano, el análisis tradicional lo eleva hasta 1.111 $hm^3/año$. En el caso de los cultivos en regadío ocurre justo lo contrario, siendo 1.242 $hm^3/año$ el valor simulado con CWUModel frente a 909 $hm^3/año$ obtenidos al utilizar la premisa del 10%. Esto se debe a que por un lado los cultivos en secano presentan por lo general una baja tasa de aplicación de nitrógeno, lo que unido a sus elevados rendimientos disminuyen la tasa de lixiviación al 6%. En el caso de los cultivos intensivos en regadío ocurre lo contrario, pues a pesar de los elevados rendimientos, las altas tasas de aplicación de nitrógeno junto con una humedad del suelo relativamente elevada y un desarrollo radicular menos extenso en profundidad hacen que la tasa de lixiviación alcance el 14%. Este valor es muy superior en algunos cultivos como en el caso de la patata con una tasa de lixiviación media del 27%, o los cultivos hortícolas con casi el 30% del total de nitrógeno aplicado.

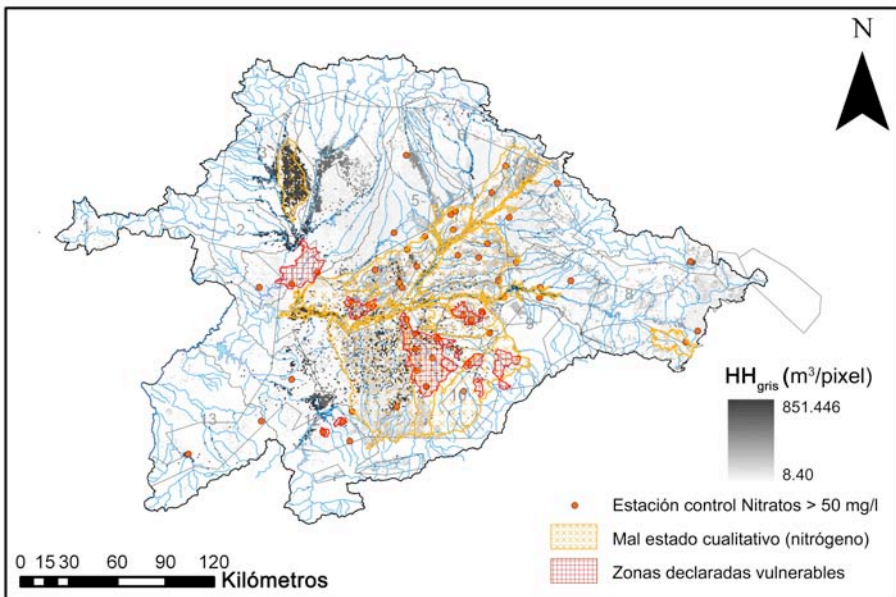
Los valores calculados con el modelo de regresión se encuentran en concordancia con los resultados propuestos por Cavero *et al.* (2003) para el cultivo del maíz en una zona de regadío de 964 ha en la cuenca del Ebro. Los autores encontraron una tasa de lixiviación que varía entre el 8 y el 22% del nitrógeno total aplicado. Por otro lado, Moreno *et al.* (1996) encontró una tasa de lixiviación de nitrógeno del 25-30% para un cultivo de maíz regado por inundación en el sur de España. CWUModel ha simulado para el cultivo del maíz una tasa de lixiviación que varía entre el 12-31% del nitrógeno total aplicado. Por otra parte Jego *et al.* (2008) calcularon mediante el modelo STICS la lixiviación de nitrógeno para el cultivo de la patata y la remolacha azucarera bajo distintas condiciones de fertilización y riego obteniendo unas tasas de lixiviación de 10-15% en el caso de la remolacha azucarera y de 32-59% en el caso de la patata. CWUModel ha simulado unos valores de 11-17% en el caso de la remolacha azucarera y de 30-50% en el caso de la patata.

En vista de los resultados obtenidos, queda patente que la utilización de un modelo de regresión mejora la evaluación de la HH_{gris} , al permitir discretizar el impacto que tiene cada cultivo, no sólo en función de las cargas aplicadas, sino también en función de la capacidad de extracción del mismo. A pesar de todo, el uso de un modelo de regresión global, no testado ni calibrado con información local puede aumentar el grado de incertidumbre. Según propone Lesschen *et al.* (2007), el modelo de regresión está fuertemente correlacionado con las tasas de aplicación

de nitrógeno y la capacidad de extracción de nutrientes por parte del cultivo. Esto provoca que la mayor fuente de incertidumbre esté relacionada con la calidad de la información estadística de entrada, como las tasas de aplicación utilizadas o el rendimiento de los cultivos. Además, la lixiviación de nitrógeno se encuentra influenciada por otros factores como la distribución e intensidad de los eventos de lluvia, la tecnología de riego, la forma de aplicación del nitrógeno, o el tipo de fertilizante utilizado (Diez *et al.*, 2000; Causapé & Clavería, 2006), los cuáles no son tenidos en cuenta en el modelo de regresión. Por otro lado, y según propone Liu *et al.* (2012) la evaluación de la HH_{gris} depende del valor C_{nat} establecido. En este caso se ha obviado el transporte natural de nutrientes, otorgando a C_{nat} un valor de 0, con lo que se está sobreestimando la capacidad de asimilación del ecosistema.

Como se puede observar en la Figura 3.15, existe una estrecha relación entre la HH_{gris} provocada por el nitrógeno lixiviado en la agricultura y el estado cualitativo de las masas de agua. La mayor parte de las masas de agua subterráneas de la cuenca catalogadas por la CHD (2012) como en “mal estado químico por nitrógeno” se encuentran en áreas con una elevada intensificación de la agricultura. Esta relación no sólo es aplicable sobre el estado de las masas de agua subterráneas, sino que como consecuencia de los retornos de riego, las afecciones se producen de igual forma sobre los cauces superficiales.

Figura 3.15. Distribución de la HH_{gris} de la agricultura en la cuenca del Duero y mal estado cualitativo por contaminación por nitrógeno de las masas de agua subterránea, según la CHD (2010). Valor medio para el periodo 2003-2007, expresado en $m^3/pixel$.



Durante el año 2007 casi el 13% de las estaciones de control de calidad de las aguas subterráneas en la cuenca se encontraban por encima de límite máximo admisible por la Directiva de Nitratos, establecido en 50 mg/L (CEE, 1996). Esto ha provocado que se hayan designados en la cuenca un total de 10 zonas “vulnerables” a la contaminación por nitratos, la mayor parte de ellas localizadas sobre las masas de agua subterráneas de Los Arenales, Medina del Campo, Tordesillas, Villafáfila, Páramos de Cuéllar y Salamanca (JCyL, 2009). El uso intensivo de agua subterránea en algunas de estas masas de agua produce además un efecto acumulativo, como consecuencia del aporte continuo de fertilizantes que se suman a los niveles de nitratos existentes en el agua de riego. Según Custodio *et al.* (2012) este hecho no suele ser tenido en cuenta por los códigos de buenas prácticas agrarias, no incluyendo menciones explícitas o métodos para su cuantificación por parte de los agricultores, por lo que la reducción de los niveles de nitratos en dichos acuíferos perseguidos por los programas de actuación puede verse comprometida. La utilización de un indicador que relacione la HH_{gris} derivada de la agricultura con el volumen neto de agua recargada en el acuífero podría ayudar a identificar aquellas zonas en las que la entrada de contaminantes al acuífero es superior a la capacidad de asimilación del mismo a largo plazo.

Pero las pérdidas de nitrógeno no es el único impacto derivado de la actividad agraria. El uso de fertilizantes, pesticidas o herbicidas químicos, aún a menor dosis que el nitrógeno, pueden suponer un problema aún mayor que debe ser tenido en cuenta. Además, el uso de enmiendas orgánicas procedentes de deyecciones ganaderas o lodos de depuradora, pueden suponer un vehículo de entrada de posibles contaminantes como metales, medicamentos o sustancias presentes en los productos higiene y limpieza (*pharmaceutical and personal care products – PPCPs-*), utilizados tanto en la ganadería como en los usos urbanos. A pesar de ello, actualmente en la cuenca no se han detectado ninguna masa de agua en riesgo de contaminación por otro tipo de sustancias químicas procedentes de origen agrario (CHD, 2010).

3.5.10 Valor económico de la huella hídrica en la cuenca del Duero

La productividad económica de las áreas regables es muy superior a las tierras cultivadas en secano, con un rendimiento medio por hectárea de unos 2.156 €, frente a los 425 € calculado para las tierras en secano. Esto provoca, que aunque la superficie en regadío suponga sólo el 16% de las tierras cultivadas anualmente, su

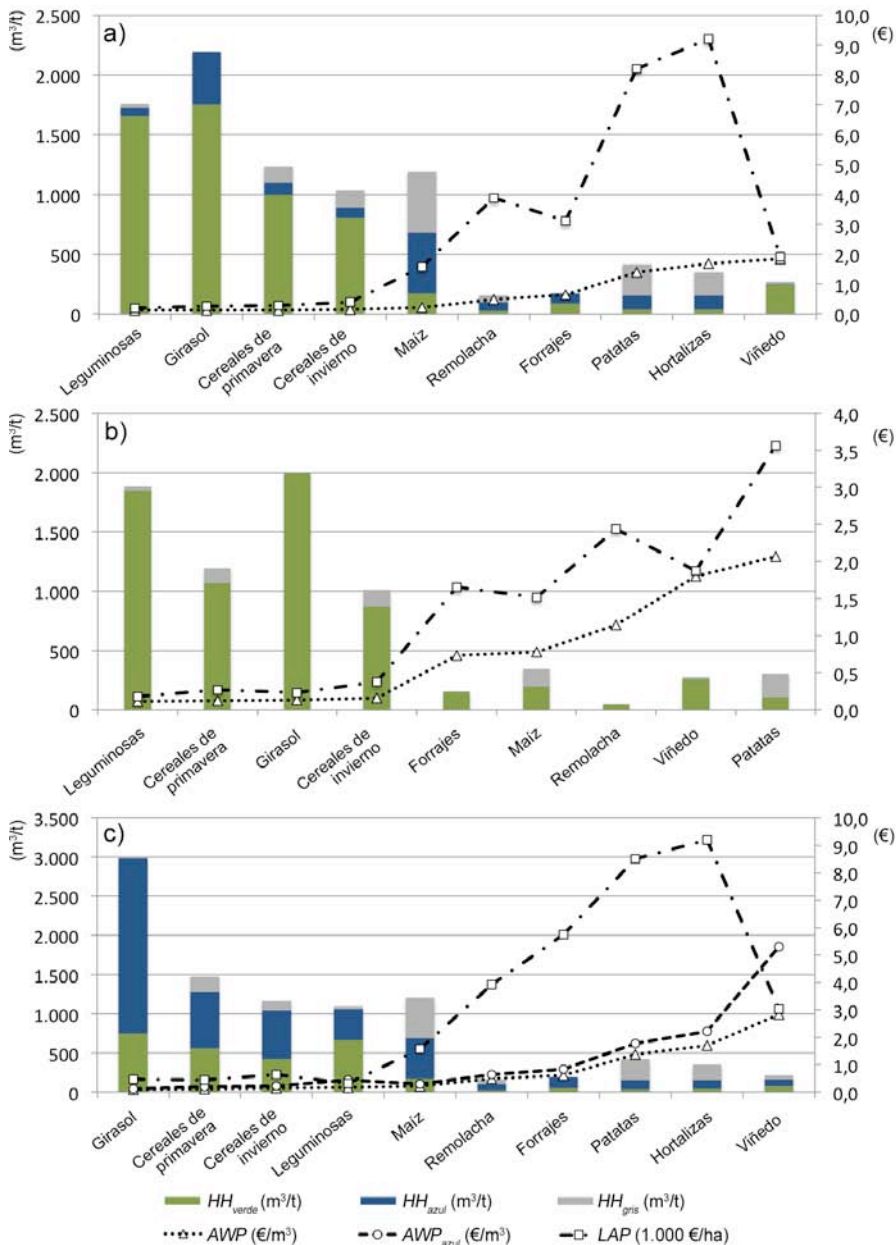
productividad se estime en casi el 50% de la producción agraria de la cuenca, con 956 M€ frente a los 946 M€ estimados para el cultivo de secano.

Un análisis en profundidad sobre la productividad económica de los distintos cultivos implantados refleja que existan grandes diferencias. Así mientras los cultivos hortícolas o las patatas presentan una *LAP* superior a 8.000 €/ha, los cultivos cerealísticos no llegan a los 500 €/ha. Esto provoca que la productividad aparente del agua en la cuenca sea baja (agua verde y azul), con un valor medio de 0,24 €/m³ (*LAP* de 712 €/ha). Como se puede observar en la Figura 3.16, los cultivos con un menor redimiendo económico por unidad de agua utilizada son aquellos que además presentan una *HH* más elevada. De esta forma cultivos como los cereales, las leguminosas o el girasol, presentan un *AWP* inferior a 0,15 €/m³. El maíz, uno de los principales consumidores de agua azul en la cuenca, presenta un *AWP* de 0,22 €/m³. Este valor sube a 0,30 €/m³ si sólo se tienen en cuenta el agua azul aportada mediante riego. A pesar de la baja productividad aparente del agua en el cultivo del maíz, sus elevados rendimientos, entorno a los 10.000 kg/ha, elevan su *LAP* hasta los 1.600 €/ha, el más elevado de todos los cultivos cerealísticos de la cuenca. Los cultivos con una menor demanda de recursos hídricos por unidad de producto son a su vez aquellos que presentan un mayor rendimiento económico. Cabe destacar la remolacha azucarera, patatas y forrajes por su gran importancia en la cuenca, con una *AWP* de 0,48, 0,64 y 1,4 €/m³ (0,63, 1,78 y 0,82 en el caso de la *AWP_{azul}*).

El viñedo es el cultivo con una mayor productividad aparente del agua, debido no sólo a su baja demanda hídrica, sino a la generación de un producto con un elevado valor añadido. Puesto que la industria vitivinícola se ha especializado en productos de alta calidad, el cultivo de la vid en regadío es gestionado en condiciones de estrés hídrico (en busca de una elevada concentración de azúcares en uva) aportando sólo una parte del agua que potencialmente necesitaría la planta, lo que eleva su *AWP* a 2,8 €/m³ (5,3 €/m³ en el caso de la *AWP_{azul}*).

La productividad aparente es relativamente homogénea en toda la cuenca, no encontrándose en ninguno de los sistemas de explotación evaluado una especialización en productos de alto valor añadido. La excepción es el sistema Támega-Manzanas (SE 1), donde el viñedo en secano ocupa casi el 40% de la superficie cultivada, elevando la *AWP* a 1,21 €/m³ frente a los 0,24 €/m³ de media en la cuenca. El sistema Águeda (SE 13), y gracias a la fuerte presencia de cultivos forrajeros, eleva su *AWP* a 0,41 €/m³.

Figura 3.16. Productividad aparente del agua ($\text{€}/\text{m}^3$) y la tierra ($1.000 \text{ €}/\text{ha}$) para los grandes grupos de cultivos en la cuenca del Duero (a), cultivos en secano (b) y cultivos en regadío (c) así como la huella hídrica por unidad de producto (componentes verde, azul y gris) (m^3/t). Valor medio para el periodo 2003-2007.



Es preciso señalar que en el año 2007 el precio de los cereales experimentó una fuerte subida, duplicando su valor con respecto al año 2003. Esto ha provocado a

su vez un incremento en la productividad aparente en la cuenca hasta los 1.044 €/ha y 0,32 €/m³ frente a los 617 €/ha y 0,21 €/m³ del año 2003.

Por último se ha evaluado el incremento de productividad que supone la utilización del agua de riego en la cuenca, observándose que este valor no supera los 0,31 € por cada m³ adicional de agua azul utilizado. El cultivo de la patata y el viñedo son los que presentan un mayor incremento de productividad, con incrementos de 0,81 y 1,53 €/m³ respectivamente. En las unidades de Riaza-Duratón (SE 9) y Cega-Eresma-Adaja (SE 10), y gracias a que el cultivo de la patata en regadío supone un porcentaje importante de la productividad agraria, este valor se incrementa a 0,48 y 0,55 €/m³.

Los resultados encontrados son muy similares a los propuestos por Garrido *et al.* (2010) para el sector agrario español, con una *AWP* media de 0,25 €/m³. Al igual que en el caso de la cuenca del Duero, el viñedo es el cultivo con una mayor productividad aparente, lo que explica su actual transformación a cultivo de regadío.

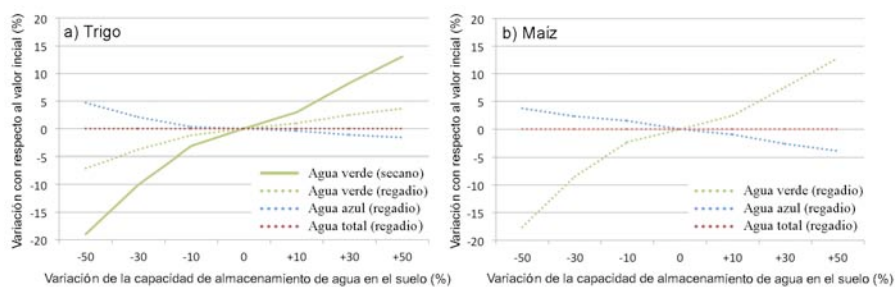
El análisis realizado se ha centrado exclusivamente en evaluar de forma directa la productividad aparente del agua y la tierra en la agricultura de la cuenca. Pero puesto que la productividad agraria se encuentra directamente relacionada con la productividad en otros sectores económicos, sería necesario implementar un análisis en mayor profundidad, que evaluase el uso indirecto del agua asociado a otros sectores económicos de la cuenca, principalmente en el caso de la industria agroalimentaria (Duarte *et al.*, 2002; Pérez *et al.*, 2010).

3.5.11 Análisis de sensibilidad

Se ha realizado un análisis de sensibilidad para comprobar la dependencia del modelo a la variación de ciertos parámetros: capacidad de almacenamiento de agua en el suelo, fecha de plantación, ET_0 y P mensual. Los dos primeros han sido seleccionados de acuerdo con lo sugerido por otros autores (Liu & Yang, 2010; Mekonnen & Hoekstra, 2010; Siebert & Döll, 2010). Los dos últimos han sido seleccionados para comprobar la dependencia del modelo sobre los datos climáticos de partida. Para ello se ha calculado la HH_{verde} y la HH_{azul} de dos cultivos representativos en la cuenca: un cultivo de ciclo largo, el trigo y un cultivo de ciclo corto, el maíz. El trigo ha sido evaluado tanto en seco como en regadío, mientras que el maíz sólo ha sido evaluado en regadío. Los parámetros de entrada se han variado de la siguiente forma: capacidad de almacenamiento de agua en el suelo (± 10 , ± 30 y $\pm 50\%$), fecha de plantación (± 10 , ± 20 y ± 30 días), P y ET_0 (± 5 , ± 10 y $\pm 15\%$).

Se ha detectado cierta dependencia de los resultados simulados a la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo, principalmente en el caso de cultivos en secano. Como se puede observar en la Figura 3.17 se producen variaciones del 15% del consumo de agua verde cuando se varía la capacidad de almacenamiento un 50%. En el caso de cultivos en regadío, el consumo de agua permanece relativamente constante, con variaciones inferiores al 1%. Estas variaciones son algo mayores si las distintas componentes son analizadas. Así en el caso del trigo en regadío, variaciones del 50% en la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo provocan cambios menores a un 5% en las componentes verde y azul. Para el caso del maíz, un cambio en las variables hidráulicas del suelo produce un efecto muy claro sobre la evapotranspiración de agua verde, con variaciones superiores al 15% al modificar la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo un 50%. Puesto que la componente verde, en el caso del maíz es minoritaria, estas variaciones no se ven reflejadas en el consumo total de agua por parte del cultivo, viéndose compensadas por los cambios en los requerimientos de agua azul. En ambos cultivos, un aumento de la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo provoca un aumento en el consumo de agua verde.

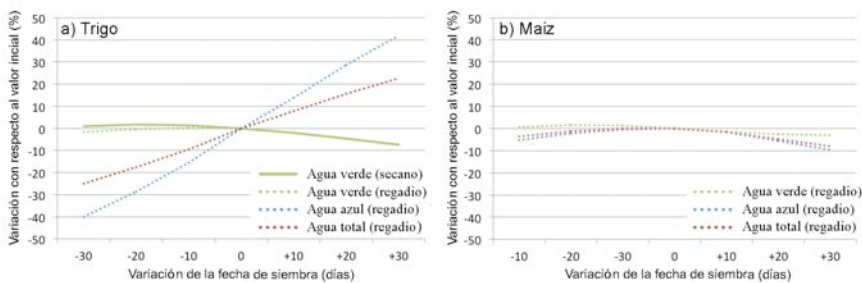
Figura 3.17. Incremento del consumo de agua (verde y azul) para el cultivo de trigo (a) y el cultivo maíz (b) en función de las variaciones realizadas sobre la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo. Valores para el año 2004 expresados en %.



En el caso de la fecha de plantación, se ha encontrado un patrón muy diferente en función de cada cultivo evaluado, principalmente en el caso de los cultivos de regadío (Figura 3.18). Mientras que para el trigo un retraso de la fecha de plantación de 30 días supone un incremento del consumo de agua azul de casi el 50%, esta variación se reduce en el caso del maíz (10%). El trigo, sembrado por norma general a principios del año hidrológico (octubre-noviembre) y recogido a principios de verano (junio-julio) es capaz de satisfacer un elevado porcentaje de sus necesidades mediante el agua aportada por la precipitación. Un retraso de 30 días en su fecha de plantación hace coincidir su periodo de máximo requerimiento

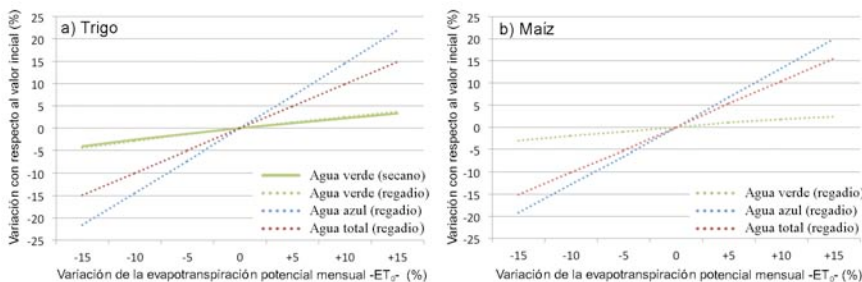
hídrico con el principio de la época estival, caracterizada por el bajo aporte de precipitaciones. Lo que provoca que en el proceso de simulación sus necesidades hídricas deben ser suplementadas mediante riego. En el caso del maíz este efecto se encuentra mitigado, debido a que la mayor parte de su ciclo vegetativo coincide con los meses de mayor ET_0 y menor P . Las variaciones de su fecha de siembra no provoca por tanto un desplazamiento del ciclo vegetativo hacia periodos con una mayor/menor demanda de agua.

Figura 3.18. Incremento del consumo de agua (verde y azul) para el cultivo de trigo (a) y el cultivo maíz (b) en función de las variaciones realizadas sobre la fecha de plantación. Valores para el año 2004 expresados en %.



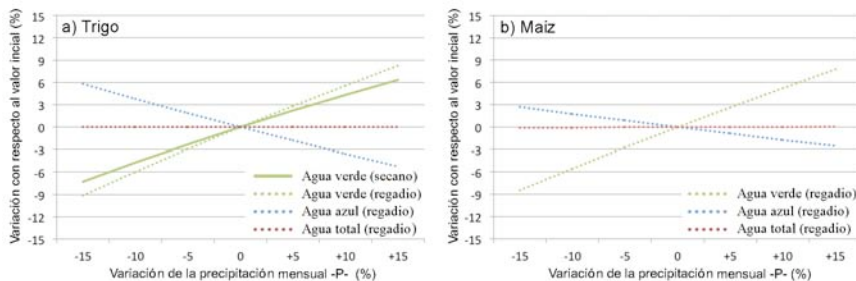
En el caso de la ET_0 se puede observar que las principales variaciones se producen sobre los resultados simulados para cultivos en regadío. En ellos, una variación de la ET_0 de un 15% produce cambios en la demanda de agua azul de casi el 20%. Para la componente verde, tanto en cultivos de secano como de regadío, no se producen apenas afecciones, con cambios menores al 5% (Figura 3.19). Esto se debe a que un aumento en la ET_0 no produce un aumento en la capacidad evaporadora de la planta si no existe un mayor volumen de agua disponible en el suelo.

Figura 3.19. Incremento del consumo de agua (verde y azul) para el cultivo de trigo (a) y el cultivo maíz (b) en función de las variaciones realizadas sobre ET_0 mensual obtenida del modelo SIMPA. Valores para el año 2004 expresados en %.



Por último, una variación en los datos de entrada de P afecta principalmente a los cultivos en secano (Figura 3.20). De esta forma, variaciones del 15% de la P modifican los resultados simulados en casi un 10% del consumo de agua verde. Para cultivos en regadío, y a pesar de no afectar al volumen total de agua evapotranspirada por los cultivos (<1%), sí afectan a la distribución de las componentes. Así, mientras que un incremento del 15% de P provoca para el cultivo del trigo un aumento de la componente verde de casi el 9%, a su vez produce una reducción de la componente azul de casi el 7%. Para el cultivo del maíz ocurre algo muy similar, aunque los valores son algo menores (8% para la componente verde y 3% para la componente azul respectivamente).

Figura 3.20. Incremento del consumo de agua (verde y azul) para el cultivo de trigo (a) y el cultivo maíz (b) en función de las variaciones realizadas sobre P mensual obtenida del modelo SIMPA. Valores para el año 2004 expresados en %.



Estos resultados indican que la estimación de las componentes verde y azul de la HH de los cultivos es relativamente sensible a ciertas variables, por lo que el uso de información lo más local posible será crucial para obtener buenos resultados.

Es por ello que se ha tratado de utilizar una fecha de siembra lo más ajustada posible, teniendo en cuenta las posibles variaciones en las distintas comarcas agrarias. A pesar de todo, las fechas de siembra pueden variar de un año a otro en función de las características climáticas de cada año. Esto, unido a que se ha utilizado la misma fecha para cultivos manejados en secano como en regadío, puede suponer una cierta desviación de los resultados. En el caso de las propiedades hidráulicas, y a pesar de haber utilizado la información mas precisa disponible, puede ocurrir algo similar. Aún cuando la cartografía utilizada se encuentra en una resolución de 1 km x 1 km de celda, esta ha sido generada mediante funciones empíricas de pedotransferencia. Además la cartografía base utilizada tiene una escala muy elevada (1:1.000.000), lo que aumenta el grado de incertidumbre de la información de entrada utilizada.

En el caso de las variables climáticas, el análisis de sensibilidad muestra la dependencia de los resultados simulados por CWUModel sobre la certeza de los datos del modelo SIMPA (Álvarez *et al.*, 2005). El modelo SIMPA se basa en la interpolación de información climática de mas de 5.000 estaciones de toda la Península Ibérica. A pesar de ello, la fiabilidad de sus resultados se ve influenciada por la localización y distribución de las estaciones, siendo menos abundantes en zonas montañosas. Puesto que la mayor parte de los cultivos se distribuyen por zonas relativamente llanas del interior de la cuenca, cabe esperar una menor afección en este sentido. Por otro lado, SIMPA calcula la ET_0 mediante el método de Thornthwaite, aplicando un factor de corrección mediante el método de Penman-Monteith (Estrela *et al.*, 1999). El primero ha sido ampliamente utilizado en la Península Ibérica para el cálculo de la ET_0 , debido principalmente a que sólo necesita la temperatura para su cálculo. Este método ha sido desarrollado para climas húmedos y subhúmedos, por lo que su aplicación en zonas semiáridas suele infravalorar los resultados. De esta forma, Soriano *et al.* (2012) encontraron mediante un estudio comparativo entre distintos métodos de cálculo de ET_0 en la Península Ibérica que el método de Thornthwaite es el que da valores mas bajos de ET_0 . A pesar de los factores de corrección utilizados por el método SIMPA, es muy probable que se produzca una pequeña subestimación de los valores de ET_0 y por tanto una subestimación de los resultados simulados por CWUModel, que afectarán principalmente a la demanda azul de cultivos en regadío.

Por último, es preciso recordar que los datos utilizados por CWUModel son datos diarios, por lo que ha sido necesario re-escalar la información climática mensual a series diarias. En el caso de la ET_0 esto se ha realizado mediante interpolación lineal, de forma que la variación diaria de la ET_0 se genera de forma constante dentro del mes, no produciéndose las fluctuaciones características de esta variable. Por otro lado, la P ha sido generada mediante un modelo estocástico de precipitación, basado en la cadena de Markov de primer orden. Este tipo de cadenas, a pesar de simular de forma correcta las series de precipitación diaria, no son capaces de representar series largas de días sin precipitación, ni eventos extremos de lluvia (Racsko *et al.*, 1991). Esto puede sobreestimar la cantidad total de agua disponible para los cultivos, principalmente en los meses mas secos.

3.5.12 Verificación y comparación de resultados

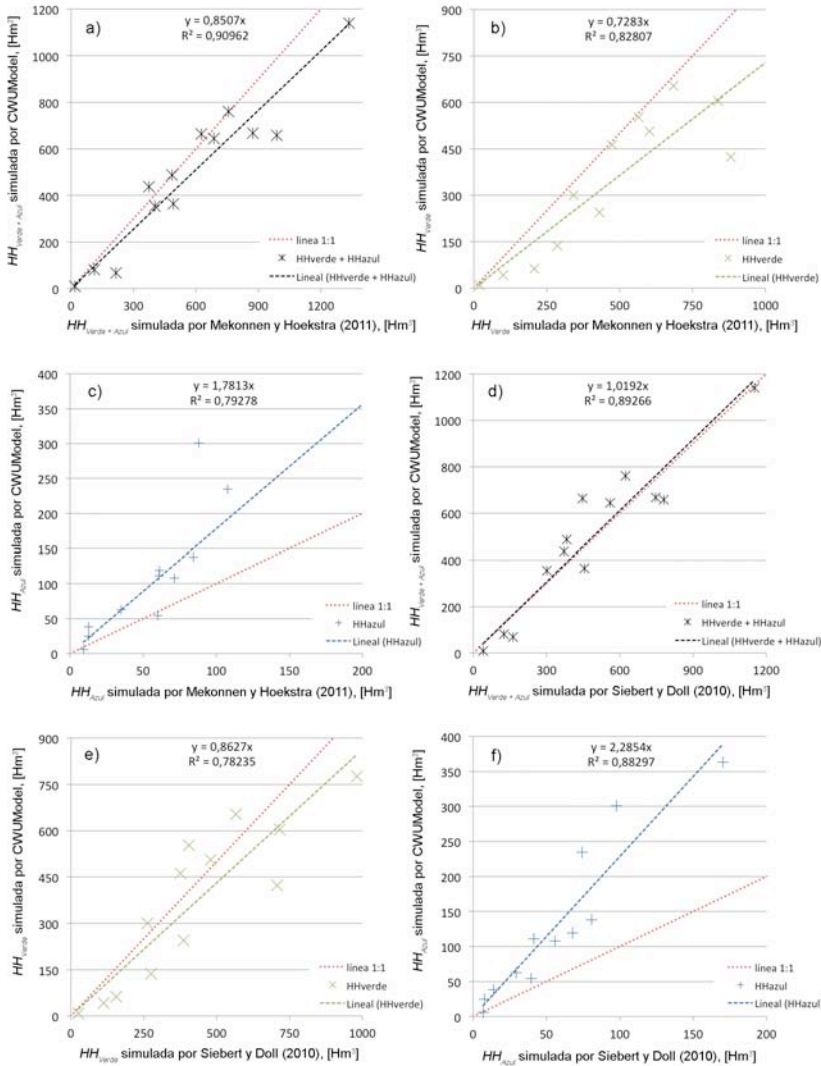
Los valores de HH simulados por CWUModel para la agricultura en la cuenca del Duero han sido comparados con los resultados propuestos por otros autores para la misma cuenca hidrográfica. En primer lugar se han comparado las componentes

consuntivas de la HH con los datos calculados por Mekonnen & Hoekstra (2011) y Siebert & Döll (2010) para la misma zona y cultivos evaluados. De esta manera, Mekonnen & Hoekstra (2011) han calculado una HH de $7.368 \text{ hm}^3/\text{año}$ (88% verde, 12% azul) para los cultivos de trigo, cebada, centeno, maíz, patata, remolacha azucarera y girasol. Siebert & Döll (2010) por el contrario proponen una HH de $6.145 \text{ hm}^3/\text{año}$ (90% verde y 10% azul). Para estos mismos cultivos CWUModel ha simulado un valor de $6.330 \text{ hm}^3/\text{año}$ (77% verde, 23% azul). A pesar de las diferencias encontradas, si se comparan la HH evaluada en cada uno de los sistemas de explotación se puede observar una buena correlación con ambos estudios, con un $R^2 = 0,90$ en el caso de Mekonnen & Hoekstra (2011) (Figura 3.21a) y un $R^2 = 0,88$ en el caso de Siebert & Döll (2010) (Figura 3.21d). Esta correlación disminuye si se comparan las distintas componentes de la HH por separado, encontrándose en el caso de la componente verde un $R^2 = 0,82$ para los resultados propuestos por Mekonnen & Hoekstra (2011) (Figura 3.21b) y un $R^2 = 0,86$ con respecto a Siebert & Döll (2010) (Figura 3.21e). Para el caso de la HH_{azul} la correlación se establece en $R^2 = 0,79$ para Mekonnen & Hoekstra (2011) (Figura 3.21c) y en $R^2 = 0,88$ con respecto a los resultados obtenidos por Siebert & Döll (2010) (Figura 3.21f).

Para ambos casos, la correlación aumenta al 95% si comparamos la HH_{Total} para cada uno de los cultivos evaluados en la cuenca. Debido al uso de distintas escalas geográficas y periodo de simulación, así como el uso de distintas fuentes de información climática y edafológica resulta muy difícil identificar las diferencias encontradas.

Aún así, las buenas correlaciones hacen suponer que los datos siguen un patrón muy similar, aún encontrándose grandes desviaciones con respecto a la línea de tendencia 1:1 (Figura 3.21). Esto puede en parte se explicado por la superficie cultivada utilizada. Tanto el trabajo realizado por Mekonnen & Hoekstra (2011) como el de Siebert & Döll (2010) se han basado en la base de datos MIRCA2000 (Portmann *et al.*, 2008) para generar los mapas de superficies cultivadas, mientras que para CWUModel se ha generado una cartografía específica a partir de información estadística. A pesar de que la superficie total cultivada es muy similar en ambos casos, 2 millones de ha en el caso de MIRCA2000 frente a 1,9 millones de ha utilizadas en el presente estudio para los cultivos anteriormente mencionados, la superficie en regadío utilizada es casi dos veces superior en el caso de CWUModel. Esto explicaría en parte las grandes diferencias encontradas en cuanto a las componentes verde y azul de la HH .

Figura 3.21. Comparación del consumo de agua (HH_{verde} y HH_{azul}) de la agricultura en la cuenca del Duero. Los datos representados hacen referencia a los valores simulados para los 13 sistemas de explotación por CWUModel frente a Mekonnen y Hoekstra (2011) (a-c) y frente a Siebert y Döll (2010) (d-f).

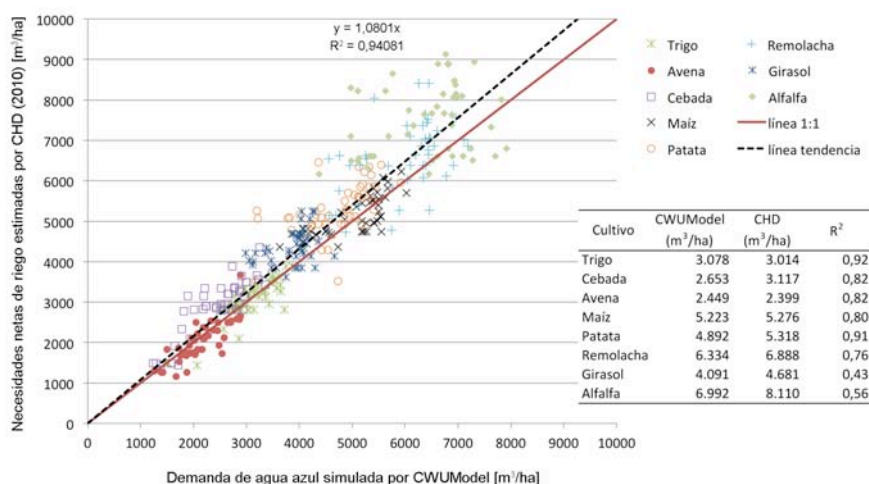


La demanda de agua azul simulada por CWUModel ha sido también comparada con las necesidades netas de riego estimadas por la CHD en las distintas regiones agrarias para el periodo 2003-2004 (CHD, 2012) para los cultivos de trigo, cebada, avena, maíz, patata, remolacha azucarera, girasol y alfalfa (Figura 3.22). Los resultados obtenidos en dicho periodo presentan una buena correlación, con un R^2 ponderado sobre la superficie cultivada de 0,94 para el conjunto de cultivos evaluados. A pesar de que se ha utilizado una información de entrada al modelo

similar, se puede detectar ciertas diferencias. Como se puede observar en la Figura 3.22, las mayores diferencias encontradas han sido para los cultivos con una elevada demanda de agua, como la remolacha azucarera ($R^2 = 0,76$) o la alfalfa ($R^2 = 0,56$).

Todo esto se puede deber a: i) CHD estima las necesidades netas de riego mediante la diferencia entre ET_c y la precipitación efectiva; ii) CHD utiliza una baja resolución espacial, definiendo las variables climáticas y edafológicas por un criterio de proximidad; iii) existen ciertas diferencias en las variables de los cultivos utilizadas, tanto en los valores de K_c como en el número de días que el cultivo pasa en cada periodo. Por ejemplo, en el caso de la cebada, CHD utiliza un periodo de cultivo 20 días más largo que el utilizado en CWUModel; iv) las variables climáticas utilizadas por CWUModel derivan del modelo SIMPA, mientras que CHD utiliza los valores reales de las estaciones agroclimáticas; v) la serie de precipitación diaria es construida en CWUModel mediante un generador estocástico.

Figura 3.22. Comparación de la demanda neta de agua azul de los cultivos en la cuenca del Duero. Los datos representados hacen referencia a los valores simulados por CWUModel para las 51 comarcas agrarias frente a los valores propuestos por CHD (2010).



A pesar de la buena correlación encontrada entre CWUModel y las dotaciones hídricas de los cultivos evaluadas por la CHD, existen diferencias importantes en el volumen total de agua azul simulado por CWUModel, y el volumen total asignado por el Plan de Cuenca (CHD, 2012). Así, mientras CHD establece una demanda de agua total de 3.919 hm³/año para el sector agrario, CWUModel simula este valor en 3.256 hm³/año. Un análisis en profundidad refleja que las diferencias encontradas entre ambas valoraciones se deben exclusivamente a la superficie de regadío

utilizada en la evaluación. Así, mientras CHD estima una superficie asignada de regadío de 534 mil ha, CWUModel utiliza una superficie anual un 20% menor, estimada en 432 mil ha. Si los valores de superficie son corregidos, por ejemplo mediante la introducción de la misma superficie en CWUModel, y asumiendo las dotaciones previamente simuladas, el uso total de agua se establecería en 4020 hm³, un 3% mayor al establecido por la CHD. La misma correlación se encuentra en los 13 sistemas de explotación evaluados, con una R² de 0,99. Las principales diferencias aparecen en los sistemas Támega-Manzanas (1) donde CWUModel asume que no existen tierras en regadío, frente a las 2.500 ha reportadas por CHD, y en el sistema Esla-Valderaduey (4) cuya superficie modelada por CWUModel se establece en 58 mil ha, frente a las casi 100 mil ha estimadas por CHD. CWUModel calcula la superficie en función de información estadística, evaluando la superficie anual productiva, mientras que CHD utiliza la superficie agraria asignada a cada una de las áreas regables, independientemente si se encuentra o no en uso. Este hecho queda recogido por el propio Plan de Cuenca, al asumir una importante desviación entre la superficie asignada y la realmente regada. Estas desviaciones se deben a que: i) la superficie útil regada es menor al tamaño total de la parcela, al descontar linderos, caminos de servicio o el área desaprovechada por las distintas tecnologías de riego (como el caso del sistema pivot circular); ii) no todos los años se riega toda la superficie agraria asignada; iii) existe una cierta rotación de tierras, principalmente asociada al uso de aguas subterráneas. De esta forma, la CHD ha estimado mediante métodos de teledetección que la superficie realmente regada durante el año 2009 fue de 459 mil ha, en vez de las 533 mil ha asignadas en el Plan de Cuenca.

3.6 Conclusiones

CWUModel es un modelo de balance hídrico desarrollado para evaluar en un contexto espacial la *HH* de la agricultura en la cuenca del Duero. Naturalmente la misma metodología puede ser aplicada a cualquier otra cuenca hidrográfica, especialmente dentro de la Península Ibérica. Puesto que CWUModel se ha desarrollado para realizar análisis a nivel regional, la información de entrada deberá encontrarse a la misma escala. El problema radica en que no es habitual encontrar información estadística y cartográfica a nivel regional, por lo que un adecuado reescalado de la información disponible es esencial para obtener sólidos resultados. Un conocimiento en detalle de ciertas variables como la localización o superficie de los cultivos es primordial a la hora de abordar estos análisis. La generación de mapas de cultivos mediante la combinación de mapas de usos del

suelo (como el SIOSE) e información estadística son una posible solución para el escalado de la información agraria a nivel de cuenca. Este tipo de mapas además, otorgan cierto dinamismo al modelo, al reflejar las fluctuaciones anuales en la superficie de los cultivos.

La reducida escala de trabajo de CWUModel con respecto a otros trabajos a nivel global sugieren una mejor precisión de los resultados simulados, al utilizar como entrada al modelo variables regionales o locales. De esta forma, como señalan Mekonnen & Hoekstra (2010), los resultados de este tipo de modelos son sensibles a las variables edafológicas y al calendario de cultivo utilizado. Siebert & Döll (2010) consideran que la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo, así como la información estadística sobre superficie y rendimientos son la principal fuente de incertidumbre. Como se ha podido observar en el análisis de incertidumbre realizado, la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo, así como las fechas de cultivo seleccionadas son un parámetro fundamental del que dependerán la veracidad de los resultados obtenidos.

Las variables climáticas de entrada al modelo son otro de los parámetros esenciales para un correcto funcionamiento del modelo. El escalado de información mensual a información diaria puede ser una solución factible para evitar los complejos procesos de interpolación geográfica, así como la falta de series largas de información diaria. Mientras que la ET_0 puede ser re-escalada mediante interpolaciones lineales, este proceso queda desaconsejado en el caso de la P , debido al comportamiento errático de la misma. La utilización de generadores estocásticos de series de precipitación diaria son una opción a tener en cuenta, siempre que sean previamente calibrados con información climática local. Estos modelos, basados en la cadena de Markov de primer orden, representan de forma correcta el comportamiento de la precipitación en multitud de climas.

Como muestran los resultados simulados por CWUModel, el agua verde es esencial para la producción agraria en la cuenca del Duero, alcanzado el 75% del total de agua consumida en la cuenca. La importancia del agua verde va más allá de los cultivos en secano, suponiendo para los cereales de invierno en regadío más del 45%. En el caso de los cultivos con elevada demanda hídrica, el agua verde alcanza el 25-35%. A pesar de todo, el agua azul es una componente clave para mantener la productividad de la cuenca, al producir un desacoplamiento parcial entre los rendimientos de los cultivos y los periodos de sequía. Las simulaciones realizadas con CWUModel muestran que la CWP se encuentra correlacionada con el sistema de gestión realizado. Se ha encontrado una CWP más elevada para

cultivos en secano que para cultivos en regadío. Esto se debe a las elevadas productividades de los cultivos en secano en la cuenca del Duero, principalmente de los cereales, con un rendimiento entre 2.500-3.500 kg/ha. A pesar de todo, la *CWP* de los cultivos en secano se encuentra muy relacionada con la precipitación anual, de forma que disminuye de forma considerable en periodos de sequía.

La estimación del índice de escasez medio mensual según propone Hoekstra *et al.* (2012) y según las suposiciones utilizadas en el presente trabajo, ofrece información de escaso valor para establecer los impactos ambientales reales del uso intensivo de agua azul en cuencas como la del Duero, donde la elevada regulación de caudales, distorsiona la disponibilidad mensual de la misma. La representación de los caudales fluyentes, con respecto a los caudales ecológicos establecidos puede dar una información más precisa sobre las posibles afecciones ambientales. Aunque el desarrollo de este tipo de índices a escala mensual y centrado en el uso consuntivo del agua mejora la información generada con respecto a otros índices basados exclusivamente en el uso total de agua a nivel anual. Por otro lado, la utilización del caudal ecológico mínimo para el cálculo del volumen de agua disponible supone una sobreestimaciones de la misma, lo que se traduce en un índice de escasez anual medio mensual más reducido. El establecimiento de los requerimientos ambientales como un porcentaje de desviación con respecto al caudal natural, más allá de la cuantificación de los caudales mínimos y máximos puede ayudar a garantizar la sostenibilidad de la cuenca a largo plazo.

La introducción de un modelo de regresión para estimar el N lixiviado puede mejorar la precisión de los resultados simulados para la HH_{gris} . Este modelo optimiza la suposición tradicional de que el 10% del N aplicado en forma de fertilizante es perdido por lixiviación. Además, permite la identificación de los cultivos con mayor impacto, al tener en cuenta no sólo criterios como la carga aplicada, sino la capacidad de extracción por parte de cada cultivo. De esta forma ha sido posible determinar que la HH_{gris} de la cuenca se encuentra muy influenciada por el cultivo en regadío del maíz, la patata o la remolacha azucarera, con valores de lixiviación muy superiores al 10% del N total aplicado. A pesar de todo, la calidad de los datos de entrada, así como otros factores no tenidos en cuenta por el modelo de regresión (distribución e intensidad de los eventos de lluvia, la tecnología de riego, la forma de aplicación del nitrógeno, o el tipo de fertilizante utilizado) pueden incrementar la incertidumbre de los resultados. Además, al asumir que la C_{nat} es 0, se está obviando el transporte de nutrientes que se produce de forma natural. Con ello, se sobreestima la capacidad de asimilación del ecosistema, lo que resulta en

una menor HH_{gris} . La utilización de un indicador que relacione la HH_{gris} derivada de la agricultura con el volumen neto de agua recargada en el acuífero podría ayudar a identificar aquellas zonas en las que la entrada de contaminantes al acuífero es superior a la capacidad de asimilación del mismo a largo plazo, lo que deberá ser explorado en futuros trabajos.

La evaluación de la productividad aparente del agua y la tierra proporciona una información de gran interés sobre la sostenibilidad económica del uso del agua en la cuenca. El análisis realizado se ha centrado exclusivamente en valorar en términos monetarios el consumo de agua y la superficie ocupada por la agricultura. A pesar de las limitaciones de dicho análisis, se puede concluir que el uso del agua por parte de la agricultura genera un escaso valor añadido ($0,25 \text{ €/m}^3$) como consecuencia de la predominancia de cereales y cultivos industriales. Son los cultivos con una mayor HH (m^3/ton) aquellos que por norma general se asocian con una menor productividad aparente del agua. Son las patatas, hortalizas y viñedo aquellos con un rendimiento económico por unidad de agua utilizada más elevado. Lo que explica que el viñedo, tradicionalmente cultivado en la cuenca en condiciones de secano, se esté transformando a un cultivo de regadío.

En conclusión, la evaluación espacial de la HH mediante modelos de balance de agua, a nivel de cuenca hidrográfica o subcuenca, en vez de con modelos a nivel nacional o regional, genera unos resultados más robustos. Permite además tener en cuenta las variaciones espaciales de los datos de entrada, como las variables climáticas o las propiedades del suelo. Puesto que los límites administrativos raramente coinciden con los límites naturales de una cuenca hidrográfica, este tipo de modelos facilitan el análisis de la HH a nivel de cuenca, permitiendo además una interpretación espacial de los resultados. Conocer además el volumen de agua consumido o contaminado para cada uno de los cultivos presentes en la cuenca, en función de su localización, sistema de manejo y prácticas agrarias utilizadas, puede ayudar a implementar nuevas medidas que permitan mejorar la eficiencia productiva, técnica y de asignación de recursos.

3.7 Bibliografía

- AEMET Serie de datos meteorológicos (2011). Accessed 30 de Octubre 2012
- Alcamo J, Henrichs T, Rosch T (2000) World Water in 2025: Global modeling and scenario analysis for the World Commission on Water for the 21st Century. Kassel World Water Series, Center for Environmental Systems Research, University of Kassel, vol Report nº2. Germany
- Aldaya MM, Llamas MR (2008) Water footprint analysis for the Guadiana river basin. . Papeles de Agua Virtual. Santander
- Aldaya MM, Hoekstra AY (2010) The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agricultural Systems* 103 (6):351-360
- Aldaya MM, Allan JA, Hoekstra AY (2010a) Strategic importance of green water in international crop trade. *Ecol Econ* 69 (4):887-894
- Aldaya MM, Martínez-Santos P, Llamas MR (2010b) Incorporating the Water Footprint and Virtual Water into Policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain. *Water Resour Manag* 24 (5):941-958
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. *Irrigation and Drainage Papers* vol 56. FAO, Rome
- Álvarez J, Sánchez A, Quintas L (2005) SIMPA, a GRASS based Tool for Hydrological Studies. *International journal of geoinformatics* 1. (1)
- Brotos L, Manosa S, Estrada J (2004) Modelling the effects of irrigation schemes on the distribution of steppe birds in Mediterranean farmland. *Biodivers Conserv* 13 (5):1039-1058
- Bulsink F, Hoekstra AY, Booij MJ (2010) The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products. *Hydrol Earth Syst Sc* 14 (1):119-128
- Carrera-Hernández JJ, Gaskin SJ (2007) Spatio temporal analysis of daily precipitation and temperature in the Basin of Mexico. *Journal of Hydrology* 336 (3,4):231-249
- Castellvi F, Mormeneo I, Perez PJ (2004) Generation of daily amounts of precipitation from standard climatic data: a case study for Argentina. *Journal of Hydrology* 289 (1-4):286-302
- Causapé J, Clavería I (2006) Influencia del régimen de lluvias sobre el impacto agroambiental del regadío. Un caso en Bardenas (Zaragoza). *INFORMACIÓN TÉCNICA ECONÓMICA AGRARIA* 102 (4)
- Cavero J, Beltrán A, Aragüés R (2003) Nitrate exported in drainage waters of two sprinkler-irrigated watersheds. *Journal of environmental Quality* 32 (3):916-926
- Ceballos-Barbancho A, Morán-Tejeda E, Luengo-Ugidos MÁ, Llorente-Pinto JM (2008) Water resources and environmental change in a Mediterranean environment: The south-west sector of the Duero river basin (Spain). *Journal of Hydrology* 351 (1-2):126-138
- CEE (1996) Protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. vol 91/676/EEC.
- Chapagain AK, Hoekstra AY (2004) Water footprints of nations. *Value of Water Research Report*. UNESCO-IHE, vol 16. Delft, The Netherlands
- Chapagain AK, Hoekstra AY, Savenije HHG, Gautam R (2006) The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecol Econ* 60 (1):186-203
- CHD (2007) Plan especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía. Ministerio de Medio Ambiente, Valladolid
- CHD (2012) Plan Hidrológico de la Cuenca del Duero: memoria y normativa. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Valladolid
- Custodio E, Garrido A, Coleto C, Salmoral G (2012) The challenges of agricultural diffuse pollution. In: De Stefano L, Llamas MR (eds) *Water, Agriculture and the Environment in Spain: can we square the circle?* CRC Press, London,
- Custodio E, Llamas MR (1983) *Groundwater hidrology*, vol I and II. Omega edn., Barcelona
- De Miguel A, Kallache M, García-Calvo E (2012) CWUModel: a water balance model to estimate the water footprint in the Duero river basin. In: Pascual JA, Sanz JM, De Bustamante,

I (eds) Cuadernos de Geomática: La aplicación de técnicas espaciales por la hidrología ambiental, vol 1. IMDEA Agua, Madrid,

De Willegen P (2000) An analysis of the calculation of leaching and denitrification losses as practised in the NITMON approach., vol Report 18. Plant Research International. Wageningen

Diacono M, Castrignano A, Troccoli A, De Benedetto D, Basso B, Rubino P (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

Diaz JAR, Urrestarazu LP, Poyato EC, Montesinos P (2012) Modernizing water distribution networks Lessons from the Bembezar MD irrigation district, Spain. *Outlook Agric* 41 (4):229-236

Diez JA, Caballero R, Roman R, Tarquis A, Cartagena MC, Vallejo A (2000) Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain. *Journal of environmental Quality* 29 (5):1539-1547

Doorenbos J, Kassam AH (1979) Yield response to water. *Irrigation and Drainage Paper*, vol 33. FAO, Rome

Duarte R, Sanchez-Choliz J, Bielsa J (2002) Water use in the Spanish economy: an input-output approach. *Ecol Econ* 43 (1):71-85

EEC (1996) The protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources vol 91/676/EEC.

Estrela T, Cabezas Calvo-Rubio F, F. EL (1999) La evaluación de los recursos hídricos en el Libro Blanco del Agua en España. *Ingeniería del agua* 6 (2):125-138

Fader M, Gerten D, Thammer M, Heinke J, Lotze-Campen H, Lucht W, Cramer W (2011) Internal and external green-blue agricultural water footprints of nations, and related water and land savings through trade. *Hydrol Earth Syst Sc* 15 (5):1641-1660

FAO AQUASTAT on-line database (2011) Food and Agriculture Organization of the United Nations. Accessed 30 June 2011

FAO, IIASA, ISRIC, SISSCAS, JRC Harmonized World Soil Database, 1.2 version (2012) FAO. Accessed 20 November 2012

Gallego-Ayala J, Gomez-Limon JA (2009) Analysis of policy instruments for control of nitrate pollution in irrigated agriculture in Castilla y León, Spain. *Span J Agric Res* 7 (1):24-40

Gallego-Ayala J, Gomez-Limon JA (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, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodriguez-Casado R, Aldaya MM (2010) *Water footprint and virtual water of Spain*. Springer, New York

Geng S, Devries F, Supit I (1986) A SIMPLE METHOD FOR GENERATING DAILY RAINFALL DATA. *Agric For Meteorol* 36 (4):363-376

Gómez-Arnau (1988) *El cultivo del girasol. Hojas Divulgadoras*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Sevilla

Gómez-Limón JA (2006) *Agua y Regadío en el Duero*. Paper presented at the Congreso homenaje al Duero y sus ríos: memoria, cultura y porvenir, Salamanca,

Gomez-Limon JA, Riesgo L (2009) Alternative approaches to the construction of a composite indicator of agricultural sustainability: An application to irrigated agriculture in the Duero basin in Spain. *J Environ Manage* 90 (11):3345-3362

Hoekstra AY, Chapagain AK (2007) The water footprints of Morocco and the Netherlands: Global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities. *Ecol Econ* 64 (1):143-151

Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM, Mekonnen MM (2011) *The water footprint assesment manual: Setting the global standard*. Earthscan, London

Hoekstra AY, Hung PQ (2005) Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environ Chang* 15 (1):45-56

Hoekstra AY, Mekonnen MM, Chapagain AK, Mathews RE, Richter BD (2012) Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue Water Availability. *PLoS One* 7 (2)

Hoff H, Falkenmark M, Gerten D, Gordon L, Karlberg L, Rockstrom J (2010) Greening the global water system. *Journal of Hydrology* 384 (3-4):177-186

- Iglesias A, Quiroga S (2007) Measuring the risk of climate variability to cereal production at five sites in Spain. *Clim Res* 34 (1):47-57
- IGN (2011) Occupation information System of Soil in Spain. Geographic Institute of Spain, IGN Modelo digital del terreno - MDT200 (2013) Instituto geográfico nacional. <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>. Accessed 15 Agosto 2013
- INE Censo Agrario (2012) Instituto Nacional de Estadística. <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=%2Ft01%2Fp042/E01&file=inebase>. Accessed 10 de Enero 2012
- ITACyL Red de estaciones agroclimáticas: base de datos online (2012) Consejería de Agricultura y Ganadería de la Junta de Castilla y León. <http://www.inforiego.org/opencms/opencms/estaciones/listado/index.html>. Accessed último acceso: 30 de Octubre de 2012
- JCyL (2009) por el que se designan las zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes de origen agrícola y ganadero, y se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias. DECRETO 40/2009
- Jego G, Martinez M, Antiguada I, Launay M, Sanchez-Perez JM, Justes E (2008) Evaluation of the impact of various agricultural practices on nitrate leaching under the root zone of potato and sugar beet using the STICS soil-crop model. *Science of The Total Environment* 394 (2-3):207-221
- Lecina S, Isidoro D, Playón E, Aragón R (2010) Irrigation modernization and water conservation in Spain: The case of Riegos del Alto Aragón. *Agr Water Manage* 97 (10):1663-1675
- Lesschen JP, Stoortvogel JJ, Smaling EMA, Heuvelink GBM, Veldkamp A (2007) A spatially explicit methodology to quantify soil nutrient balances and their uncertainties at the national level. *Nutr Cycl Agroecosyst* 78 (2):111-131
- Liden R, Harlin J (2000) Analysis of conceptual rainfall-runoff modelling performance in different climates. *Journal of Hydrology* 238 (3-4):231-247
- Liu C, Kroeze C, Hoekstra AY, Gerbens-Leenes W (2012) Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecological Indicators* 18 (0):42-49
- Liu J, Williams JR, Zehnder AJB, Yang H (2007) GEPIC - modelling wheat yield and crop water productivity with high resolution on a global scale. *Agricultural Systems* 94 (2):478-493
- Liu JG (2009) A GIS-based tool for modelling large-scale crop-water relations. *Environ Modell Softw* 24 (3):411-422
- Liu JG, Yang H (2010) Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: Green and blue water. *Journal of Hydrology* 384 (3-4):187-197
- Liu JG, Zehnder AJB, Yang H (2009) Global consumptive water use for crop production: The importance of green water and virtual water. *Water Resour Res* 45:-
- Liu YH, Zhang WC, Shao YH, Zhang KX (2011) A comparison of four precipitation distribution models used in daily stochastic models. *Adv Atmos Sci* 28 (4):809-820
- Lopez-Geta JA, Del Barrio V, Vega M (2006) Explotación de las aguas subterráneas en el Duero: los retos de la Cuenca. Paper presented at the Congreso Homenaje al Duero y sus Ríos, Zamora,
- Lopez-Gunn E, Zorrilla P, Prieto F, Llamas MR (2012) Lost in translation? Water efficiency in Spanish agriculture. *Agr Water Manage* 108 (0):83-95
- MAGRAMA (2012a) Anuario de Estadística Agrícola. Ministerio de Agricultura, ganadería, alimentación y medio ambientes. <http://www.magrama.gob.es>, Accessed 15 de Junio 2012
- MAGRAMA (2012b) Balance de nitrógeno en la agricultura española. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente, Madrid
- MAPYA (2002) Calendario de siembra, recolección y comercialización: 1996-1998. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid
- Martinez-Cortina L (2010) Physical and hydrological characteristics. In: Llamas MR, Garrido A (eds) *Water Policy in Spain*. CRC Press, London, pp 11-20
- McBratney AB, Minasny B, Cattle SR, Vervoort RW (2002) From pedotransfer functions to soil inference systems. *Geoderma* 109 (1-2):41-73

- Mekonnen MM, Hoekstra AY (2010) A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat. *Hydrol Earth Syst Sc* 14 (7):1259-1276
- Mekonnen MM, Hoekstra AY (2011) The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrol Earth Syst Sci* 15 (5):1577-1600
- Montesinos P, Camacho E, Campos B, Rodriguez-Diaz JA (2011) Analysis of Virtual Irrigation Water. Application to Water Resources Management in a Mediterranean River Basin. *Water Resour Manag* 25 (6):1635-1651
- Moran-Tejeda E, Ceballos-Barbancho A, Llorente-Pinto JM, Lopez-Moreno JI (2012) Land-cover changes and recent hydrological evolution in the Duero Basin (Spain). *Reg Environ Change* 12 (1):17-33
- Moratiel R, Snyder RL, Duran JM, Tarquis AM (2011) Trends in climatic variables and future reference evapotranspiration in Duero Valley (Spain). *Nat Hazards Earth Syst Sci* 11 (6):1795-1805
- Moreno F, Cayuela JA, Fernandez JE, FernandezBoy E, Murillo JM, Cabrera F (1996) Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agr Water Manage* 32 (1):71-83
- New M, Lister D, Hulme M, Makin I (2002) A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Clim Res* 21 (1):1-25
- Oñate JJ (2009) Regadío y ecología: exigencias medio ambientales. In: Gómez-Limón A, Calatrava J, Garrido A, Sáez FJ, Xabadia A (eds) *La economía del agua de riego en España*. Cajamar, Almería, pp 407-428
- Oñate JJ, Suárez F, Cachón J (2001) El regadío y la evaluación ambiental estratégica. Paper presented at the Los Regadíos Españoles. II Symposium Nacional, Madrid,
- Panagos P, Van Liedekerke M, Jones A, Montanarella L (2012) European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements. *Land Use Policy* 29 (2):329-338
- Pérez CD, Gómez CM, Garrido R (2010) Cambio estructural regional y agua: escasez, dependencia e impactos sobre el tejido económico. El caso de Andalucía. *Estudios de Economía Aplicada* 28 (2):423-446
- Portmann F, Siebert S, Bauer C, Döll P (2008) Global dataset of monthly growing areas of 26 irrigated crops. *Physical Geography* 21(March) (400)
- Racsko P, Szeidl L, Semenov M (1991) A serial approach to local stochastic weather models. *Ecol Model* 57 (1,2):27-41
- Reynolds CA, Yitayew M, Slack DC, Hutchinson CF, Huete A, Petersen MS (2000) Estimating crop yields by integrating the FAO crop specific water balance model with real-time satellite data and ground-based ancillary data. *International Journal of Remote Sensing* 12 (18):3487-3508
- Richter BD, Davis MM, Apse C, Konrad C (2012) A presumptive standar for environmental flow protection. *River Res Appl* 28 (8):1312-1321
- Ridoutt BG, Pfister S (2010) A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environ Chang* 20 (1):113-120
- Rosegrant MW, Msangi S, Ringler C, Sulser TB, Zhu T, Cline SA (2008) International Model for Policy Analysis of Agricultural Commodities and Trade (IMPACT): Model Description. International Food Policy Research Institute, Washington, DC.
- Roy RN, Misra RV, Lesschen JP, Smaling EMA (2003) Assesment of soil nutrient balance, approaches and methodologies. *Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin*, vol 14. FAO, Rome
- Salmoral G, Aldaya MM, Chico D, Garrido A, Llamas MR (2011a) The water footprint of olives and olive oil in Spain. *Span J Agric Res* 9 (4):1089-1104
- Salmoral G, Dumont A, Aldaya M, Rodrigez-Casado R, Garrido A, Llamas MR (2011b) La Huella Hídrica extendida de la cuenca del Guadalquivir. *Papeles de seguridad hídrica y alimentaria y cuidado de la naturaleza*, vol nº 1. Santander
- Schuol J, Abbaspour KC (2007) Using monthly weather statistics to generate daily data in a SWAT model application to West Africa. *Ecol Model* 201 (3-4):301-311

Siebert S, Döll P (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

Smaling EMA, Roscoe R, Lesschen JP, Bouwman AF, Comunello E (2008) From forest to waste: Assessment of the Brazilian soybean chain, using nitrogen as a marker. *Agric Ecosyst Environ* 128 (3):185-197

Soriano MD, Pons V, Gracia-España L (2012) Comparación de los valores obtenidos en zonas contrastadas climáticamente en la Península Ibérica utilizando diferentes modelos para el cálculo de la evapotranspiración. Paper presented at the 8º Congreso Internacional Cambio Climático. Extremos e impactos, Salamanca,

UNEP (2011) Water footprint and corporate water accounting for resource efficiency, . United Nations Environment Programme, Paris

USDA (1997) Sprinkler irrigation. In: Agriculture USDo (ed) National Engineering Handbook. Washington, D. C.,

Ward FA, Pulido-Velázquez M (2008) Water conservation in irrigation can increase water use. *PNAS* 105 (47):18215-18220

Wilks DS (1999) Interannual variability and extreme-value characteristics of several stochastic daily precipitation models. *Agric For Meteorol* 93 (3):153-169

Wilks DS, Wilby RL (1999) The weather generation game: a review of stochastic weather models. *Progress in Physical Geography* 23 (3):329-357

Xu CY, Singh VP (1998) A Review on Monthly Water Balance Models for Water Resources Investigations. *Water Resour Manag* 12:31-50

Yang H, Wang L, Abbaspour KC, Zehnder AJB (2006) Virtual water trade: an assessment of water use efficiency in the international food trade. *Hydrol Earth Syst Sc* 10 (3):443-454

Zeng Z, Liu J, Koeneman PH, Zarate E, Hoekstra AY (2012) Assessing water footprint at river basin level: a case study for the Heihe River Basin in northwest China. *Hydrol Earth Syst Sc* 16:2771–2781

Capítulo 4

Evaluación de la huella hídrica
de la producción porcina en
España

4 Evaluación de la huella hídrica de la producción porcina en España

4.1 Justificación

La agricultura representa alrededor del 92% de la *HH* de la humanidad, atribuyéndose al sector ganadero una parte muy importante. Se ha calculado que alrededor del 30% de la *HH* de la agricultura se encuentra directamente relacionada con la elaboración de productos ganaderos (Schlink *et al.*, 2010; Mekonnen & Hoekstra, 2012). De esta forma, son numerosos los estudios que han cuantificado el volumen de agua consumida o contaminada por diversas especies ganaderas, identificándose en todos ellos que la elaboración de su alimentación es una de las actividades con mayor impacto (Chapagain & Hoekstra, 2003; Hoekstra, 2010; Ridoutt *et al.*, 2010; Mekonnen & Hoekstra, 2012; Ridoutt *et al.*, 2012; Gerbens-Leenes *et al.*, 2013). Según documenta la FAO (2012), el 37% de los cereales producidos en el mundo son destinados a la alimentación animal. Pero este valor es muy superior en algunos países, como en el caso de EE.UU., donde el sector ganadero consume casi el 70% de la producción cerealística nacional (Millstone & Lang, 2003). Esto se debe a las bajas eficiencias de transformación de los productos vegetales en carne, al necesitarse entorno a 3-8 kg de alimento para reponer 1 kg de carne (Schinckel & de Lange, 1996). Así, la *HH* por unidad energética de un producto de origen animal es muy superior a la de los productos vegetales. Por ejemplo, mientras que la *HH* de los cereales se establece en unos 0,5 L/kcal, la carne de cerdo tiene una *HH* superior a 2 L/kcal y la de vacuno algo más de 10 L/kcal (Mekonnen & Hoekstra, 2012).

Existe además, una estrecha relación entre el nivel socioeconómico de una región y el consumo de carne y productos lácteos, de forma que el desarrollo económico de un país lleva asociado un aumento en la demanda de productos de origen animal (Gerbens-Leenes *et al.*, 2010). Como consecuencia del cambio en los patrones de consumo de países en vías de desarrollo como China o Brasil hacia dietas con una mayor aporte en proteína animal, se espera un importante aumento en la demanda de productos ganaderos (Liu & Savenije, 2008). De esta forma, se prevé que la producción de carne en el mundo se duplique durante el periodo 2000-2050 para poder satisfacer las demandas futuras (Steinfeld *et al.*, 2006), lo que se traducirá en

un incremento en la presión sobre los recursos hídricos nacionales. Por ejemplo, según Bruinsma (2003), el consumo directo de agua dulce por parte del sector ganadero se va a incrementar en un 70% en los próximos 25 años, y esto sin tener en cuenta el agua necesaria para la producción de su alimentación ni los problemas de contaminación derivados de la gestión de sus residuos.

4.1.1 El sector porcino español

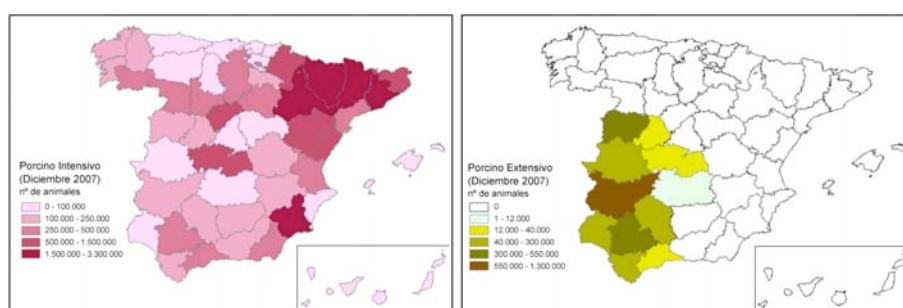
El sector porcino alcanza una gran importancia a nivel mundial, siendo el principal suministrador de carne, con casi 80 millones de toneladas sobre un total de 274 millones de toneladas de carne producidas durante el año 2008 (FAO, 2012). Este sector alcanza gran relevancia en España, tanto en número de animales, carne producida y valor económico. A nivel mundial, la carne de cerdo producida en España supone el 3,5% del total, lo que le ha convertido en el cuarto país productor, por detrás de China (46%), EE.UU. (10%) y Alemania (5%). Con un valor estimado en 4.300 millones de € en el año 2008, el sector porcino español supuso el 33% de la producción final ganadera nacional, y el 11% de la producción final agraria (MAGRAMA, 2012a). A pesar del elevado consumo de carne porcina por parte de la población española, estimado en unos 55-65 kg/persona y año, el fuerte carácter exterior del sector porcino nacional ha provocado que casi el 30% de las 3,5 millones de toneladas producidas sean destinadas a la exportación.

El sector porcino español ha sufrido una importante expansión que comenzó en la década de los 60, y que algunos autores conocen como el “boom de la producción avícola y porcícola”, lo que ha provocado que la producción porcina per cápita pase de los 7,8 kg en el año 1961 a los 73,3 kg en el 2001, superando a muchos países industrializados como EE.UU, Alemania o Francia (Clar, 2010). Pero a diferencia de otros países desarrollados, la porcicultura en España se caracteriza por una clara división entre la tipología del sistema productivo, pudiéndose agrupar a la industria en dos grandes sistemas con múltiples posibilidades intermedias: el sistema de producción industrial y el sistema de producción extensivo o semiextensivo.

El sistema industrial o intensivo agrupa la mayor parte de la producción porcina española, contando con el 91% del censo, lo que en el año 2008 supuso un total de 23,5 millones de animales. Este sistema se caracteriza por una elevada productividad, cuyo objetivo es ofrecer un amplio abanico de productos cárnicos de calidad garantizada, a precio asequible y competitivos con otros productos alternativos. Los cerdos, criados en instalaciones confinadas, son alimentados exclusivamente con piensos compuestos, especialmente diseñados para cada una

de las etapas de crecimiento. Bajo la denominación “cerdo blanco” comúnmente utilizada en el sector, existe una amalgama de razas porcinas, seleccionadas genéticamente para mejorar la productividad, entre las que se pueden destacar las razas Duroc, Pietrain, Landrace, Large White y sus múltiples cruces. Este sistema se encuentra ampliamente distribuido por toda la Península, aunque en las últimas décadas han aparecido diversos polos de producción, entre los que se pueden destacar las provincias de Barcelona, Girona, Lleida, Huesca y Murcia como las principales productoras (Figura 4.1).

Figura 4.1. Distribución provincial de la cabaña porcina española (Diciembre 2007), en número de animales. Adaptado de MAGRAMA (2012a)



El sistema extensivo o semiextensivo agrupa a sólo al 9% del censo nacional, quedando su distribución geográfica restringida al oeste y suroeste español (Figura 4.1). Este sistema tradicional se ha especializado en la producción del “cerdo ibérico”, una especie endémica de la Península Ibérica, caracterizada por una mayor calidad de sus productos y un alto valor añadido. Al igual que ocurre en el cerdo blanco, la denominación cerdo ibérico aglutina diversos linajes como el Retinto, Entrepelado, Torbiscal o Lampiño, y sus múltiples combinaciones (Rueda, 2007). El sistema extensivo se caracteriza porque un correcto manejo del animal colabora de forma significativa en el mantenimiento del ecosistema, siendo una excepción en la producción porcícola de los países desarrollados (Daza *et al.*, 2006). La cría del cerdo ibérico se encuentra obligatoriamente ligada al ecosistema adehesado y a los recursos pascícolas que en él se generan (Rodríguez-Estevéz *et al.*, 2009). La dehesa se caracteriza por ser un sistema agroforestal compuesto principalmente por encinas (*Quercus ilex*) y alcornoques (*Quercus suber*) de densidad variable, aunque por norma general con una cobertura no superior al 20%, junto con un sotobosque de especies herbáceas y arbustos dispersos, donde el animal es manejado en condiciones de semilibertad (Hadjikoumis, 2012). Son explotaciones mixtas de diferentes especies ganaderas (rumiantes y monogástricos), que se complementa con gran variedad de alternativas

comerciales y ambientales, para un mejor manejo de los recursos existentes (Gaspar *et al.*, 2009). De esta forma el cultivo de cereales en secano, la explotación forestal, la recogida de setas, la caza o el turismo ambiental complementan los ingresos totales del sistema adhesionado (Moreno & Pulido, 2009).

A pesar de que el censo de cerdo ibérico se estableció en 2,3 millones de animales en el año 2008, sólo una parte pequeña, menor al 25%, fueron realmente manejados en condiciones extensivas o semiextensiva. El otro 75% fueron criados de forma estabulada y engordados con piensos convencionales (MAGRAMA, 2011). De acuerdo con el RD 1469/2007 (MAPA, 2007) que establece las normas de calidad para la producción de cerdo ibérico y sus productos derivados se pueden distinguir cuatro sistemas productivos en función de la alimentación y manejo realizada durante la fase de engorde y acabado del animal: i) *de bellota o terminado en montanera*, donde el animal debe pastar en semilibertad, alimentándose exclusivamente de los recursos naturales existentes en la dehesa, durante un periodo mínimo de 60 días y obteniendo una reposición de carne de al menos 46 kg inmediatamente antes de su sacrificio. La carga ganadera máxima se establece en 2 cerdos por cada ha de dehesa; ii) *de recebo o terminado en recebo*, donde el animal después de pasar un periodo mínimo de 60 días en la dehesa y una con una reposición mínima de 29 kg, puede ser suplementado mediante piensos, constituidos fundamentalmente a base de cereales y leguminosas. Al igual que el anterior, la carga ganadera máxima se establece en 2 cerdos por ha; iii) *de cebo de campo*, donde el animal es alimentado a base de piensos, debiendo pasar un periodo mínimo de 60 días en campo, donde por lo general es además suplementado a base de piensos. La carga ganadera máxima se establece en 15 cerdos por ha; iv) *de cebo*, donde el animal será alimentado exclusivamente con piensos, y por norma general en condiciones estabuladas. Independientemente del tipo de manejo realizado, la mayor parte de los animales son alimentados con piensos durante los primeros estadios de su vida.

4.2 Objetivos

El objetivo del presente capítulo es evaluar la *HH* de la producción porcina española, con el fin de identificar los principales impactos sobre los recursos hídricos, proporcionando información que permita una gestión más sostenible del agua por parte del sector. De esta forma se ha cuantificado las componentes verde, azul y gris de la misma. Debido a las características especiales de la porcicultura en España, se ha diferenciado entre el sistema de manejo realizado, separando entre

cerdos producidos en sistemas industriales y cerdos criados en condiciones extensivas o semiextensivas. Ya que el sector porcino tiene una fuerte componente exterior, se han estimado además los flujos de agua asociados al intercambio de mercancías, tanto desde el punto de vista de los subproductos generados por el sector, como de los insumos necesarios para la mantenimiento de la cabaña porcina española. Mediante la desagregación de la procedencia de los flujos de agua asociados a la alimentación animal, se ha realizado un análisis de sostenibilidad, identificando los *hotspot* en la cadena de suministro. Se ha realizado además, un análisis de la HH_{gris} derivada de la gestión de los purines, como consecuencia de las pérdidas de nitrógeno producidas durante su utilización como enmienda orgánica. Con el objetivo de evaluar los posibles cambios en la HH del sector en función del tiempo, se ha seleccionado un periodo relativamente amplio, que abarca desde el año 2001 hasta el 2008.

4.3 Metodología

Como se ha visto con anterioridad, la HH de un sector se define como el volumen total de agua dulce que es consumido o contaminado en la actividad de dicho sector, ya sea de forma directa, o de forma indirecta a través de su cadena de suministro (Hoekstra *et al.*, 2011). En el caso del sector porcino, la HH se referirá a la apropiación de agua derivada de la producción de su alimentación, el volumen de agua consumido para bebida y limpieza de las granjas, el agua contaminada como consecuencia de la gestión de sus residuos y el volumen de agua consumido y contaminado durante el proceso de transformación de los productos secundarios. Otros muchos procesos se pueden asociar a la producción porcina y a su cadena de suministro (construcción de infraestructuras, consumo de energía, transporte de materias primas y animales, etc), cada uno de ellos con un consumo de materiales y energía implícito, y por tanto con una HH asociada. Pero la escasa importancia relativa de estos procesos con respecto al valor final de la HH total del sector, aconseja limitar su incorporación (Hoekstra *et al.*, 2011).

Para la evaluación de la HH del sector se ha seguido el esquema metodológico propuesto por Hoekstra *et al.* (2011) y Mekonnen & Hoekstra (2012) para el cálculo de la HH de la ganadería, adaptándola a las particularidades del sector porcino español. Para ello, se ha agrupado la producción porcícola en 4 sistemas diferentes, en función del tipo de manejo realizado: i) “intensiva”, producción industrial de la variedad cerdo blanco; ii) “cebo” producción industrial de cerdo ibérico mediante el suministro de piensos en sistemas confinados; iii) “recebo” y iv)

“montanera”, producción en condiciones semiextensivas de cerdo ibérico en función de los criterios mínimos establecidos por el RD 1469/2007 (MAPA, 2007). A pesar de que la Norma de Calidad establece la existencia de otro tipo de manejo, el sistema de “campo”, este ha sido agrupado dentro del sistema de “cebo” debido a la similitud encontrada en cuanto a la tipología de la alimentación, además de la escasa representatividad dentro del censo ganadero español (MAGRAMA, 2011).

4.3.1 La huella hídrica de la alimentación animal

La *HH* de la alimentación es la componente fundamental en la *HH* del animal, debido a que un cerdo necesita al menos 2,5-3 kg de alimento para reponer 1 kg de peso vivo (Schinckel & de Lange, 1996). El uso de piensos compuestos es la principal fuente de alimentación del sector, incluso para los animales criados en extensivo o semiextensivo, a excepción del periodo que permanecen pastando en libertad. Es por ello que para la estimación de la *HH* de la alimentación (HH_{alim}) se ha prestado especial atención a la evaluación de la *HH* de los piensos consumidos. Para ello se han seguido los siguientes pasos: i) se ha estimado el volumen de piensos compuestos consumidos por el sector porcino; ii) se ha construido una composición “tipo” del pienso compuesto, en función de la tipología, fase de crecimiento del animal y la disponibilidad de materias primas, con el objetivo de establecer el volumen de materias primas utilizadas en la alimentación del sector; y iii) se ha establecido el origen de dichas materias primas, haciendo posible la cuantificación de la *HH* asociada a cada una de ellas en función del lugar de procedencia. En el caso de los animales criados en sistemas extensivos, ha sido necesario además evaluar a su vez el volumen, la composición y la *HH* de los recursos pascícolas consumidos en el ecosistema adehesado.

Volumen de alimento consumido por la cabaña porcina española

Los requerimientos alimenticios varían en función del sistema de producción, edad del animal, raza, peso o composición de la dieta. El volumen total de alimentos consumidos por el sector ha sido evaluado en función de la metodología propuesta por Hendry *et al.* (1995) y Mekonnen & Hoekstra (2012). De ella se deriva que el volumen anual de piensos consumido por el sector ganadero se puede estimar a partir del volumen de canal sacrificado, al multiplicarlo por un índice de conversión:

$$V_{alim} = (P_{sac} \times \frac{1}{Y_{canal}} + P_{exp}) \times IC \quad (23)$$

Donde V_{alim} es el volumen total de alimentos consumidos por el sector (t/año), P_{sac} es el volumen total de canal sacrificado en España (t/año), Y_{canal} es el rendimiento de canal (kg de canal/kg de animal vivo) e IC es el índice de conversión (kg alimentación/kg de animal vivo). Puesto que el volumen de animales vivos cebados en España para su sacrificio en otros países es considerable, alrededor de 1,1 millones de animales durante el año 2007 (MITC, 2011), ha sido necesario tener en cuenta el pienso consumido por dichos animales. Para ello se ha incluido el término P_{exp} , que hace referencia al número de animales vivos cebados para su exportación a otros países (t animal vivo/año). En el caso contrario, y puesto que el volumen de animales cebados importados es despreciable, estos últimos no han sido considerados. Para la estimación del volumen de pienso consumido se han diferenciado entre 2 tipos de animales en edad de sacrificio: cerdos cebados y lechones.

Además, ha sido necesario cuantificar el volumen de alimentos consumidos por la cabaña reproductora (cerdas y verracos). Puesto que la alimentación ingerida por este grupo de animales no es utilizada de forma exclusiva para la transformación en carne, no es posible utilizar un índice de conversión en canal. Es por ello que ha sido necesario cuantificar el volumen total de alimento consumido a lo largo del periodo de vida del animal. El ciclo de vida de un animal reproductor es superior a un año, por lo que será necesario dividir el consumo total entre la edad media del animal (años). De forma que el volumen total consumido por la cabaña reproductora se obtendrá de multiplicar el censo reproductor por el volumen anual consumido por cada animal.

En el caso de los sistemas extensivos, el consumo de piensos compuestos no es la única fuente de alimentación, puesto que el animal pasta en condiciones de semilibertad durante el último periodo de su vida (al menos 2 meses). Así, durante los primeros meses, y hasta un peso aproximado de 60 kg, el animal es alimentado con piensos en zonas semiconfinadas. Este periodo es conocido como “cría” y “recrea”. Posteriormente el animal es criado en condiciones de semilibertad, siendo alimentado con piensos y con los pastos existentes en las zonas de cría, hasta alcanzar los 105 kg, en lo que se conoce como periodo de “premontanera”. Por último, el animal pasa al periodo de “montanera” donde es alimentado exclusivamente con los productos que crecen de forma natural en la dehesa, entre los que cabe destacar la bellota y el pasto como principales recursos (Rodríguez-Estevez *et al.*, 2009). Puesto que durante el periodo de premontanera y montanera el animal pasta en semilibertad, es muy difícil cuantificar el volumen de recursos pascícolas ingerido. Para ello, se ha establecido un índice de conversión de carne

de unos 10,5 kg de bellota por cada kg de carne respuesta y un consumo de pasto variable entre 1,5-2,5 kg/día en función del periodo y manejo realizado (Rodríguez-Estevez *et al.*, 2009; 2011).

En la Tabla 4.1 se puede observar un resumen de los principales parámetros productivos utilizados para la estimación del volumen total de la alimentación por parte del sector porcino español, así como las referencias bibliográficas de las que se han obtenido.

Tabla 4.1. Principales parámetros productivos y reproductores del sector porcino español en función del sistema de manejo utilizado. Fuente: elaboración propia a partir de ¹Hoque *et al.* (2009), ²Hyun *et al.* (1997), ³GENCAT (2011b), ⁴Barba *et al.* (2002), ⁵Conde-Aguilera *et al.* (2011), ⁶Criado *et al.* (2009), ⁷Rueda (2007), ⁸Rodríguez-Estévez *et al.* (2009; 2011).

Sistema de Manejo	Sistema Intensivo		Sistema extensivo	
	Cerdo blanco	Cerdo ibérico	Cerdo ibérico	Cerdo ibérico
Raza				
Tipo de manejo	Intensivo ¹⁻³	Cebo ⁴⁻⁷	Recebo ⁴⁻⁸	Montanera ⁴⁻⁸
Edad de sacrificio (días)	210	270	475	455
Peso en el sacrificio (kg de animal vivo)	95	145	151	151
Consumo total de piensos compuestos (kg por animal)	241	570	565	490
Consumo de pastos (Kg de bellotas y pasto por animal)	-	-	386	618
Índice de conversión de canal en cerdos de cebo (kg de alimento/ Kg de peso vivo)*	2,5	3,9	6,3	7,3
Índice de conversión de canal en lechones (kg de alimento/ Kg de peso vivo)*	1,6	1,1	1,1	1,1
Nº de lechones por cerda y año	23	14	13	13

* El índice de conversión incluye el volumen de piensos y recursos pascícolas consumidos durante las fase de "premontanera" y "montanera".

Composición de la dieta

La composición de la dieta utilizada en alimentación animal es muy variable, dependiendo de factores como la edad del animal, precio y disponibilidad de las materias primas, etc. Se han identificado 4 tipos de dieta en función de la edad del animal: iniciación (<14 kg), crecimiento (14–30 kg), engorde o cebo (>30 kg) y reproductores. A partir de la información estadística recogida en el estudio "la concentración de piensos compuestos en Cataluña" (GENCAT, 2011c), se han establecido las relaciones entre los grandes grupos de materias primas utilizadas en la elaboración de piensos compuestos: cereales, semillas y harinas oleaginosas, subproductos de molinería, forrajes, productos de origen animal, minerales y vitaminas. Posteriormente se ha utilizado información bibliográfica para adaptar los grandes grupos de materias primas a las distintas necesidades alimenticias en cada una de las fases de crecimiento (Hazzledine, 1995; Jagger, 1996; Lopez *et al.*,

2000). Por último, los grandes grupos de materias primas han sido convertidos en materias primas individuales en función de la disponibilidad de las mismas en el mercado nacional. Para ello, se ha realizado un balance anual de materias primas, definiendo el stock nacional para cada uno de los productos considerados. El balance se ha realizado teniendo en cuenta la producción nacional así como los volúmenes importados y exportados. Dicha información ha sido obtenida a partir del Anuario de Estadística Agraria (MAGRAMA, 2012a) y la base de datos aduanera DATACOMEX (MITC, 2011). De esta forma, y en función de la disponibilidad de las materias primas, ha sido posible realizar una evaluación anual sobre la composición de la dieta. Para ello, se ha asumido que no existe un stock interanual de materias primas a nivel nacional, lo que podría variar la disponibilidad real de dichos productos. Por último, se ha comprobado que las diferentes dietas establecidas para cada una de las fases de crecimiento del animal cumplen con los requisitos nutricionales establecidos por la Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal (FEDNA, 2006). En la Tabla 4.2 se puede encontrar un resumen de los componentes principales de la dieta en función de la edad del animal.

Tabla 4.2. Principales componentes de los piensos compuestos en España así como su valor energético, valores medios para el periodo 2001-2008.

	Fase de Iniciación	Fase de Crecimiento	Fase de Cebo	Reproductoras
Cereales (kg/t)	520	565	565	570
Semillas y harinas oleaginosas (kg/t)	20	25	25	25
Subproductos de molinería (kg/t)	260	345	315	305
Forrajes (kg/t)	0	0	25	50
Productos de origen animal (kg/t)	150	15	20	0
Minerales y Vitaminas (kg/t)	50	50	50	50
Energía digerible (Kcal/Kg)	3.181	3.239	3.215	3.094

Huella hídrica de la alimentación a base de piensos compuestos

Conocer la procedencia de las materias primas utilizadas en la elaboración de los piensos compuestos es esencial para determinar la *HH* de cada una de ellas. Puesto que es imposible determinar con exactitud que parte de la producción nacional o importación de productos es realmente consumida por el sector, se ha tenido que realizar diversas suposiciones. En primer lugar se ha asumido que la procedencia de las materias consumidas por el sector mantiene la equivalencia con el ratio del volumen total importado y el volumen producido en España de dicha materia prima. En segundo lugar, se ha considerado que la producción de una materia prima importada se ha realizado íntegramente en el propio país exportador según figura en las estadísticas aduaneras, no teniendo en cuenta posibles re-

exportaciones de productos. Por último, se ha asumido que la HH de cada una de las materias primas importadas es igual al valor medio de HH del país de procedencia. De esta forma la HH de la alimentación (HH_{alim}) quedará definida mediante la expresión:

$$HH_{alim} = \frac{P_c \times HH_c + \sum_{c=1}^n I_c \times HH_{ic}}{P_c + \sum_{c=1}^n I_c} \quad (24)$$

Donde P_c es el volumen total de producción de una determinada materia prima o cultivo en España (t/año), HH_c es el valor medio de HH de dicha materia prima o cultivo en España (m^3/t), I_c es el volumen importado de una materia prima o cultivo procedente de un país determinado (t/año), y HH_{ic} es el valor de HH medio de dicha materia prima o cultivo en el país de procedencia (m^3/t). En el caso de los productos secundarios fabricados en España y utilizados en la producción de piensos compuestos, se ha tenido en cuenta también el origen del producto primario. Un claro ejemplo son los productos derivados de la soja, como la harina, torta o aceite, cuya producción en España es notable, pero fabricada exclusivamente a partir de semillas importadas de otros países, pues la superficie destinada al cultivo de soja en España es despreciable.

La HH de cada uno de los productos utilizados en la alimentación animal y para cada uno de los países implicados se ha obtenido a partir de la base de datos "WaterStat" (Mekonnen & Hoekstra, 2011). En esta base de datos de escala global se pueden encontrar los valores medios de HH a nivel nacional, de más de 126 cultivos y de unos 200 productos secundarios. Como se ha comentado anteriormente, esta base de datos ha sido realizada en un contexto geoespacial, con una resolución de 5 minutos de arco, permitiendo distinguir entre las componentes verde, azul y gris de la HH para cada uno de los países productores. La utilización de una base de datos global y aceptada a nivel internacional, en vez de la elaboración de unos valores específicos para cada una de las materias primas implicadas, otorgan al estudio una mayor robustez, permitiendo su comparación directa con otros estudios basados en la misma fuente de información.

La huella hídrica de los productos derivados de la dehesa: bellota y pastos

En el caso de los animales criados en sistemas extensivos ha sido necesario evaluar la HH de cada uno de los productos ingeridos, siendo los pastos y la bellota los recursos pascícolas de mayor importancia.

La *HH* de los pastos ha sido evaluada siguiendo el mismo esquema metodológico utilizado para un cultivo tradicional, según lo descrito en Hoekstra *et al.* (2011). La dehesa se caracteriza por presentar una gran diversidad de especies herbáceas anuales, entre las que destacan las gramíneas, leguminosas, compuestas, plantagináceas y gerináceas, siendo su cobertura y composición muy variable en función de las características climáticas y edafológicas (González *et al.*, 2007). Se ha considerado que la pradera polífita representa de forma correcta este tipo de formaciones vegetales, utilizando sus variables vegetativas para la estimación de la tasa de evapotranspiración. Los cálculos de evapotranspiración han sido realizados con el modelo CROPWAT (FAO, 2010), sin tener en cuenta las características texturales del suelo. Los valores de K_c han sido obtenidos a partir de Allen *et al.* (1998) y los rendimientos medios a partir del Anuario de Estadística Agrícola (MAGRAMA, 2012a).

En el caso de la evaluación de la *HH* de la bellota ha sido necesario implementar ciertas adaptaciones metodológicas. Esto se debe a que: en primer lugar, un sistema adehesado está compuesto por una densidad variable de especies arbóreas, no superior por norma general al 20%; por otro lado, no existen un coeficientes de cultivo específico para especies arbóreas, por lo que la evaluación de la tasa de evapotranspiración a partir de la metodología del coeficiente de cultivo (Allen *et al.*, 1998) puede derivar en resultados inciertos; por último, no toda el agua evaporada por el árbol será utilizada realmente en la producción de la bellota, existiendo otros productos derivados con interés económico como el corcho, la leña o los servicios ambientales generados por el propio árbol. Por todo ello, ha sido necesario adaptar la metodología convencional de la *HH* para poder evaluar el valor de *HH* otorgado a la bellota.

En primer lugar ha sido necesario calcular la tasa de evapotranspiración de la superficie forestal del sistema adehesado. Como se ha comentado anteriormente, no existe un coeficiente de cultivo específico del encinar mediterráneo, o de alguna otra especie forestal de características similares. Algunos autores recomienda la utilización de un coeficiente K_c igual a 1 para las distintas especies forestales (Roost *et al.*, 2008). Pero las características de las especies mediterráneas, con gran capacidad de adaptación a la variabilidad en la disponibilidad de agua en el suelo, hacen que las relaciones entre la ET_0 y su capacidad transpiradora no sean tan evidentes (Paco *et al.*, 2009; Infante *et al.*, 2003). Es por ello que la evapotranspiración de la superficie forestal se ha realizado en función de la metodología propuesta por Zhang *et al.* (2001), según la cuál la capacidad de evapotranspiración de una superficie forestal depende no sólo de las variables

climáticas, sino de la capacidad de cada especie de extraer la humedad almacenada en el suelo a distintas profundidades. De esta forma se establece una relación entre la precipitación anual (P) y la evapotranspiración anual producida (ET):

$$\frac{ET}{P} = \frac{1 + w \times \frac{ET_0}{P}}{\left(1 + w \times \frac{ET_0}{P}\right) + \left(\frac{ET_0}{P}\right)^{-1}} \quad (24)$$

Donde ET_0 es la evapotranspiración potencial anual (mm/año) y w es el coeficiente de agua disponible, que representa la forma en la que cada especie forestal es capaz de utilizar el agua en el proceso de transpiración. El coeficiente w es análogo al coeficiente K_c utilizado en la evapotranspiración de los cultivos convencionales.

Se ha asumido que la encina (*Quercus ilex*) es el árbol más característico del ecosistema adhesado, y que la superficie de cobertura del bosque es del 20%. Los valores de w han sido extraídos de Willaarts (2012). En este estudio, cuyo objetivo es estimar el consumo de agua de las superficies forestales en España, se pueden encontrar valores de w para distintas superficies forestales mediterráneas, entre las que destaca el bosque de encinas, o el propio sistema adhesado. En este caso se ha utilizado el w correspondiente a la encina, pues la HH del pasto ha sido evaluada de forma independiente. Es preciso señalar que el w de la encina es muy similar al de otras especies características del sistema adhesado como el alcornoque (*Quercus suber*) o el roble (*Quercus robur*) con valores de 2 y 1,8 respectivamente frente al valor de 1,9 característico de la encina. Es por ello, que asumir el w de la encina para toda la superficie forestal no entrañará una gran desviación.

Tanto en el caso del sistema forestal como en la evaluación de los pastos, los cálculos han sido realizada a nivel provincial y en cada una de las regiones con presencia de ecosistema adhesado. Para ello, se ha utilizado la información de estaciones climáticas localizadas en cada una de las provincias evaluadas (AEMET, 2011). Para evitar posibles fluctuaciones como consecuencias de las variaciones climáticas interanuales, se han utilizado los valores climáticos medios del periodo 1971-2000.

Una vez calculada la ET de la superficie forestal, es necesario estimar la HH de cada uno de los productos generados. Para ello se ha utilizado la metodología destinada a la estimación de la HH de un producto derivado, según proponen Hoekstra *et al.* (2011) (ver apartado 4.3.3). Puesto que de la superficie forestal de la

dehesa se pueden derivar varios subproductos con valor económico, el agua consumida ha sido repartida entre aquellos que tienen un valor de mercado directo: bellota, leña y corcho. Se ha decidido no tener en cuenta los servicios ambientales prestados por la superficie forestal de la dehesa debido a la dificultad de otorgar un valor económico específico.

4.3.2 Huella hídrica de la bebida y limpieza de las granjas

Otro elemento importante en la *HH* del sector porcino se corresponde al volumen total de agua consumido de forma directa por los animales o los servicios asociados al cuidado y mantenimiento de las granjas. En el primero, se ha tenido en cuenta el agua consumida por los animales durante su ciclo de vida. En el segundo, se ha tenido en cuenta el agua consumida para el mantenimiento y limpieza de las instalaciones porcícolas. La información ha sido obtenida del “manual sobre las mejores técnicas disponibles en el sector porcino” (MAPYA, 2006) y de Caravaca *et al.* (2005) (Tabla 4.3). En el caso de los animales criados en sistemas extensivo, no se ha contabilizado el agua asociada a los servicios de limpieza y mantenimiento durante el periodo que permanecen en condiciones de semilibertad. La *HH* evaluada se corresponde exclusivamente a la componente azul, puesto que la componente gris será incluida en la *HH* de los purines.

Tabla 4.3. Consumo de agua asociado a la bebida y limpieza de las instalaciones de la granja y servicios asociados.

Periodo	< 14 kg (L/día animal)	< 30 kg (L/día animal)	Engorde (L/día animal)	Gestación (L/día animal)	Lactación (L/día animal)
Bebida	3	6	13	19	24
Limpieza y servicios	0,35	0,5	0,6	0,6	0,6

4.3.3 Huella hídrica y flujo de agua virtual asociado a la transformación e intercambio de productos procesados

Se ha calculado la *HH* de 21 productos procesados del sector porcino, en función de la metodología propuesta por Hoekstra *et al.* (2011). De esta forma es posible repartir la *HH* asociada a la producción de un cerdo entre todos sus productos derivados. Para ello se ha utilizado la expresión:

$$HH_{prod} = (HH_{raiz} + HH_{proc}) \times \frac{F_v}{F_p} \tag{25}$$

Donde HH_{prod} es la huella hídrica de un producto derivado (m^3/t), HH_{raiz} es la huella hídrica del producto primario o raíz, en este caso el animal antes de su sacrificio

(m³/t), HH_{proc} es la huella hídrica atribuible al proceso de transformación (m³/t), y F_p y F_v son los factores de peso y valor respectivamente. El primero queda definido como la relación entre el volumen final de producto obtenido (w_{prod}) y el volumen de producto raíz utilizado (w_{raiz}) expresados en kg/kg:

$$F_p = \frac{w_{prod}}{w_{raiz}} \quad (26)$$

El segundo viene definido como la relación entre el valor de mercado del producto procesado (v_{prod}) y el valor de mercado de todos los productos derivados del producto raíz expresados en €/€:

$$F_v = \frac{v_{prod} \times w_{prod}}{\sum_{prod=1}^n v_{prod} \times w_{prod}} \quad (27)$$

Los valores de HH_{proc} , F_p y F_v han sido obtenidos de Chapagain & Hoekstra (2003). Gracias a la estimación de la HH_{proc} de cada uno de los productos generados es posible estimar a su vez la HH directa de la industria transformadora.

Por último, se ha evaluado el flujo de AV asociado al intercambio de mercancías del sector porcino mediante la multiplicación de los flujos de mercancía por la HH de cada uno de los productos intercambiados. Los valores de intercambio de mercancías para los 21 productos evaluados se han obtenido de la base de datos DATACOMEX (MITC, 2011). Los valores de HH de los productos porcícolas importados en función de su lugar de procedencia se han extraído de Mekonnen & Hoekstra (2012).

4.3.4 Análisis sobre la sostenibilidad ambiental de la huella hídrica asociada a la alimentación animal

Como ya se ha mencionado en el presente trabajo, la cuantificación de la HH no se traduce de forma directa en un mayor o menor impacto ambiental, siendo necesario la contextualización de los resultados para una correcta interpretación. Para ello, se ha realizado un análisis sobre la sostenibilidad de los flujos de agua asociados a la alimentación animal, al ser esta componente la responsable de la mayor parte de la HH del sector.

Puesto que la información estadística utilizada para determinar el origen de las materias primas consumidas por el sector se encuentra desagregada a escala nacional, ha sido necesario el escalado espacial de dicha información, lo que

permitirá realizar los análisis a escala de cuenca hidrográfica. Para ello, se han utilizado la cartografía de HH generada por Mekonnen & Hoesktra (2011), de la que se puede extraer la localización espacial a nivel global de las componentes verde, azul y gris de la HH de distintos cultivos, con una resolución espacial de 5 minutos de arco. De esta forma el flujo de AV previamente simulado para cada país y cultivo evaluado ha sido ponderado entre el valor de HH simulado en cada uno de los píxeles con presencia de dicho cultivo y la HH total de dicho cultivo en el país de origen. Para aquellos cultivos no evaluados por Mekonnen & Hoesktra (2011), se ha utilizado la cartografía propuesta por Monfreda *et al.* (2008), de la que se puede extraer la superficie y rendimiento de más de 175 cultivos, con una resolución espacial de 5 minutos de arco. En este caso el flujo de AV previamente simulado para cada país y cultivo ha sido prorrateado en función de la producción calculada para cada cultivo en cada uno de los píxeles y la producción total de dicho cultivo en el país de origen (ambas obtenida a partir de los mapas de superficie y rendimiento). Así, ha sido posible representar no sólo el flujo de AV en función del país de procedencia, sino localizar geográficamente las principales zonas de producción en cada uno de los países.

Una vez localizada la HH de cada uno de los cultivos asociados a la alimentación animal, es posible realizar un análisis sobre la sostenibilidad de dichos flujos a escala de cuenca hidrográfica. Para ello, se han comparado los flujos de agua azul relacionados con la alimentación del sector con la escasez de agua en las cuencas de procedencia, en función de los índices propuestos por Hoekstra *et al.* (2012) y Pfister *et al.* (2009). Además, también han sido comparados los flujos de agua gris con el grado de contaminación por nitratos en las cuencas de origen, según el índice propuesto por Liu *et al.* (2012). Esto permitirá identificar los “hotspot” donde la producción de materias primas pueden derivar en un apropiación excesiva de los recursos hídricos locales.

4.3.5 Evaluación de la huella hídrica gris derivada de la gestión de los purines

La generación de purines es uno de los principales problemas ambientales derivados de la producción porcícola. Es por ello que se ha realizado una primera aproximación para estimar HH_{gris} derivada de la gestión de los residuos ganaderos producidos. Al igual que en el caso anterior, el análisis de la HH_{gris} se ha centrado en la evaluación del nitrógeno, asumiendo que la utilización del purín como fertilizante en la agricultura es la principal forma de gestión de los efluentes ganaderos. Así, alrededor del 97% de la producción de purines porcinos en España

son aplicados a campos de cultivo (Daudén & Quílez, 2004; Penuelas *et al.*, 2009; Bayo *et al.*, 2012;). Se ha utilizado la misma metodología que en el Capítulo 3.4.2, con la excepción de la cuantificación del volumen de nitrógeno lixiviado. Puesto que no es posible conocer con exactitud el tipo de cultivos a los que se ha aplicado el purín generado, y por tanto evaluar mediante modelos de regresión la lixiviación producida, se ha utilizado la presunción de que el 10% del nitrógeno total aplicado es perdido por lixiviación (Chapagain *et al.*, 2006). A su vez, se ha establecido que la carga de nitrógeno aplicada es de 170 kg/ha en función de las máximas cargas recomendadas por la Directiva 91/676/CEE (CEE, 1996) en el caso de nitrógeno procedente de deyecciones ganaderas. Se han utilizado los mismos valores de C_{max} y C_{nat} que en la evaluación del Duero, establecidos en 50 mg/L de nitrato y 0 mg/L respectivamente.

Para el cálculo de la producción total de nitrógeno excretado por la cabaña porcina se han utilizado los coeficientes de producción de nitrógeno establecidos por la OCDE (2011), así como un coeficiente de volatilización de nitrógeno del 44,6% según lo recomendado por el “manual sobre las mejores técnicas disponibles en el sector porcino” (MAPYA, 2006). En el caso de los animales criados en sistemas extensivo, y debido a las bajas cargas ganaderas, se ha asumido que el ecosistema tiene la capacidad para asimilar la carga de nitrógeno excretada durante el periodo que el animal permanece en semilibertad, no teniendo efectos sobre el cómputo global de la HH_{gris} .

Es preciso señalar que los valores de la HH_{gris} derivados de la gestión de los purines se presentarán de forma independiente de los valores de la HH total del sector. Esto se debe a que el purín excretado será a su vez utilizado como fertilizante en parte de los cultivos destinados a la alimentación animal. Por lo que se podrían plantear problemas de “doble contabilidad” al evaluar la HH_{gris} de la alimentación y posteriormente la de los purines generados.

4.4 Resultados y discusión

4.4.1 *Grandes cifras de la huella hídrica del sector porcino español*

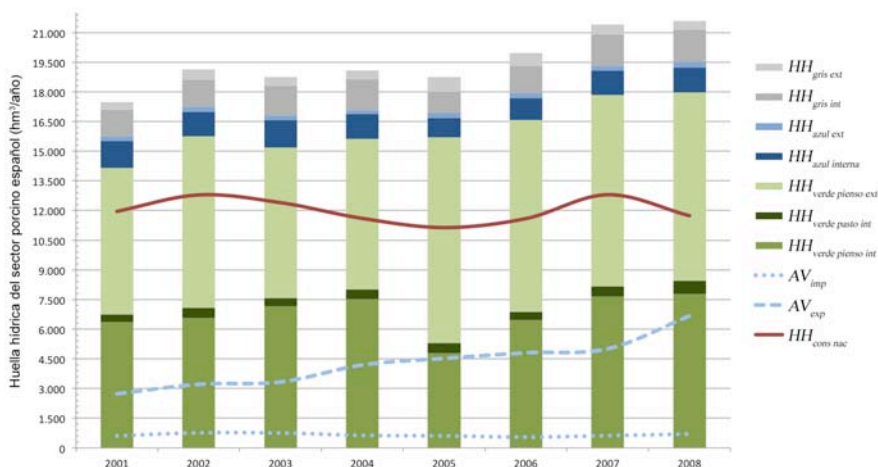
Con una producción media de 3,2 millones de toneladas de canal al año durante el periodo 2001-2008, la *HH* del sector porcino español se establece en 19.511 hm³/año (82% verde, 8% azul y 10% gris). Se ha producido un fuerte incremento durante el periodo de estudio, siendo la *HH* del año 2008 un 23% mayor a la calculada para el año 2001 (21.570 hm³/año frente a 17.486 hm³/año respectivamente). Este incremento está directamente relacionado con el aumento en las exportaciones, pues el consumo de productos porcinos a nivel nacional se ha mantenido relativamente constante, traduciéndose en unos 12.000 hm³/año. El aumento de las exportaciones se situó en casi 3.950 hm³, pasando de los 2.735 hm³ en el año 2001 a los 6.671 hm³ en el año 2008. El flujo de agua asociado a la importación de productos porcinos es muy pequeño en comparación con las cifras totales del sector, no superando los 750 hm³/año en ninguno de los años evaluados (Figura 4.2).

La mayor parte de la *HH* se puede asignar a la fase de cebo de los animales (15.660 hm³/año), mientras que el mantenimiento del censo reproductor se ha simulado en unos 3.811 hm³/año. Alrededor del 99% de la *HH* del sector se corresponde a un consumo indirecto asociado a la producción de la alimentación animal. Sólo 164 hm³/año son consumidos de forma directa, ya sea como agua para bebida y limpieza de las instalaciones (66%), a preparar la ración animal (8%), o utilizados por la industria cárnica en los procesos de transformación (26%). La *HH* destinada a la producción de recursos pascícolas se ha establecido en unos 490 hm³/año.

El sistema industrializado acapara la mayor parte de la *HH* del sector con una *HH* media estimada 17.827 hm³/año (82% verde, 7% azul y 11% gris) de los cuáles 15.505 hm³/año se corresponden a animales manejados mediante el sistema "intensivo", y 2.322 hm³/año se corresponden al sistema de cebo. En el caso de los sistemas extensivos, su *HH* se ha estimado en 1.487 hm³/año (90% verde, 4% azul y 6% gris) para el manejo en "montanera" y de 157 hm³/año (88% verde, 5% azul y 7% gris) para los animales manejados en "recebo". Es la *HH* de los sistemas basados en la cría del Cerdo Ibérico la que mayor crecimiento porcentual ha experimentado, representando el 60% de los casi 4.000 hm³ incrementados por el sector durante el periodo estudiado. Lo que significa que la *HH* se ha doblado con

respecto a los valores estimados en el año 2001. La mayor parte de este incremento se debe al sistema de “cebo”, con un aumento en la demanda consuntiva de agua de unos 1.427 hm³, hasta colocarse en los 3.075 hm³ en el año 2008. Para los sistemas extensivos, este aumento se ha cuantificado en 995 hm³, lo que se traduce en casi 2.300 hm³ durante el año 2008. En el caso del sistema “intensivo” y debido a su menor consumo de agua por unidad de producto generado, la tasa de crecimiento de su *HH* se ha establecido en el 11%, pasando de los 14.567 hm³ durante el año 2001, a los 16.225 hm³ durante el año 2008.

Figura 4.2. Evolución de la *HH* del sector porcino español en el periodo 2001-2008.



* Donde *HH*_{verde pienso int}, *HH*_{verde pienso ext} y *HH*_{verde pasto int} son la huella hídrica verde interna y externa de los piensos y de los recursos pascícolas respectivamente; *HH*_{azul int} y *HH*_{azul ext} son la huella hídrica azul interna y externa correspondiente a todos los consumos del sector; *HH*_{gris int} y *HH*_{gris ext} son la huella hídrica gris interna y externa correspondiente a la alimentación, excluyendo el volumen derivado de la gestión de los purines; *AV*_{imp} y *AV*_{exp} son los flujos de agua asociados a la importación y exportación de productos porcícolas y *HH*_{cons nac} es la huella hídrica asociada al consumo nacional de productos porcícolas.

En vista de los resultados obtenidos se puede concluir que la *HH* del sector porcino español representa un volumen notable sobre la *HH* nacional, así como un porcentaje importante sobre la *HH* de la producción porcina internacional. De esta forma, de los 46.280 hm³ (agua verde y azul) consumidos en España durante el año 2004 (Garrido *et al.*, 2010), la elaboración de los productos porcinos consumidos en el país representa casi el 22%. En relación con la *HH* total de la ganadería española estimada por Garrido *et al.* (2010) en unos 59.000 hm³/año (agua verde y azul), el sector porcino representa casi el 30% del total. A nivel global, la apropiación de recursos hídricos realizada por el sector porcino español es destacable, con casi el 1% de la *HH* estimada para la producción animal (2.242 Gm³), y casi el 5% de la *HH* estimada para la producción porcina (458 Gm³) según los valores propuestos por Mekonnen & Hoekstra (2012).

4.4.2 La huella hídrica del cerdo y sus productos derivados

La *HH* de un cerdo producido en España se estima en unos 3.760 m³/t, aunque como era de esperar se pueden encontrar grandes diferencias en función del sistema de cría utilizado (Tabla 4.4). Mientras que un cerdo blanco criado en un sistema industrial necesita 3.430 m³/t, un cerdo ibérico necesita entono a 5.620 m³/t. Estos valores son mucho más elevados en el caso de los animales manejados en condiciones extensivas, alcanzando los 7.507 y los 8.110 m³/t en el caso de los cerdos de “recebo” y “montanera” respectivamente. La gran diferencia existente se debe principalmente a la diferencia en la tasa de conversión de carne, que a su vez se relacionan con la raza de animal utilizada y con el grado de intensificación del sistema de cría. Así, mientras que el *IC* de un cerdo blanco se establecen en unos 2,5 kg de pienso por cada kg de animal vivo repuesto, estos valores se incrementan hasta los 4-5 kg para el cerdo ibérico en intensivo. En caso de que el animal sea gestionado de forma extensiva, este valor aumenta hasta 10-11 kg de pastos por cada kg de animal vivo repuesto. Esto provoca que aunque la *HH* de los recursos pascícolas sea menor a la de los piensos compuestos, el gran volumen de pastos demandado por un animal criado mediante en un sistema extensivo se traduce en una mayor *HH* para este tipo de ganadería.

El agua verde es la principal componente en la *HH* de un cerdo criado en España, independientemente del sistema de manejo realizado, suponiendo casi el 82% del total de la *HH* del animal. En el caso de los animales manejados en extensivo este valor es superior, alcanzando el 90% del total. Esto se debe a la importancia que suponen los recursos pascícolas sobre el volumen total de la alimentación, alcanzando en el caso de los animales gestionados en montanera, casi el 57% del volumen de alimento consumido a lo largo de su vida (42% en el caso de “recebo”). Lo que se traduce en que mientras un cerdo “intensivo” necesita alrededor de 3.120 m³/t de agua verde, un cerdo en el sistema de “montanera” consume casi 7.290 m³/t. De ellos, una parte importante serán consumidos de forma indirecta asociados a los recursos de pastoreo, estableciéndose la *HH*_{verde pasto} en 3.500 m³/t para animales en “montanera” y 2.180 m³/t para animales en “recebo”, lo que supone el 48% y 33% del total de consumo de agua verde respectivamente.

En el caso de la componente azul, las diferencias encontradas son menores. Así, mientras un animal criado en “intensivo” necesita unos 260 m³/t de agua azul, este valor aumenta hasta los 350 m³/t en el caso de los animales en “montanera”. El sistema de manejo con una mayor demanda de agua azul es el “cebo”, con casi 410 m³/t. A pesar de que este sistema de cría se traduce en una mejor conversión

de la alimentación que los sistemas extensivos, su dieta basada exclusivamente en el consumo de piensos, unido a una mayor edad de sacrificio que los sistemas intensivos convencionales, hace que la componente azul de su HH sea la más elevada. En todos los sistemas, la mayor parte del agua azul se consume de forma indirecta, al estar relacionada con el riego de los cultivos destinados a su alimentación, siendo el agua demandada para la preparación de la ración, el agua de bebida y el agua de limpieza menor al 10% del total de la HH_{azul} .

Tabla 4.4. HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de los principales productos derivados del sector porcino español, en función del sistema de manejo realizado. Valores medios para el periodo 2001-2008. Se puede encontrar un listado completo con los 21 productos evaluados en el Anexo.

			Animales vivos	Carnes frescas	Jamones curados	Panceta y carnes magras	Otros restos comestibles	
Sistemas extensivos	"Montanera" (m^3/t)	HH_{verde}	7.290	8.310	11.013	11.617	2.406	
		HH_{azul}	350	409	549	587	117	
		HH_{gris}	471	537	712	751	155	
		HH_{total}	8.110	9.256	12.273	12.955	2.678	
	"Recebo" (m^3/t)	HH_{verde}	6.561	7.480	9.912	10.456	2.165	
		HH_{azul}	401	468	627	669	134	
		HH_{gris}	545	621	823	868	180	
		HH_{total}	7.507	8.568	11.361	11.993	2.479	
	Sistemas industrializados	"Cebo" (m^3/t)	HH_{verde}	4.635	5.284	7.002	7.387	1.530
			HH_{azul}	407	474	636	678	136
HH_{gris}			576	657	870	918	190	
HH_{total}			5.618	6.415	8.508	8.983	1.856	
"Intensivo" (m^3/t)		HH_{verde}	2.822	3.217	4.264	4.498	931	
		HH_{azul}	255	301	406	436	86	
		HH_{gris}	351	400	530	559	116	
		HH_{total}	3.429	3.919	5.200	5.493	1.133	
Media ponderada (m^3/t)*		HH_{verde}	3.120	3.557	4.713	4.972	1.030	
		HH_{azul}	271	319	430	461	91	
	HH_{gris}	374	426	564	595	123		
	HH_{total}	3.765	4.302	5.708	6.029	1.244		

*Valor medio ponderado en función de la producción española de cada sistema

En el caso de la componente azul, las diferencias encontradas son menores. Así, mientras un animal criado en "intensivo" necesita unos $260 m^3/t$ de agua azul, este valor aumenta hasta los $350 m^3/t$ en el caso de los animales en "montanera". El sistema de manejo con una mayor demanda de agua azul es el "cebo", con casi $410 m^3/t$. A pesar de que este sistema de cría se traduce en una mejor conversión de la alimentación que los sistemas extensivos, su dieta basada exclusivamente en el consumo de piensos, unido a una mayor edad de sacrificio que los sistemas intensivos convencionales, hace que la componente azul de su HH sea la más elevada. En todos los sistemas, la mayor parte del agua azul se consume de forma

indirecta, al estar relacionada con el riego de los cultivos destinados a su alimentación, siendo el agua demandada para la preparación de la ración, el agua de bebida y el agua de limpieza menor al 10% del total de la HH_{azul} .

Algo muy similar ocurre en el caso de la HH_{gris} , estimada en unos 370 m³/t, con una variación entre los 350 m³/t para animales en “intensivo” y 580 m³/t para animales en “cebo”. En el caso de la cría en extensivo estos valores bajan hasta los 470 y 540 m³/t para los animales de “montanera” y “recebo” respectivamente. Al igual que en el caso de la HH_{azul} , esto se debe al elevado consumo de piensos en el sistema de “cebo” en comparación con los sistemas extensivos, donde además no se ha contemplado el uso de fertilizantes para la producción de los recursos pascícolas. Es preciso señalar que los valores de HH_{gris} aquí mostrados se corresponden exclusivamente con los impactos derivados de las actividades agrícolas.

En cuanto a los productos derivados del sector porcino, son aquellos con un mayor valor de mercado y/o un mayor rendimiento en peso a los que mayor HH se les atribuye. Así, mientras que el valor de la carne en fresco se establece en 4.300 m³/ton, debido a las pérdidas en peso del canal sobre el animal en vivo (entorno al 30%), la HH de un jamón curado asciende a casi 5.700 m³/ton. Los productos como el cuero o las cerdas de pelo son los que mayores valores de HH alcanzan, con 13.000 m³/ton y 15.000 m³/ton respectivamente, debido a su bajo rendimiento en peso y a su elevado valor económico.

Es preciso señalar, que las diferencias existentes entre los valores de HH para un mismo producto en función del sistema de cría se deben exclusivamente a las diferencias en los valores de HH del producto raíz (animal vivo). Esto se debe a que la metodología utilizada realiza el reparto del valor de HH del producto raíz en función de los factores F_p y F_v , que dependen del rendimiento en peso del producto evaluado y su valor del mercado. A la hora de realizar los cálculos, y debido a las dificultades técnicas para valorar económicamente cada uno de los productos derivados en función de su sistema de cría, se ha utilizado un F_p y F_v constante para cada producto, independientemente de su sistema de manejo. Es por ello que los resultados obtenidos pueden infravalorar la HH en los productos de mayor valor, como podría ser el caso de los jamones curados procedentes del sistema de montanera, cuyo F_v sería mucho más elevado. Es decir, mientras que en la cría de un cerdo blanco, el objetivo es obtener una gran variedad de productos derivados, el objetivo principal de la cría de un cerdo ibérico en montanera es la obtención de productos curados, principalmente jamones y chacinas, con lo que los valores de

HH deberían ser más elevados en comparación con el resto de productos derivados.

4.4.3 Flujo de agua virtual asociado al comercio de productos porcinos

Con un balance neto medio de unos 3.600 hm³/año, el flujo de AV asociado al comercio de productos porcinos se encuentra completamente desplazado hacia las exportaciones. Este flujo ha experimentado un fuerte incremento durante el periodo estudiado, aumentando en 3.919 hm³ (Tabla 4.5). La mayor parte de las exportaciones se han dirigido hacia países europeos, principalmente a los localizados en el Sur y Oeste de Europa. De esta forma, Portugal, Francia, Alemania, Italia y Rusia han recibido más del 80% del flujo de AV exportado. También merece especial atención el fuerte incremento de las exportaciones hacia el mercado asiático, y especialmente hacia regiones como Hong Kong y Japón, cuyo flujo se ha multiplicado por cien durante el periodo evaluado. La mayor parte de las exportaciones se realizan en forma de carne fresca refrigerada o congelada, destinándose los productos curados preferentemente al consumo en el mercado nacional. El flujo de AV asociado a la exportación de animales ya cebados para su sacrificio o acabado en países vecinos adquiere también gran relevancia. En este caso, el flujo se encuentre principalmente ligado a los países limítrofes, simulándose en casi 500 hm³/año.

Tabla 4.5. Flujo de AV asociados a la exportación de productos porcinos españoles. Valores para el año 2008 e incrementos ocurridos durante el periodo evaluado. Se puede encontrar un listado completo con todos los países y años evaluados en el Anexo.

Región (Código ONU)	Volumen exp. (t)	<i>HH</i> _{verde} (hm ³ /año)	<i>HH</i> _{azul} (hm ³ /año)	<i>HH</i> _{gris} (hm ³ /año)	<i>HH</i> _{total} (hm ³ /año)	Incremento 2001-2008	
						Volumen exp. (t)	<i>HH</i> _{total} (hm ³ /año)
Europa del Norte	37.376	178	15	20	214	29.675	175
Europa del Sur	406.982	1.824	154	209	2.187	126.218	905
Europa del Este	158.199	724	62	83	869	125.113	732
Europa occidental	475.861	2.427	208	278	2.913	229.088	1.673
Asia	81.986	347	30	40	416	77.576	404
África	4.234	24	2	3	29	4.026	28
América del Norte	413	2	0	0	3	195	2
Latinoamérica y Caribe	1.028	6	1	1	7	-586	0
Total	1.166.079	5.533	473	633	6.638	591.306	3.919

En cuanto a los flujos de AV importados, estos no alcanzan los 750 hm³/año para ninguno de los años evaluados. Al igual que las exportaciones, la mayor parte de los flujos aparecen asociados a países europeos, siendo, Portugal, Francia,

Holanda y Hungría los principales suministradores. La mayor parte de los productos importados se corresponden a carnes congeladas. Lo más destacable es la importación de más de 1,5 millón de lechones vivos al año procedentes de Holanda y Francia para su engorde en España, evaluados en unos 50 hm³/año, o la importación de pieles procedentes de China, estimadas en unos 60 hm³/año.

4.4.4 Procedencia del agua asociada a la alimentación animal

La liberalización del mercado agroalimentario, así como la disminución en los costes de transporte de mercancías han dado lugar a un aumento del comercio mundial de materias primas agrícolas basado exclusivamente en criterios de costes (Galloway *et al.*, 2007). Además, la gran especialización del sector porcino, caracterizado por una integración vertical entre productores, suministradores e industrias de transformación, ha provocado que la mayor parte de los granjeros compren los piensos a grandes empresas multinacionales, siendo los menos los que elaboran su propio alimento (Lainez *et al.*, 2002). Todo ello, unido al espectacular crecimiento de la cabaña porcina española durante los últimos 50 años, ha generado un contexto propicio que favorece la importación de materias primas procedentes de otros países, lo que se traduce en un importante flujo de AV asociada.

De esta forma, alrededor de la mitad de la *HH* de la alimentación del sector porcino español recae sobre España, mientras que el otro 50% está relacionado con la importación de productos agrarios (Tabla 4.6). A pesar de que España importa productos relacionados con la alimentación animal procedentes de más de 50 países, la mayor parte de los flujos se concentran en 6 países, siendo Argentina, Brasil, Francia, EE.UU., Ucrania y Portugal el origen del 81% del AV importada. La mayor parte de las flujos de AV se encuentran asociadas a la importación de semillas oleaginosas y sus productos derivados, siendo la soja, con un flujo simulado en unos 5.000 hm³/año la materia prima con mayor relevancia. La procedencia de este flujo se concentra principalmente en Argentina, con casi el 50%, Brasil con casi el 36% y EE.UU. con el 10% del total. El flujo de agua asociado al trigo y al maíz adquiere también gran importancia, con 1.712 y 1.244 hm³/año respectivamente. En este caso, los países con un mayor peso son Francia, con el 19%, seguido de Argentina con el 17%, Ucrania con el 14% y Brasil con casi el 12% del flujo de AV asociado a la importación de dichos productos.

El grado de externalización de la *HH_{alim}* se mantiene relativamente constante a lo largo del periodo estudiado, en torno al 50%, aunque con un ligero incremento

hacia las importaciones. De esta forma el aumento de la HH del sector se ha visto compensado por un aumento en el consumo de materias primas nacionales, pero sobre todo por un aumento de las importaciones, preferentemente de América Latina (Argentina, Brasil y Paraguay) y Europa del Este (Ucrania, Rumania y Bulgaria).

Tabla 4.6. Volumen, HH_{verde} , HH_{azul} y HH_{gris} de las materias primas utilizadas para la producción de los piensos compuestos consumidos por el sector porcino español en función de su lugar de producción. Valores medios para el periodo 2001-2008 e incrementos ocurridos durante el periodo evaluado. Se puede encontrar un listado completo con todos los países y años evaluados en el Anexo.

País	Volumen consumido (t)	HH_{verde} ($hm^3/año$)	HH_{azul} ($hm^3/año$)	HH_{gris} ($hm^3/año$)	HH_{total} ($hm^3/año$)	HH_{alim} (m^3/ton)	Evolución de la HH 2001-2008 (hm^3)
España	6.418.124	6.876	1.072	1.426	9.374	1.460	1.594
Argentina	1.751.813	2.855	11	37	2.903	1.657	1.363
Francia	1.241.020	740	50	151	941	758	-79
Brasil	1.178.982	2.201	1	44	2.246	1.904	448
EE.UU.	504.625	738	41	33	812	1.609	-531
Ucrania	354.650	674	9	27	709	1.998	573
Portugal	101.336	289	49	27	365	3.601	76
Otros	1.844.958	1.724	81	192	1.997	1.082	567

La HH_{alim} para productos de origen español se establece en $1.460 m^3/ton$ (73% verde, 11% azul y 16%gris), mientras que en el caso de productos importados este valor desciende a $1.429 m^3/ton$ (92% verde, 3% azul y 5% gris). Pero un análisis en profundidad de los flujos de AV asociados a la alimentación animal demuestra que a pesar de que la HH media de los productos importados es muy similar a la de los productos nacionales, existen grandes diferencias en cuanto a la tipología de agua utilizada. Es decir, mientras que la componente verde supone el 92% de la HH en el caso de los productos importados, este valor desciende hasta el 73% en el caso de los productos cultivados en España. Esto se debe a que la mayor parte de las materias primas importadas para la alimentación animal proceden de países relativamente húmedos, según establece la clasificación climática de Köppen (Peel *et al.*, 2007), donde los cultivos en seco son el principal sistema de producción agraria. Por el contrario, los productos de origen español tienen una componente azul y gris mucho más elevada, como consecuencia de que una buena parte de los cultivos demandados se producen mediante sistemas de regadío.

De igual forma, existen grandes diferencias en cuanto a los valores de AV por unidad de producto en función del país de procedencia (Tabla 4.6). Así, mientras que el AV de los productos procedentes de Argentina se estiman en $1.657 m^3/ton$

(98% verde, 0,5 % azul y 1,5% gris) o los procedentes de Brasil, son estimados en 1.904 m³/ton (98% verde, 0,1% azul y 1,9% gris) como consecuencia del comercio de soja y maíz, este valor se reduce a 758 m³/ton (78% verde, 6% azul y 16% gris) en el caso de los cultivos importados por Francia, donde los cereales, preferentemente el maíz, son los productos más relevantes. En el caso del flujo procedente de Portugal, donde el trigo es el principal cultivo importado, este valor alcanzan los 3.600 m³/ton (79% verde, 14% azul y 8% gris).

Estas diferencias se deben por un lado a la tipología del producto importado, pero por otro a las diferencias climáticas y a los rendimientos que caracterizan la *HH* en cada uno de los países implicados. Así, mientras que la *HH* de la soja procedente de Argentina se establece en 2.110 m³/ton (99% verde, 0,1% azul y 0,9% gris), la procedente de EE.UU es de 1.662 m³/ton (93% verde, 6% azul y 1% gris). O en el caso del maíz, donde la *HH* de Francia se establece en 674 m³/ton (63% verde, 14% azul y 23% gris), mientras que la de Brasil es de 1.746 m³/ton (93% verde y 7% gris). Lo mismo ocurre en el caso del trigo, donde la *HH* de Francia se establece en 588 m³/ton (99% verde, 0,1% azul y 0,9% gris) mientras que la de Ucrania es de 1.819 m³/ton (95% verde, 1% azul y 5% gris) (Anexo).

Al igual ocurre en el caso de los valores de *HH* de los productos de origen nacional. Así, el trigo cultivado en España tiene una *HH* de 1.720 m³/t (81% verde, 3% azul y 16% gris), mientras que el maíz o la cebada tienen una *HH* de 914 m³/ton (34% verde, 44% azul y 18% gris), y 1.324 m³/ton (76% verde, 6% azul y 18% gris) respectivamente.

Las elevada superficie de cereal en regadío existente en España es la responsable de que un porcentaje muy importante de las componente azul y gris atribuidas a la alimentación del sector recaigan sobre los productos de origen nacional. Esto se traduce en que casi el 82% de la *HH*_{azul} y el 74% de la *HH*_{gris} de la alimentación del sector este asociada a productos nacionales (Tabla 4.6). En el caso de las importaciones, son los países como Francia, EE.UU. o Portugal los responsables de la mayor parte del flujo asociado a estas componentes. Un caso particular es el de Francia, cuyo flujo de AV se caracteriza, al igual que en España, por una componente azul y gris muy elevada, lo que supone casi el 21% y el 30% de los flujos de agua azul y gris importados, mientras que volumen en peso de materias primas importadas no alcanza el 18%. O en el caso de Portugal, que con un volumen importado inferior al 2%, sus componentes azul y gris suponen el 20% y 5% de los flujos de agua importados respectivamente. Otros países a destacar en el caso de las importaciones de agua azul son EE.UU. con el 17%, Pakistán con el

13% o Egipto e India con el 4% respectivamente del flujo de agua azul importado. En el caso del flujo de agua gris cabe destacar Brasil con el 9%, Reino Unido y Bulgaria con el 8% cada una, Argentina con el 7%, EE.UU. con el 6% y Ucrania y Alemania con el 5% del flujo de agua gris importado respectivamente.

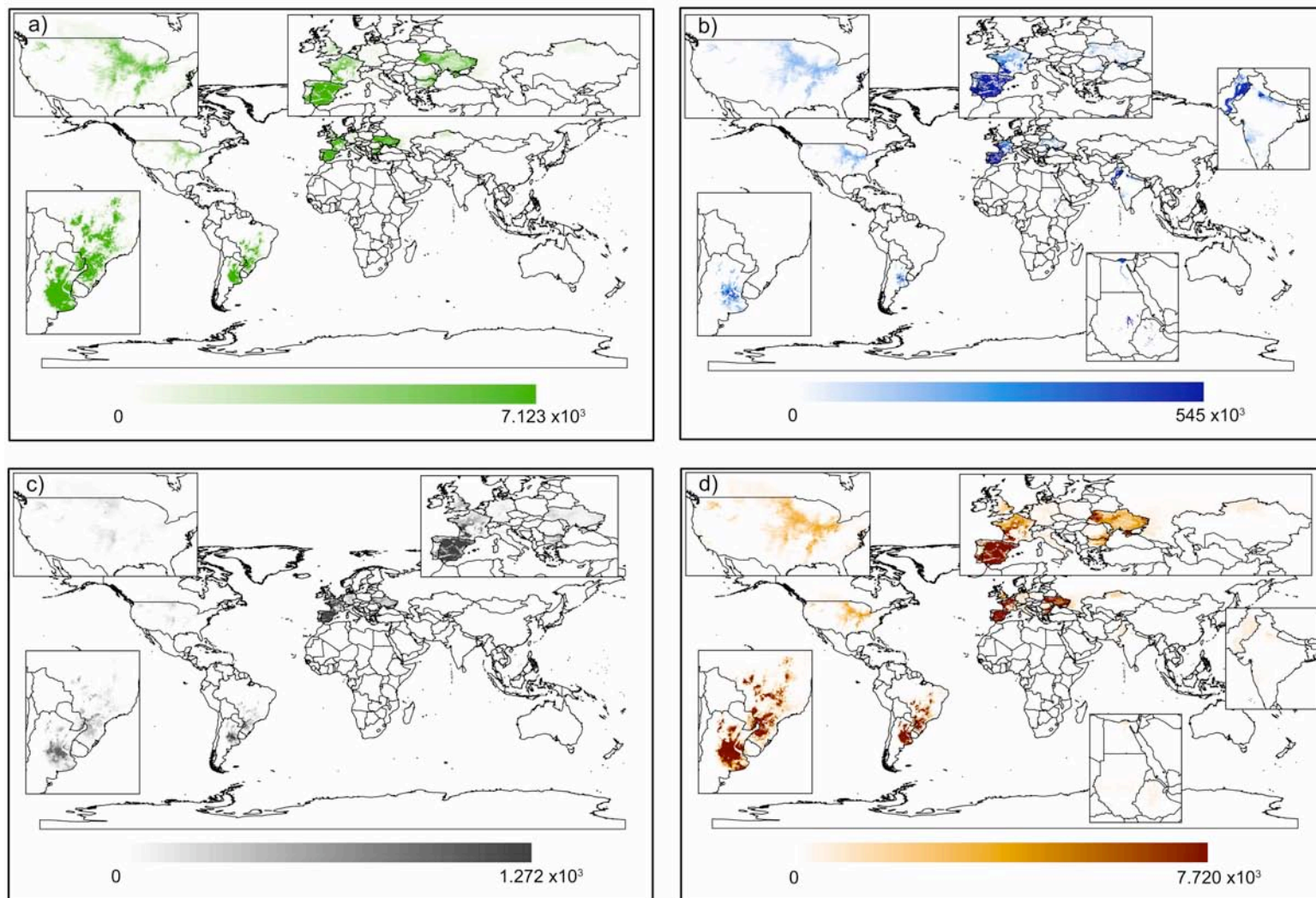
4.4.5 Sostenibilidad ambiental de los flujos de agua asociados a la alimentación animal

Las diferencias encontradas en cuanto a los valores de AV_{imp} obedecen a criterios relacionados con las características climáticas y/o agronómicas de la zona de producción, no traduciéndose de forma directa con un mayor o menor impacto ambiental. Es por ello que un conocimiento desagregado de la procedencia de los flujos de agua, permite a su vez evaluar la sostenibilidad de dichos flujos, al poder compararlos con la disponibilidad de agua o grado de contaminación en el lugar de producción.

En la Figura 4.3 se puede observar la distribución a nivel global de la HH_{alim} del sector porcino español en relación con el origen de las materias primas utilizadas en su alimentación. La distribución de la HH no es homogénea en todos los países, sino que se concentran en zonas específicas, como por ejemplo el Cinturón Maicero Americano (“US Corn Belt”). El haber asumido una distribución de la HH a nivel nacional hubiera incidido en una interpretación errónea de los posibles impactos, al no poder relacionar los flujos de AV con el grado de escasez o contaminación en las cuencas de origen.

En primer lugar se ha relacionado el flujo de AV_{azul} asociado al sector porcino español con el índice mensual de escasez de agua azul propuesto por Hoekstra *et al.* (2012). Como se ha visto en el capítulo anterior, este índice relaciona a nivel mensual el uso consuntivo de agua azul en una cuenca con la disponibilidad de la misma, indicando la existencia o no de afecciones significativas sobre los requerimientos hídricos ambientales. Permite cuantificar el número de meses en los que una cuenca sufre escasez, así como el grado de la misma (baja, moderada, significativa y severa). Los valores mensuales pueden ser agrupados en un único valor anual mediante la realización de la media mensual. Valores bajos significan que el uso del agua es muy inferior a la disponibilidad de agua en la cuenca, por lo que los flujos ambientales están poco o nada afectados. Valores elevados suponen un uso consuntivo de agua muy elevado en relación a la disponibilidad de la misma, por lo que puede existir una afección severa sobre los recursos hídricos locales. En este caso se ha asumido que un uso sostenible del agua se encuentra en torno

Figura 4.3 Procedencia de la *HH* verde (a), azul (b), gris (c) y total (d) de la alimentación del sector porcino español en el año 2008, expresada en m³/píxel.



al 20% del recurso natural disponible (requerimiento ambiental estándar). En la Figura 4.4 se muestra el índice de escasez de agua azul media mensual para las 405 principales cuencas hidrográficas a nivel mundial según Hoekstra *et al.* (2012).

En segundo lugar se ha comparado el flujo de AV_{azul} con el índice de estrés hídrico (water stress index - *WSI*) propuesto por Pfister *et al.* (2009). Aunque este índice ha sido desarrollado para su utilización en evaluaciones de LCA, muestra de forma muy intuitiva el grado de presión ejercida sobre los recursos hídricos en una zona geográfica determinada. Se basa en los índices de estrés de agua, que relacionan el uso de agua con el volumen total disponible, estableciendo condiciones de estrés moderado y severo a partir de un uso superior al 20% y 40% respectivamente. En este caso el índice ha sido modificado, teniendo en cuenta exclusivamente en el uso consuntivo del agua. Además introduce un factor de corrección para incluir el efecto de las infraestructuras de almacenamiento, tanto sobre la mejora en la disponibilidad del recurso como sobre el aumento de la evaporación. Este índice ha sido adaptado a una función logística, variando entre 0,01 y 1, para valores nulos y severos de estrés hídrico respectivamente. Este índice ha sido calculado a nivel global, con una resolución espacial de 0,5 grados de arco (Figura 4.5).

Por último, se ha comparado el flujo de AV_{gris} con el nivel de contaminación del agua (*water pollution level - WPL*) según propone Liu *et al.* (2012). Este indicador, evaluado a nivel de cuenca hidrográfica, hace referencia a la capacidad de asimilación de la contaminación. Se calcula mediante el cociente entre el valor de HH_{gris} de la cuenca y la descarga total de agua. De esta forma, valores inferiores a 1 significan que existe agua suficiente en la cuenca como para diluir la contaminación por debajo de un límite máximo aceptable. Por el contrario, valores superiores a 1 significan que el nivel de contaminación se encuentra por encima de la capacidad de asimilación del medio, existiendo problemas de contaminación generalizada. Debido a la dificultad de establecer los límites máximos para cada una de las cuencas evaluadas a nivel mundial, los autores han aceptado como concentración máxima la establecida en cada país por la legislación de calidad de aguas superficiales. Es importante destacar que el *WPL* es un indicador a escala de cuenca, por lo que no significa que no puedan existir problemas de contaminación puntualmente localizados. Al igual que en la evaluación de la HH_{gris} este indicador puede ser calculado para cualquier tipo de contaminante, siendo necesario realizar su evaluación de forma independiente. En la Figura 4.6 se presenta el *WPL* en función del uso de nitrógeno en más de 1.000 cuencas a nivel mundial (Liu *et al.*, 2012).

Figura 4.4. Índice anual de escasez medio mensual de agua azul según Hoekstra *et al.* (2012).

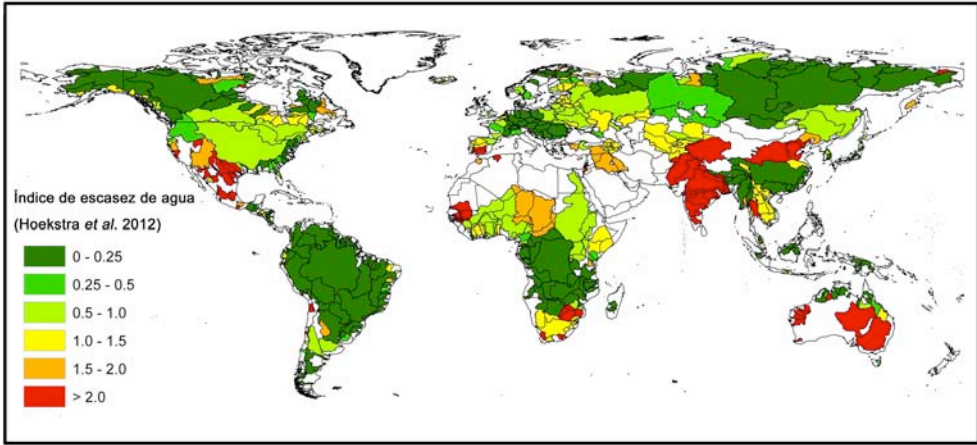


Figura 4.5. Índice de estrés hídrico (WSI) según Pfister *et al.* (2012).

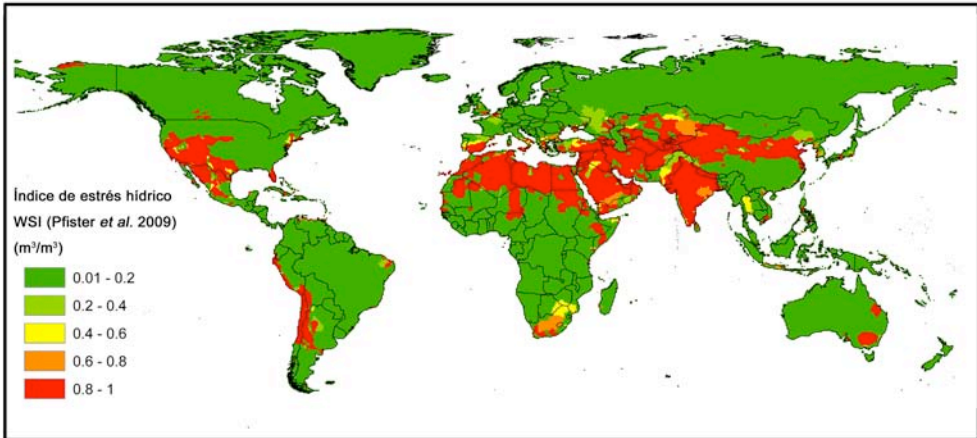
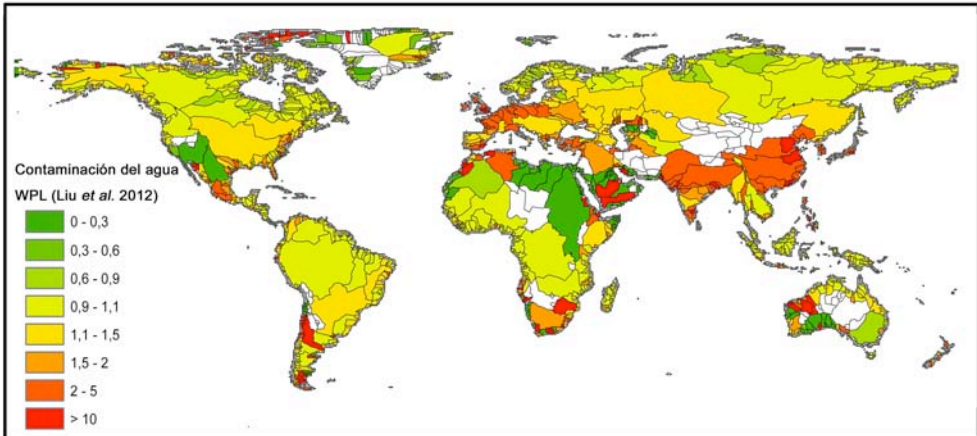


Figura 4.6. Nivel de contaminación del agua en función del nitrógeno disuelto (WPL), según Liu *et al.* (2012). Valores medios para el año 2000.



Como se puede observar comparando la Figura 4.3b con la Figura 4.4 y la Figura 4.5, la mayor parte de los flujos de AV_{azul} asociados a la alimentación animal proceden de cuencas con pocos problemas de escasez de agua. La excepción se encuentra en los flujos de agua asociados a la importación de maíz y girasol procedentes de las cuencas del Tajo y Guadiana (Portugal), o la importación de caña de azúcar y/o melaza procedentes de la cuenca del Indo (Pakistán e India), cuenca del Ganges (India) o cuenca del Nilo (Egipto), donde el elevado uso de agua azul está ligado a serios problemas de escasez de agua. Pero el bajo volumen de AV que suponen dichas importaciones, con flujos de AV_{azul} inferiores a $30 \text{ hm}^3/\text{año}$, relativizan la presión ejercida sobre los recursos hídricos locales (Tabla 4.7). De esta forma, ninguno de los flujos procedentes de cuencas extranjeras es superior al 3% de la HH_{azul} del sector.

Por el contrario, es en el caso de la producción nacional donde se pueden identificar los principales *hotspot*. De esta forma, son las cuencas españolas del Ebro, Guadalquivir, Duero y Guadiana, donde recae la mayor parte de la HH_{azul} del sector, experimentando todas ellas un grado de escasez relativamente elevado (Tabla 4.8). Pero es en las cuencas del sur peninsular en las que mayor presión se produce (Guadiana y Guadalquivir) pues la disponibilidad de recursos hídricos es muy limitada destinándose una parte muy importante de los mismos al cultivo de cereales en regadío como el trigo, cebada o maíz (MAGRAMA, 2012a). Estas presiones podrían traducirse en impactos ambientales localizados, como por ejemplo las afecciones sobre los humedales del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, en la cuenca del Guadiana, como consecuencia de una sobreexplotación continuada de las aguas subterráneas para el riego de productos agrícolas, entre los que cabe destacar el maíz o los cereales de invierno (Fornes *et al.*, 2000; Martínez-Santos *et al.*, 2008; Aldaya *et al.*, 2010b). Otro *hotspot* a tener en cuenta sería el cultivo de maíz en la cuenca alta del Júcar, pues a pesar de tener una menor importancia relativa, con un HH_{azul} inferior al 4,5% del total, se puede correlacionar con un elevado índice de estrés hídrico (0,99 según propone Pfister *et al.* (2012)).

En el caso de la HH_{gris} y como se puede observar comparando la Figura 4.3c con la Figura 4.6, la mayor parte de los flujos de agua gris provienen de cuencas con un WPL mayor a 1, y por tanto con un nivel relativamente elevado de contaminación por nitrógeno. Los flujos con un mayor impacto se podrían asociar a las importaciones de maíz de las cuencas europeas del Rin, Loira, Garona, Ródano, Danubio, Dniéper o Sena, todas ellas con un WPL mayor a 1,5. Fuera de Europa, caben destacar los flujos de agua asociados a la importación de soja, trigo o maíz

Tabla 4.7. HH_{azul} y HH_{gris} de las materias primas importadas utilizadas para la alimentación del sector porcino español, y su comparación con los índices de escasez de agua (Hoekstra *et al.*, 2012; Pfister *et al.*, 2009) y contaminación por nitrógeno (Liu *et al.*, 2012). Valores medios para el periodo 2001-2008 para las 20 principales cuencas en función del flujo importado.

Cuenca hidrográfica	HH_{azul}		HH_{gris}		Indicadores de estrés hídrico		Indicador de contaminación	Principales cultivos responsables
	hm ³ /año	% HH_{allim}	hm ³ /año	% HH_{allim}	Hoekstra <i>et al.</i> (2012)	Pfister <i>et al.</i> (2012)	Liu <i>et al.</i> (2012)	
Misisipi	33,3	2,5	22,1	1,1	0,67	0,12	1,34	Soja y trigo
Indo	28,6	2,2	3,7	0,2	2,71	0,99	2,51	Caña de azúcar
Garona	17,6	1,3	30,9	1,6	0,55	0,02	1,97	Maíz
Guadiana*	14,1	1,1	13,0	0,7	2,49	0,99	1,69	Maíz, girasol y cebada
Loira	9,7	0,7	37,2	1,9	0,42	0,03	2,14	Maíz
Duero*	9,6	0,7	1,4	0,1	1,01	0,17	1,39	Maíz, cebada y remolacha
Paraná	8,1	0,6	48,8	2,5	0,05	0,01	1,13	Soja y maíz
Nilo	6,7	0,5	0,6	0,0	0,85	0,98	0,06	Caña de azúcar
Ródano	5,6	0,5	14,1	0,7	0,09	0,02	1,48	Maíz
Tajo	5,4	0,5	40,9	2,1	1,24	0,54	1,40	Maíz y girasol
Ganges	5,1	0,5	0,4	0,0	2,41	0,99	3,79	Caña de azúcar
Rín	4,3	0,3	31,6	1,6	0,11	0,11	2,54	Maíz
Sena	3,9	0,3	19,5	1,0	0,83	0,37	3,78	Maíz
Río Columbia	3,7	0,3	2,3	0,1	0,38	0,03	0,01	Trigo
Danubio	3,7	0,3	32,8	1,7	0,11	0,06	1,49	Trigo y girasol
Mar Chiquita	2,8	0,2	3,7	0,2	1,52	0,23	0,00	Soja
Dniéper	2,5	0,2	11,1	0,6	0,90	0,70	1,52	Maíz y trigo
Río Salado	1,3	0,1	11,0	0,6	0,64	0,02	1,09	Maíz soja
Río Don	1,2	0,1	4,2	0,2	1,39	0,29	1,49	Trigo
Krishna	1,0	0,1	0,1	0,0	3,34	0,99	1,22	Caña de azúcar

*Sólo se incluyen los valores correspondientes a la parte Portuguesa

Tabla 4.8. HH_{azul} y HH_{gris} de las materias primas procedentes de España utilizadas para la alimentación del sector porcino español, y comparación con los índices de escasez de agua (Hoekstra *et al.*, 2012; Pfister *et al.*, 2009) y contaminación por nitrógeno (Liu *et al.*, 2012). Valores medios para el periodo 2001-2008 en las principales cuencas hidrográficas españolas.

Cuenca hidrográfica	HH_{azul}		HH_{gris}		Indicadores de estrés hídrico		Indicador de contaminación	Principales cultivos responsables
	hm ³ /año	% HH_{allim}	hm ³ /año	% HH_{allim}	Hoekstra <i>et al.</i> (2012)	Pfister <i>et al.</i> (2012)	Liu <i>et al.</i> (2012)	
Duero*	175	13,4	447	23,1	1,01	0,17	1,39	Maíz, cebada y remolacha
Ebro	198	15,0	348	18,0	0,83	0,26	1,37	Maíz y cebada
Guadiana*	166	12,6	176	9,1	2,49	0,99	1,69	Maíz, girasol y cebada
Guadalquivir	194	14,8	165	8,5	2,38	1	2,46	Maíz y girasol
Tajo*	64	4,8	85	4,4	1,23	0,54	1,39	Maíz y girasol
Júcar	58	4,5	85	4,4	-	0,99	4,8	Maíz
Mediterráneas	27	2,1	28	1,4	-	1	22	Maíz cebada y girasol
Andaluzas								
Segura	36	2,7	21	1,1	-	1	-	Maíz

*Sólo se incluyen los valores correspondientes a España

provenientes de cuencas como la del Paraná (Brasil, Argentina, Paraguay y Uruguay) o del Misisipi (EE.UU.), con unos WPL ligeramente superiores a 1,1. Pero al igual que en el caso del agua azul, el escaso volumen que representan estos flujos con respecto al total de la HH_{gris} del sector, no superando en ningún caso los 50 hm³/año, relativizan la presión ejercida (Tabla 4.7). De esta forma, ninguno de los flujos procedentes de cuencas extranjeras es superior al 3% de la HH_{gris} del sector.

Es de nuevo en el caso de la producción nacional donde se pueden identificar las mayores presiones (Tabla 4.8), pues todas las cuencas presentan un WPL cercano al 1,5. Al igual que en el caso del agua azul, las cuencas del Guadiana y del Guadalquivir podrían identificarse como los principales *hotspot*, pues con un volumen importante de HH_{gris} (9,1 y 8,5% de la HH_{gris} del sector respectivamente) tienen unos valores de WPL relativamente elevados (1,69 y 2,46 respectivamente), con lo que la presión ejercida sobre la calidad de los recursos hídricos locales puede traducirse en importantes impactos ambientales. En la cuenca del Júcar se identifica el mismo patrón que en el caso de la HH_{azul} siendo su importancia relativamente pequeña (menor al 4,4%), pero con un WPL muy elevado (4,8 según propone Liu *et al.*, (2012)).

La comparación de los flujos de agua asociados a un sector o producto determinado, con distintos índices de disponibilidad o calidad de los recursos hídricos a nivel de cuenca hidrográfica o escalas inferiores, pueden ofrecer una información de gran utilidad a la hora de identificar la sostenibilidad o no de dichos flujos asociados. Este trabajo se ha limitado a identificar los *hotspot*, aquellos flujos que siendo relativamente importantes, proceden de cuencas con un elevado índice de estrés hídrico o una elevada carga contaminante. En este caso, se han seleccionado todos aquellos flujos que suponen más del 0,5% de la HH_{alim} del sector. Este análisis mejora en parte los trabajos realizados por otros autores, que comparan la HH_{azul} con indicadores de uso de agua a nivel nacional (van Oel *et al.*, 2009; Aldaya & Hoekstra, 2010), lo que en el caso de países con gran variabilidad climática como España o de gran tamaño como India o EE.UU., puede conducir a interpretaciones erróneas.

Otros autores han ido un poco más allá, identificando las “cuencas prioritarias” en función de las características de cada uno de los flujos. De esta forma, Ercin *et al.* (2013) en un artículo recientemente publicado, proponen la utilización de tres condicionantes para la identificación de la cuencas prioritarias: i) la cuenca experimenta estrés hídrico durante algún momento del año; ii) el flujo de agua azul

asociado representa al menos el 1% de la HH_{azul} en dicha cuenca; iii) la HH_{azul} del producto asociado representa al menos el 5% de la HH_{azul} de la cuenca. Aún no cumpliendo estos criterios, si la escasez de agua en la cuenca se establece como severa en algún periodo del año, y la HH_{azul} del producto asociado representa más del 20% de la HH_{azul} total, la cuenca deberá ser considerada como prioritaria. La limitación más importante es que esta metodología se centra exclusivamente en la componente azul, no incluyendo la componente gris de la HH , lo que en el caso de algunos cultivos como el maíz, puede tener una gran relevancia (véase los flujos de agua asociados a cuencas europeas).

El análisis de sostenibilidad realizado se ha centrado exclusivamente en las componentes azul y gris de la HH , por ser las que más fácil pueden identificarse con un impacto ambiental directo. Pero como se ha visto en los resultados presentados, es la componente verde de la HH la que mayor volumen representa, tanto en los flujos de agua de origen nacional como en los importados. Puesto que el uso de agua verde (humedad del suelo) influirá además sobre los procesos de escorrentía y/o percolación del agua de lluvia, su consumo por parte de los cultivos afectará a la disponibilidad total de agua azul en la cuenca. De esta forma, Hoekstra *et al.* (2011) sugieren la utilización de un indicador sobre la disponibilidad de agua verde para su uso por parte del ser humano (*green water availability - WA_{green}*). Así, WA_{green} será el resultado de la diferencia entre el volumen total de agua verde evapotranspirado en una cuenca y volumen de agua verde evapotranspirado por los ecosistemas naturales y las zonas no productivas (urbano, infraestructuras, zonas con elevada pendiente, etc). De esta forma es posible determinar el grado de estrés de agua verde, comparando la HH_{verde} con la disponibilidad total de la misma. Valores inferiores a 100, significarán un uso sostenible de agua verde y valores superiores significarán un uso insostenible del recurso, no garantizándose las necesidades naturales. Otros autores proponen la comparación del consumo de agua verde de un cultivo en una localización determinada con el consumo de agua verde producido por una formación vegetal de referencia, ya sea de origen natural (encinar mediterráneo por ejemplo) o antropogénico (rotación tradicional de cereales por ejemplo) (Canals *et al.*, 2009). En ambos casos, la complejidad de calcular la disponibilidad de agua verde en una cuenca determinada, estableciendo un valor sobre el consumo sostenible de dicha componente, o la dificultad de establecer una formación vegetal de referencia ha sugerido su no inclusión en la presente evaluación.

Otra limitación importante a la hora de relacionar los flujos de agua con un impacto ambiental directo radica en el establecimiento del origen de las materias primas.

Para ello ha sido necesario asumir que la procedencia de las materias primas consumidas por el sector porcino es equivalente al origen de dichas materias primas en el stock nacional. En realidad, las distintas compañías productoras de piensos comprarán las materias primas en función de criterios de costes o disponibilidad, lo que impide conocer la procedencia real de dicho flujo. Además, las estadísticas utilizadas sólo ofrecen información a nivel de país, por lo que ha sido necesario escalar dicha información a un contexto geográfico en función de los mapas de producción y distribución de cada cultivo. Es por ello, que el presente trabajo se ha centrado exclusivamente en identificar los *hotspot*, sin asociar los flujos de agua a un impacto ambiental localizado, como podría ser el descenso de niveles piezométricos en un acuífero determinado, la disminución de los caudales de agua circulantes por un río concreto o el aumento en los niveles de contaminación como consecuencia de las actividades agrarias. Además, los índices utilizados se encuentran a escala de cuenca, por lo que la información ofrecida perdería su significado a una escala más pequeña.

Por otro lado, la veracidad de los resultados obtenidos en el análisis de la *HH* del sector y por tanto en el análisis de sostenibilidad, es completamente dependiente a la veracidad de los valores de *HH* propuestos por Mekonnen & Hoekstra (2011), los cuáles pueden llegar a tener errores entorno al 20%. Estos errores pueden ser incluso superiores en el caso de algunas cuencas españolas, pues como se ha visto en la evaluación de la cuenca del Duero (Capítulo 3), las diferencias en cuanto a la superficie regable computada puede acarrear importantes desviaciones, principalmente en el caso de las componentes verde y azul. En el caso de las cuencas del sur peninsular, estos errores pueden verse agravados, puesto que por norma general los cultivos son regados en condiciones restrictivas, no aportando todo el volumen de agua potencialmente demandado (Dumont *et al.*, 2013; Montesinos *et al.*, 2011).

4.4.6 Ahorro de agua y externalización de impactos

Mediante la importación del AV asociada a la alimentación animal, España está “ahorrando” el volumen de agua requerido para la producción de dichos cultivos, disminuyendo la presión sobre los recursos hídricos nacionales. De hecho, España es el país de la Unión Europea con una mayor superficie de regadío lo que supone una elevada tasa de las componentes azul y gris de la *HH* de los productos agrícolas cultivados en su territorio. Por ejemplo, el maíz cultivado en Francia tiene una *HH* de 674 m³/t, de los cuáles 92 m³/t son agua azul. Por el contrario, el maíz cultivado en España tiene una *HH* de 914 m³/t, correspondiéndose casi la mitad con

agua azul. La importación de maíz procedente de Francia provoca un ahorro global de 240 m³/t, casi 365 m³/t si se tiene en cuenta exclusivamente la componente azul. Desde el punto de vista de los recursos hídricos españoles, el ahorro de agua se establecería en los 914 m³/t que se necesitarían para su producción en España. Prueba de ello es que si España tuviese que producir todos los cultivos consumidos por el sector porcino, y manteniendo constante la tipología de materias primas utilizadas, la HH_{alim} se elevaría hasta los 23.093 hm³/año (54% verde, 36% azul y 10% gris), lo que supondría un 20% más de la HH_{alim} evaluada. Pero como se ha mencionado, la elevada superficie agrícola en regadío provocaría que una parte importante de las necesidades hídricas de los cultivos sería satisfecha mediante agua de riego. De esta forma, el consumo de agua azul del sector aumentaría de los 1.072 hm³/año simulados en el contexto actual, hasta los 8.246 hm³/año, como consecuencia de la fuerte demanda de agua del cultivo de la soja y el maíz.

La importación de AV por parte del sector porcino español otorga además cierta independencia sobre los periodos de sequía característicos del clima mediterráneo, asegurando el mantenimiento de la cabaña ganadera. Pero por otro lado, la fuerte dependencia exterior del sector incrementa su vulnerabilidad a posibles cambios en la disponibilidad y precios de los cultivos en el mercado internacional de materias primas, principalmente en el caso de los productos procedentes de fuera de la Unión Europea, como es el caso de la soja (Bindraban *et al.*, 2008).

La importación de AV, a pesar de los numerosos beneficios para el país importador, se traduce en una externalización de las presiones sobre los recursos hídricos de los países productores. Como se ha visto anteriormente, el agua verde es la componente mayoritaria del flujo asociado a la importación de la alimentación animal, al proceder preferentemente de países relativamente húmedos, lo que se traduce en una menor presión sobre los recursos hídricos locales, identificándose como principal externalidad la posible degradación de la calidad del agua (Aldaya *et al.*, 2010a). Según Van de Werf *et al.* (2005), los problemas de eutrofización son uno de los principales riesgos asociados a la producción de la alimentación animal en los países de Europa Occidental, debido a los lixiviados generados en la aplicación de compuestos fertilizantes. Según Liebman *et al.* (2013) la concentración de grandes extensiones agrícolas destinadas a la producción intensiva de cultivos para alimentación animal o biocombustibles, como ocurre por ejemplo en el Cinturón Maicero Americano, tiene graves efectos sobre la contaminación del agua por nutrientes y herbicidas, la pérdida de biodiversidad o una gran dependencia de las energías fósiles.

Es por ello que los impactos ambientales derivados de la producción intensiva de cultivos en los países exportadores van mucho más allá de posibles efectos sobre la apropiación de los recursos hídricos locales. Es imprescindible tener en cuenta la estrecha relación entre el consumo de agua verde y la superficie ocupada, no cayendo en la tentación de asimilar la componente verde de la HH con un nulo impacto ambiental. Uno de los ejemplos más relevantes es el que tiene que ver con la producción de soja en países sudamericanos. A pesar de que su producción suele realizarse en sistemas de secano, el cultivo de soja es uno de los principales responsables de la deforestación en grandes zonas de la región del Gran Chaco, localizada entre Argentina, Paraguay, Brasil y Bolivia y considerada como la principal reserva de biomasa de Sudamérica (Grau *et al.*, 2005). Los mismos problemas aparecen en Brasil, donde la producción de soja está provocando una profunda transformación en los usos del suelo, principalmente en la Amazonía, derivando en una pérdida de biodiversidad y las cada vez más frecuente aparición de conflictos sociales (Fearnside, 2001). Además, y a pesar de que la comunidad científica aún no se ha puesto de acuerdo sobre los posibles efectos que pueden tener la transformación de grandes masas forestales en superficies agrícolas sobre la disponibilidad de agua a escala de cuenca, sí existe un acuerdo unánime en relacionar la pérdida de superficie boscosa con un efecto negativo sobre el ciclo hidrológico global (Ellison *et al.*, 2012). No se puede por tanto olvidar, que aunque los impactos ambientales derivados del uso de agua verde sean menores que los derivados del uso de agua azul, desde un punto de vista de la disponibilidad global del recurso, el consumo de 1 L de agua verde es equivalente al consumo de 1 L de agua azul (Gerbens-Leenes *et al.*, 2011).

4.4.7 Huella hídrica gris asociada a la gestión de los purines

La producción de purines es uno de los principales impactos ambientales generados por el sector ganadero, siendo su aplicación como fertilizante la forma más habitual para su gestión en España. Con el objetivo de realizar una primera aproximación de la presión ejercida sobre los recursos hídricos locales, se ha estimado la HH_{gris} del nitrógeno lixiviado en el proceso de aplicación de purines como enmienda orgánica en la agricultura.

El volumen total de nitrógeno excretado por la cabaña porcina española se establece en 275.000 t anuales, por lo que serían necesarias casi 850.000 ha de terrenos agrícolas para su asimilación en función de la tasa máxima establecida por la Directiva 91/676/CEE (2001) (Tabla 4.9). De esta forma, y asumiendo una tasa de lixiviación del 10%, la $HH_{gris\ purines}$ se establece en 1.290 hm³/año. La mayor

parte de este volumen corresponde a la ganadería intensiva. La ganadería extensiva tiene un impacto mucho más reducido. Es preciso recordar que este valor de HH_{gris} no se ha tenido en cuenta en la contabilidad nacional de la HH del sector, pues podría ocasionar problemas de doble contabilidad, al ser atribuido también a la HH de la agricultura, y por tanto contabilizado de forma indirecta con el consumo de alimentos.

Al analizar los resultados por unidad de producto se puede observar mejor las diferencias entre los distintos sistemas de cría. Así, mientras la HH_{gris} purines se establece en $357 \text{ m}^3/\text{t}$ para animales de “cebo”, o en $219 \text{ m}^3/\text{t}$ para los animales de “intensivo”, este valor se reduce a $137 \text{ m}^3/\text{t}$ y $159 \text{ m}^3/\text{t}$ para los animales extensivos criados en los sistemas de “montanera” y “recebo” respectivamente. Esto se debe a que el tiempo durante el cuál el animal pasta en semilibertad es suficiente como para producir una reducción significativa del volumen de purines a gestionar. Debido a las bajas cargas ganaderas, menores a 0,5 ha por animal, se ha asumido que el ecosistema es capaz de asimilar las deyecciones generadas, no produciendo lixiviación alguna. Además, el mayor peso de los animales criados en sistemas extensivos, se traduce una reducción aún mayor de la HH_{gris} por unidad de producto.

Tabla 4.9. Deyección de nitrógeno por parte de la cabaña porcina española, superficie agraria necesaria para su asimilación y HH_{gris} derivada de la gestión de los purines en función del sistema de manejo realizado. Valores medios para el periodo 2001-2008.

	Extensivo		Industrializado		Total
	“Montanera”	“Recebo”	“Cebo”	“Intensivo”	
Deyecciones de Nitrógeno (t/año)	13.166	1.510	41.575	218.931	275.182
Volatilización de Nitrógeno como Amonio (t/año)	6.056	694	19.125	100.708	126.584
Nitrógeno asimilado por el ecosistema (t/año)	3.071	361	-	-	3.432
Nitrógeno asimilado por la agricultura (t/año)	4.039	454	22.451	118.223	145.166
Superficie necesaria para asimilar el nitrógeno producido (ha)	23.757	2.670	132.062	695.428	853.917
HH_{gris} purines (hm^3)	36	4	200	1.051	1.290
HH_{gris} purines (m^3/animal)	21	24	52	23	25*
HH_{gris} purines (m^3/t)	137	159	357	219	229*

*Valor medio ponderado entre los distintos sistemas de manejo

4.4.8 Intensificación regional de la producción porcina y problemas ambientales derivados

Se ha realizado un análisis a nivel regional sobre la distribución de la HH del sector porcino en España, con el objetivo de identificar la distribución espacial de la HH .

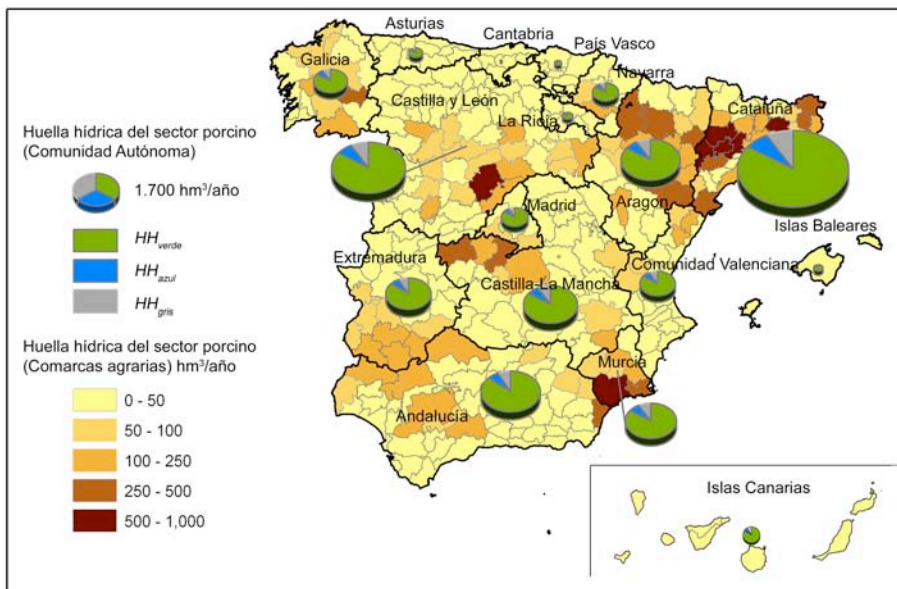
Este análisis ha sido realizado en función de la cabaña porcina presente en cada una de las comarcas agrarias españolas para el año 2008 (INE, 2012).

La Comunidad Autónoma con una mayor *HH* es Cataluña, con casi 7.300 hm³/año, lo que representa el 34% de la *HH* nacional. Le siguen Castilla y León con el 15%, Andalucía con el 10%, Aragón con el 9%, Castilla-La Mancha con el 8% y Murcia con el 7%. Entre estas 6 Comunidades Autónomas aglutinan casi el 85% del total de la *HH* nacional. Como se puede observar en la distribución comarcal de la Figura 4.7, la especialización regional va mucho más allá del nivel autonómico, pudiéndose identificar 6 nodos de concentración de la producción porcina en España: noreste peninsular, entre las provincias de Orense, Lugo y Pontevedra; noreste peninsular, entre las provincias de Barcelona, Lleida, Girona y Huesca; la zona centro y sur de Castilla y León, entre las provincias de Ávila y Valladolid; zona noreste de Castilla-La Mancha, en la provincia de Toledo y sureste peninsular, entre Murcia y Almería; y suroeste peninsular, entre las provincias de Badajoz, Sevilla, Córdoba y Cádiz, donde se concentra además el mayor censo de animales en extensivo. Un análisis en profundidad muestra que la regionalización de la producción porcina es tan intensa que algunas comarcas agrarias como Segriá, Osona, Noguera y Urgel en Cataluña, o el Valle del Guadalentín y Campo de Cartagena en Murcia, aglutinan el 19% y 6% de la *HH* nacional respectivamente, siendo además las regiones donde se han producido los mayores incrementos en los últimos años.

El gran aumento de la producción porcina en España, junto con la elevada concentración geográfica de las granjas productoras puede dar lugar a serios problemas ambientales, no sólo desde el punto de vista de la intensa demanda de recursos, sino de los problemas derivados de la gestión de sus residuos. Como se ha mencionado en el apartado anterior, la producción y posterior gestión de los purines ganaderos es una de las principales presiones sobre los recursos hídricos locales derivados de la producción porcina, intensificándose en aquellos lugares con una alta concentración ganadera. Como se puede observar en la Figura 4.8a, la superficie agraria disponible es por norma general suficiente como para asimilar las cargas de nitrógeno excretadas por la ganadería porcina, cumpliendo con los límites establecidos por la Directiva de Nitratos (CEE, 1996). A pesar de ello, en aquellas zonas donde existe una gran concentración porcina, se puede encontrar unas tasas medias de aplicación mucho más elevadas. Se han identificado un total de 30 comarcas agrarias con una tasa media superior a los 100 kg/ha. Un caso muy particular ocurre en la provincia de Badajoz, donde a pesar de ser una de las regiones con una mayor concentración de ganado porcino extensivo, la elevada

producción de cerdo ibérico en “cebo”, casi el 56% del censo total provincial, provoca una elevada producción de purines. Como consecuencia, la HH_{gris} derivada de la gestión de los purines (Figura 4.8b) se concentra en aquellas regiones con una elevada carga ganadera, agudizando los problemas derivados de la lixiviación de contaminantes. Como se puede observar en la Figura 4.8b se puede identificar una relación entre los valores de HH_{gris} *purines* simulados y muchas de las masas de agua subterráneas declaradas como vulnerables a la contaminación por nitratos.

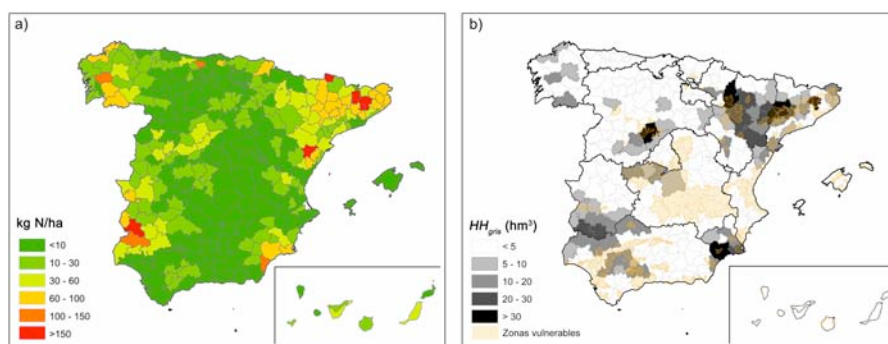
Figura 4.7. Distribución de la huella hídrica del sector porcino español en función del número de animales presentes en cada comarca agraria. Valores para el año 2008.



La necesidad de minimizar los costes de producción ha provocado un acercamiento de las granjas hacia los mataderos e industrias de transformación, que por lo general se suelen vertebrar alrededor de importantes nodos de transporte. Esto, unido al aumento del número de animales por granja, que han pasado de unos 400 en la década de los 90, a casi 1.000 en el año 2009 (INE, 2012), ha provocado que muchas de las instalaciones no tengan superficie agraria suficiente como para gestionar los purines generados. Además, la creciente especialización de las granjas porcinas, dedicadas en exclusividad a la cría o engorde del cerdo, se ha traducido en un gran aumento en el número de granjas sin tierras agrícolas asociadas. Es por ello, que los productores se ven obligados a la firma de acuerdos con agricultores, que les permitan aumentar la disponibilidad de tierras donde poder aplicar los residuos generados (Soldevila *et al.*, 2009). Pero según establecieron Iguacel & Yagüe (2007), la distancia umbral en la que los costes de transporte del

purín supera a los costes de utilización de fertilizantes inorgánicos se establecen entorno a los 4-12 km, en función de la calidad del purín, maquinaria disponible y tipo de cultivo utilizado. Se produce así un encarecimiento en los costes de gestión en aquellas áreas con escasa disponibilidad de tierras y donde los productores deben recorrer largas distancias para poder gestionar dichos residuos. Todo ello provoca, que a pesar de existir una estricta legislación ambiental sobre la aplicación de enmiendas orgánicas, que limita las tasas de aplicación de nitrógeno orgánico a 210 kg/ha, 170 kg/ha en caso de zonas declaradas como vulnerables (CEE, 1996), no siempre se cumpla con el límite establecido. Según Oenema (2004), existe una fuerte correlación entre la densidad ganadera y el nitrógeno aplicado a las superficies agrarias, lo que puede provocar un exceso en la tasa de fertilizantes orgánicos utilizados por los agricultores.

Figura 4.8.. Tasa media de aplicación de nitrógeno procedentes de purines porcinos* (a), y HH_{grs} derivada de la aplicación de purines (b) para cada una de las comarcas agrarias. Valores correspondientes al año 2008.



* La tasa de aplicación media se refiere al volumen de nitrógeno excretado por la cabaña porcina entre la superficie agraria útil

Un claro ejemplo ocurre en Cataluña, donde las zonas clasificadas como vulnerables han pasado de las 291.000 ha en el año 1998 a más de 500.000 ha en año 2004, debido a un aumento en la concentración porcina (Soldevila *et al.*, 2009). De igual forma, el número de municipios situados en zonas declaradas como vulnerables ha pasado de 203 en el año 1998 a más de 400 en el año 2009 (GENCAT, 2009). Así, un estudio realizado por Penuelas *et al.* (2009) en el noreste de Cataluña ha encontrado una estrecha relación entre el uso de purines de cerdo y el aumento en las pérdidas de nitrógeno hacia aguas superficiales y subterráneas, como consecuencia de la aplicación abusiva durante un periodo de tiempo prolongado. Otros estudios como el realizado por Bayo *et al.* (2012) en la provincia de Murcia, han demostrado mediante un análisis de ciclo de vida, que la eutrofización del agua es uno de los principales problemas ambientales en zonas

con alta intensificación porcina. O por ejemplo el realizado por Infascelli *et al.* (2009) en una región agrícola del sur de Italia, donde detectaron que los problemas ambientales derivados del uso de agroquímicos se acentuaban, debido principalmente a que los agricultores no siempre cumplían con los límites legales establecidos, aplicando unas tasas de nitrógeno más elevadas a las permitidas.

4.4.9 Huella hídrica de la producción industrial versus producción extensiva: mas allá de la cuantificación volumétrica

Como era de esperar, la *HH* de un animal criado bajo un sistema industrializado es mucho menor a la *HH* de un animal criado en un sistema extensivo. Este hecho ya ha sido documentado por otros autores para distintas especies ganaderas y países de producción (Mekonnen & Hoekstra, 2012; Gerbens-Leenes *et al.*, 2011 y 2013). Las principales razones se podrían resumir en: i) en primer lugar la tasa de reposición de carne es muy superior en los sistemas industrializados, debido a que los animales son criados en condiciones estabuladas, limitando la libertad de movimiento del animal durante el periodo de crecimiento. De esta forma la mayor parte del aporte energético será destinado a la reposición de carne. Por el contrario, los cerdos criados en sistemas extensivos o semiextensivos tienen mayor libertad de movimiento, al ser manejados en parcelas de distinto tamaño en función de la etapa de desarrollo o época del año, siendo en el periodo de montanera donde el animal realiza los mayores desplazamientos (Hadjikoumis, 2012). Por ejemplo, un cerdo ibérico en montanera se desplaza alrededor de 3,9 km diarios, con lo que su gasto energético total se corresponde a casi el 50% de la ingesta diaria de alimentos (Rodríguez-Estevéz *et al.*, 2010), mientras que en el caso de un cerdo estabulado, el gasto energético es mucho menor, variando entre el 10-40% de la energía metabolizable consumida (Noblet & Henry, 1993; Noblet & Van Milgen, 2004; Moehn *et al.*, 2013;); ii) otro factor a tener en cuenta es la edad y peso del animal en el sacrificio. Así, mientras los sistemas industrializados buscan un peso máximo de sacrificio de 90-95 kg, los sistemas extensivos basados en el cerdo ibérico buscan pesos mayores, 145-155 kg, lo que afecta a su vez a la longevidad del animal y por tanto al consumo total de alimentos; iii) la tipología o raza de animal utilizado es otro factor que afecta de forma muy importante sobre los parámetros productivos y por tanto sobre la *HH* del animal. Así, los sistemas intensivos se basan en la utilización de especies y variedades altamente productivas (cerdo blanco). Por el contrario, los sistemas extensivos se basan en el uso del cerdo ibérico, primando la calidad del canal sobre la velocidad de reposición de carne, siendo su crecimiento y desarrollo mucho más ralentizado; iv) por último,

el tipo de alimento consumido afecta de forma importante sobre el valor final de la HH del animal. De esta forma, los recursos pascícolas presentan una HH menor ($850 \text{ m}^3/\text{t}$) frente a la HH evaluada para el pienso compuesto ($1.480 \text{ m}^3/\text{t}$), con lo que la HH de los animales en extensivo queda en parte mitigada. Pero a diferencia de otros animales criados en sistemas extensivos, como la vaca o la oveja, el cerdo ibérico requiere de gran cantidad de inputs energéticos procedentes de fuera del sistema adhesado, al aprovechar exclusivamente los recursos pascícolas durante un periodo de tiempo limitado (montanera). Esto se traduce en un elevado consumo de piensos convencionales, y por tanto en un valor final de HH mucho más elevado. Además, y debido a las elevadas tasas de ingestión de recursos pascícolas, entorno a $10\text{-}12 \text{ kg}$ de bellota por kg de carne repuesto, la menor HH de los recursos pascícolas no es capaz de compensar el gran volumen de alimento consumido.

Tabla 4.10. Resumen de las distintas componentes de la HH de un cerdo al final de su ciclo de vida en función del sistema de manejo realizado.

	Sistemas industrializados		Sistemas extensivos	
	"Intensivo" (m^3/t)	"Cebo" (m^3/t)	"Recebo" (m^3/t)	"Montanera" (m^3/t)
$HH_{\text{verde pienso}}$	2.822	4.635	4.377	3.786
$HH_{\text{verde pasto}}$	-	-	2.184	3.504
$HH_{\text{azul pienso}}$	235	387	365	316
$HH_{\text{azul bebida \& limpieza}}$	20	21	36	34
$HH_{\text{gris alim}}$	351	576	545	471
$HH_{\text{gris purines}}$	219	357	159	137
Total	3.647	5.975	7.319	7.692

Pero asumir que un elevado valor de HH se encuentra directamente relacionado con un mayor impacto ambiental puede derivar en importantes errores. De esta forma, si se tiene en cuenta la HH_{gris} de la gestión de los purines, los valores relacionados con esta componente varían de forma notable (Tabla 4.10). A pesar de que el sistema "intensivo" sigue siendo el que menor HH_{gris} presenta, con $569 \text{ m}^3/\text{t}$, este valor es muy similar al evaluado para los sistemas extensivos, con $608 \text{ m}^3/\text{t}$ y $703 \text{ m}^3/\text{t}$ en el caso de los sistemas en "montanera" o "recebo" respectivamente. Es el sistema industrializado de "cebo" al que mayor HH_{gris} se le atribuye, con casi $933 \text{ m}^3/\text{t}$.

Teniendo en cuenta que existe una estrecha relación entre la densidad ganadera y las tasas de aplicación de nitrógeno en las superficies agrarias (Oenema, 2004), y conociendo la elevada concentración geográfica, así como la baja disponibilidad de tierras en las granjas intensivas (INE, 2012), se puede suponer que la tasa de aplicación de nitrógeno puede ser en algunos casos superior a los límites legales establecidos, con lo que la HH_{gris} de los sistemas industrializados podría resultar en

un valor mucho más elevado. De esta forma, la USEPA (United States Environmental Agency) ha acuñado el término CAFO (“concentrated animal feeding operation”), para referirse a todas las operaciones de cría animal que debido a su tamaño e intensificación tienen un perfil potencialmente contaminante (EPA, 2008). En este sentido, Thorne (2007) identificó que la contaminación de aguas es uno de los principales impactos asociados a este tipo de instalaciones, siendo imprescindible continuar con la evaluación de los posibles riesgos y tomando medidas encaminadas a su corrección. Así, el nitrógeno lixiviado en la aplicación de los purines como enmienda orgánica no es el único problema ambiental que puede afectar a los recursos hídricos locales. Se han identificado numerosos contaminantes potencialmente peligrosos en los efluentes ganaderos, entre los que destacan otros nutrientes, patógenos, metales pesados y compuestos farmacéuticos (Burkholder *et al.*, 2007). Además, las fuentes de entrada van más allá de su uso como fertilizante. Aneja *et al.* (2003) por ejemplo, han documentado que los escapes producidos en las lagunas de almacenamiento de purines, los vertidos de las lagunas como consecuencia de eventos de precipitación anormales, o la deposición de contaminantes previamente volatilizados pueden ser un foco importante de contaminación local. Es preciso recordar que este tipo de contaminantes no se han tenido en cuenta en la evaluación de $HH_{gris\ purines}$, lo que probablemente se traduciría en un aumento del volumen HH_{gris} cuantificado en la producción industrializada.

Por el contrario, la disponibilidad de tierras cultivadas en un sistema adhesado puede suponer en torno al 10% de la superficie total de la granja (Campos Palacín, 1983). Esto se traduce en que la tasa real de aplicación de nitrógeno puede ser mucho menor que el valor utilizado en la simulación, con lo que se reduciría el volumen de contaminantes lixiviados.

Es importante resaltar que el análisis de la HH realizado sobre la producción porcina extensiva tiene ciertas limitaciones, que podrían afectar de forma importante a los resultados obtenidos. En primer lugar, se ha asumido que los sistemas adhesados sólo abastecen de recursos pascícolas, sin tener en cuenta los recursos cultivados en la propia instalación. De esta forma, según encontró García *et al.* (2009) un porcentaje de los cereales y cultivos de leguminosas consumidos por los animales en los sistemas extensivos son producidos en el propio sistema adhesado, limitando así la necesidad de adquirir piensos compuestos del exterior. Así, según diversos estudios realizados sobre sistemas adhesados con presencia porcina, los cereales cultivados en la propia dehesa pueden suponer hasta un 10-20% de los requerimientos alimenticios demandados

en forma de pienso (Pulido & Escribano, 1994; Escribano *et al.*, 1996; Campos Palacín, 1983). Esto se traduce en una sobrevaloración de las componentes azul y gris de la HH_{alim} en el caso de la cría porcina en extensivo, puesto que los cultivos de cereales en los sistemas adhesionados se realizan bajo condiciones de secano.

En segundo lugar, existen una gran incertidumbre en cuanto al valor de HH otorgada a los recursos pascícolas, y principalmente en el caso de la bellota. Por un lado es difícil evaluar la evapotranspiración real producida por un sistema forestal mediterráneo, existiendo una gran variabilidad en función de las características climáticas y edafológicas. Este trabajo ha estimado una ET media anual de unos 448 mm para un sistema forestal abierto compuesto preferentemente por encinas. Este valor se encuentran en el mismo rango que los propuestos por otros autores mediante experimentos en campo, que varían entorno a los 410-550 mm en función de las variables climáticas y características del terreno (Joffre *et al.*, 1999; Tirone *et al.*, 2003; Paco *et al.*, 2009). Otra fuente de incertidumbre importante es el rendimiento, al existir una fuerte variabilidad en cuanto a la productividad media de bellotas y hierba en el sistema adhesionado (Moreno & Pulido, 2009). Pero quizá, la mayor fuente de incertidumbre se encuentra relacionada la metodología utilizada para el reparto de la HH entre los distintos subproductos forestales. Este reparto se ha realizado utilizando la metodología de productos secundarios propuesta por Hoesktra *et al.* (2011), mediante la cuál el agua evapotranspirada por el sistema forestal es repartida en función del valor de mercado total generado por cada uno de los subproductos derivados. Para ello, se ha asumido que todo el agua evapotranspirada es utilizada para la obtención de productos con un valor comercial directo, como la bellota, madera o corcho, obviando otros posibles subproductos o servicios ambientales prestados por el propio sistema adhesionado. Con ello, se está sobreestimando el valor de HH de los recursos pascícolas, pues en realidad la mayor parte de los recursos hídricos consumidos serán utilizados para el propio mantenimiento del ecosistema.

Como ya se ha comentado, el uso de agua verde se encuentra ligado por norma general a un menor impacto ambiental que el uso de agua azul, identificándose la necesidad de una gran superficie de terreno como una de las principales presiones ambientales ejercidas (Ridoutt & Pfister, 2010). Pero en el caso del consumo de agua verde procedente de los recursos pascícolas esta generalización debe ser tomada aún con mayor precaución. El agua verde consumida por un cultivo en secano se encuentra por lo general asociada al uso mas o menos intensivo de fertilizantes, laboreo, o destrucción de ecosistemas y hábitats. Por el contrario, los sistemas adhesionados se caracterizan por una baja presión antropogénica, así

como una alta biodiversidad y elevado valor paisajístico (Díaz *et al.*, 1997; Moreno & Pulido, 2009). Es por ello, que al igual que algunos autores proponen la distinción de ciertos tipos de agua azul en función de su origen o capacidad de renovación, “light-blue”, “dark-blue” y “black-blue” en función de si es superficial, subterránea renovable o subterránea no renovable (Hoekstra *et al.*, 2011; Dumont *et al.*, 2013), el agua verde consumida por el ecosistema adehesado podría ser considerada como una “light green” en comparación con el agua verde asociada a la producción de cultivos convencionales en secano.

Además, es preciso mencionar que existe una relación ventajosa entre la propia estructura del ecosistema adehesado y las posibles afecciones al ciclo hidrológico. Así, el ecosistema adehesado se caracteriza por ser una superficie forestal abierta, mantenida por el hombre gracias al clareo, poda selectiva y a la presión ejercida por la propia ganadería (Montero *et al.*, 1998). Este tipo de estructura abiertas favorecen la escorrentía y percolación del agua de lluvia en comparación con las estructuras forestales cerradas, aumentando el volumen de agua disponible para otros usuarios. Este hecho ha sido documentado por algunos autores. Así Joffre *et al.* (1993 y 1999) encontraron que el “rendimiento de agua” (suma de agua percolada y agua de escorrentía) en una dehesa era mayor en las zonas de prado abierto, que en las zonas bajo la cubierta forestal. En el mismo sentido, Willaarts (2012) estimó que la *ET* media de un sistema adehesado se establece en unos 4.175 m³/ha, mientras que la de un encinar cerrado se eleva hasta los 4.850 m³/ha, siendo mayor el consumo para cualquier otro tipo de superficie forestal evaluada. Es por ello, que el mantenimiento del propio sistema adehesado frente a una superficie forestal cerrada puede contribuir de forma positiva sobre la disponibilidad total de agua azul en una cuenca.

Por último, es imprescindible tener en cuenta que en la evaluación de la *HH* no son considerados otros aspectos ambientales o socio-económicos, como por ejemplo los servicios ambientales derivados de la gestión de los sistemas extensivos entre los que destacan la conservación del propio ecosistema, la prevención de incendios, secuestro de carbono, mantenimiento de prácticas tradicionales y fijación de la población rural, conservación de la biodiversidad o mejoras en el bien estar animal (Díaz *et al.*, 1997; Martín Bellido *et al.*, 2001; Moreno & Pulido, 2009). Estos aspectos, aún cuando no se encuentran relacionados con el ciclo hidrológico, son fundamentales desde un punto de vista ambiental. En otras palabras, un mayor valor de *HH* no tiene porqué significar un mayor impacto ambiental, al no haberse incluido todas las funciones ecosistémicas de los sistemas adehesados.

Pero no se debe olvidar, que la producción porcina en extensivo, ya sea mediante el sistema de “montanera” o el sistema de “recebo” se encuentra asociada a un gran consumo de recursos externos a la dehesa en comparación con otras especies ganaderas como la vaca, cabra u oveja (Campos Palacín, 1983), lo que repercute en un valor de *HH* elevado, cuyos efectos sobre los recursos hídricos se encontrarán directamente asociados a los efectos derivados de la producción de su alimentación.

La utilización de los valores de *HH* por unidad de producto presentados en este trabajo debe realizarse con precaución, especialmente en el caso de querer establecer comparaciones en función del sistema de manejo. La evaluación realizada ha tenido un enfoque general, cuyo objetivo principal es la evaluación del sector porcino español, y no la comparación entre los distintos sistemas de manejo. Como se ha comentado, a pesar de haber agrupado toda la producción porcina en 4 tipos, existen multitud de sistemas intermedios. Es por ello que la implementación de futuras evaluaciones a nivel de granja pueden solventar muchas de las incertidumbres presentes en esta evaluación. De esta forma, conocer la tipología y procedencia real de la alimentación utilizada, o el destino final de las deyecciones permitirá una comparación real entre las presiones ejercidas por cada uno de los múltiples sistemas existentes.

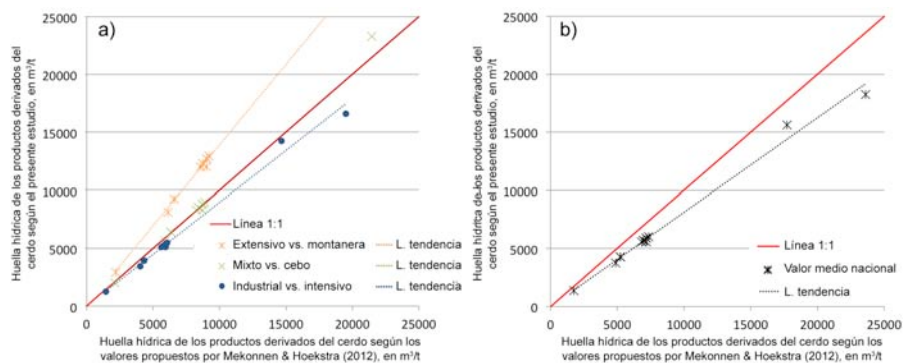
4.4.10 Comparación y verificación de los resultados

Los resultados obtenidos han sido comparados con los valores propuestos por otros autores, tanto para la evaluación de la *HH* del cerdo y sus productos derivados, como para la evaluación del sector porcino en España.

En primer lugar, los resultados han sido comparados con los valores estimados por Mekonnen & Hoekstra (2012) para la ganadería en España. Dichos autores realizan una división de la ganadería en función de 3 tipos de gestión (industrial, mixto y extensivo), la cual no coincide exactamente con la agrupación realizada en el presente trabajo. Es por ello que se ha decidido comparar el sistema industrial con el sistema “intensivo”, el sistema mixto con el sistema “cebo” y el sistema extensivo con el sistema “montanera”, a pesar de existir ciertas diferencias. Además, se ha comparado el valor medio ponderado de la producción porcina española para cada uno de los productos evaluados. Como se puede observar en la Figura 4.9, existe una buena correlación para todos los productos y sistemas evaluados, con un R^2 de 0,88. En el caso de los sistemas extensivos, y para todos los productos evaluados, los resultados obtenidos por Mekonnen & Hoekstra (2012) son inferiores a los

obtenidos en el presente estudio. Así, mientras ellos proponen una *HH* de 6.579 m³/t para la carne en fresco, este valor se eleva hasta 8.622 m³/t en este trabajo. Ocurre justo lo contrario en el caso de los sistemas intensivos, al obtenerse unos valores relativamente inferiores a los propuestos por Mekonnen & Hoekstra (2012).

Figura 4.9. Comparación de los valores de huella hídrica de los productos porcinos españoles entre los resultados obtenidos en el presente estudio y los propuestos por Mekonnen & Hoekstra (GENCAT, 2011c), en función de los sistemas de producción por separado (a) y el valor medio de la producción nacional (b).



Las diferencias encontradas se pueden explicar debido a que a pesar de que ambos estudios se han basado en una metodología similar, existen ciertas diferencias en cuanto a los parámetros productivos utilizados. Por ejemplo, el *IC* utilizado en el presente trabajo se establece en 2,5, mientras que es de 2,8 en el caso de Mekonnen & Hoekstra (2012). Igual ocurre en el caso de los animales gestionados en sistemas extensivos, donde la fracción de forraje (proporción de forraje sobre el total de alimento ingerido por un animal criado en extensivo) es del 68%, estableciéndose entorno a 57-42% en el presente estudio. Además, el uso de diferentes bases de datos para evaluar la composición de la dieta animal puede influir de forma importante en los resultados. Así, mientras Mekonnen & Hoekstra (2012) han utilizado un valor general para todos los países del Oeste de Europa, este trabajo se ha basado en datos estadísticos de la producción de piensos compuestos en Cataluña (GENCAT, 2011c), una de las principales Comunidades Autónomas en producción de piensos y ganado porcino. Por otro lado, el estudio en detalle del sector extensivo, con una valoración específica de los recursos pascícolas ingeridos por los animales, da lugar a una mayor fiabilidad de los resultados.

Los resultados obtenidos han sido también comparados con los propuestos por Chapagain & Hoekstra (2003) para los productos de origen animal en España. Este

estudio sólo valora las componentes verde y azul, utilizando además un esquema metodológico diferente, basado en la evaluación de la *HH* a través del censo ganadero vivo en vez de a través de los animales sacrificados. Aún así, se ha encontrado una buena correlación, con un R^2 de 0,91 para el valor medio nacional de los distintos productos de origen porcícola.

Por otro lado, se ha comparado la *HH* total del sector porcino con “La *HH* de la ganadería en España” (Rodríguez Casado *et al.*, 2009; Garrido *et al.*, 2010). En este estudio se establece que la *HH* del sector ganadero asciende a 59.000 $\text{hm}^3/\text{año}$, de los que el 25% (14.900 $\text{hm}^3/\text{año}$) corresponden al sector porcino. Este valor es inferior a los 17.575 $\text{hm}^3/\text{año}$ simulados en el presente trabajo (descontando la *HH*_{gris} no evaluada en dicho trabajo). Las diferencias podrían explicarse por las variaciones metodológicas y las distintas fuentes de información utilizadas en ambos casos: i) se han utilizado distintas bases de datos para evaluar la *HH* de los productos utilizados en alimentación animal. Así, Rodríguez Casado *et al.* (2011) y Garrido *et al.* (2010) han utilizado información de Garrido *et al.* (2009) en el caso de las materias primas de origen nacional y de Chapagain & Hoekstra (2004) para los productos procedentes de otros países. Ambos estudios trabajan con una escala amplia, realizando las evaluaciones de *HH* a nivel provincial, en el primer caso, y a nivel nacional en el segundo. En ambos casos, no se han tenido en cuenta las capacidad de almacenamiento de agua en el suelo. Por el contrario este trabajo se ha basado en la evaluación geoespacial propuesta por Mekonnen & Hoekstra (2011) que además sí tiene en cuenta dicha variables edafológica; ii) ellos han estimado la composición del pienso a partir de la información estadística del gobierno de Canadá (CanadianStat, 2003), adaptándola a las características españolas en función de la edad y peso de los animales. Por el contrario el presente trabajo se ha basado en la información estadística de la producción de piensos en Cataluña (GENCAT, 2011c), así como en el stock nacional de materias primas; iii) ellos han calculado la *HH* del sector a partir del consumo anual de piensos del censo de animales vivos, mientras que en este trabajo se ha realizado a partir del volumen de animales sacrificados, animales vivos exportados y el censo de reproductores; iv) por último, en los trabajos de Rodríguez Casado *et al.* (2011) y Garrido *et al.* (2010) no se ha diferenciado entre los distintos sistemas de cría y especies utilizadas por el sector, cosa que sí ha sido realizada en el presente trabajo.

La falta de información específica a nivel nacional sobre la *HH* del sector, o el consumo real de agua y/o piensos hace muy difícil la comprobación de los resultados obtenidos. Para reducir la incertidumbre, se ha comparado el consumo

total de pienso simulado para el sector con el volumen total de pienso producido en España durante el año 2008 (MAGRAMA, 2012b). Asumiendo que la producción de piensos compuestos para cada tipo de ganado es equivalente al consumo anual del mismo (GENCAT, 2011a), los valores se encuentran en el mismo orden de magnitud, 13,6 millones de toneladas frente a las 13,8 millones de toneladas simuladas en el presente trabajo.

4.5 Conclusiones

La evaluación de la *HH* de sectores con una gran demanda de recursos puede ofrecer información de gran interés a la hora de implementar políticas encaminadas a minimizar los posibles impactos sobre los recursos hídricos ya sea a nivel local, regional o global. Este es el caso del sector porcino español, que con una *HH* media de 19.511 hm³/año, la mayor parte asociada a la elaboración de su alimentación, se convierte en uno de los principales consumidores de agua en España. Además, el espectacular incremento sufrido durante los últimos años, como consecuencia de una gran especialización en la exportación de carne y animales vivos, se puede traducir en un aumento en la presión sobre los recursos hídricos nacionales, que por norma general no sería cuantificada en evaluaciones convencionales.

Pero el análisis volumétrico de la *HH*, a pesar de ofrecer información acerca de la presión ejercida sobre los recursos hídricos a nivel global, debe ser contextualizado, siendo necesario la implementación de un análisis de sostenibilidad si se pretende conocer los posibles impactos derivados sobre el ciclo del agua. De esta forma, el estudio de los flujos de *AV* asociados a la alimentación animal, así como la comparación de los mismos con la cantidad o calidad de los recursos hídricos disponibles en el lugar de origen permiten conocer el impacto derivado de dichas actividades. Puesto que la distribución de los cultivos se restringe a zonas concretas del planeta, será necesario la localización espacial de dichos flujos, lo cuál puede realizarse a partir de mapas globales de *HH* o a partir de mapas sobre localización y producción de los distintos cultivos. Esto permite realizar un análisis de sostenibilidad a escala de cuenca, lo que evitará la utilización de escalas nacionales, que pueden dar lugar a una malinterpretación de los resultados, principalmente en el caso de países de cierto tamaño o con gran variabilidad climática.

La inclusión del agua verde en los análisis de sostenibilidad puede resultar de gran relevancia, principalmente en el caso de sectores como el porcino, donde dicha

componente supone más del 80% de la HH_{Total} . Pero la dificultad de establecer un límite sostenible de consumo de agua verde, o definir una comunidad vegetal de referencia con la que poder comparar los resultados dificulta mucho el desarrollo de este tipo de evaluaciones. Por otro lado, la comparación de las componentes azul y gris con indicadores globales que midan el estado cuantitativo o cualitativo de los recursos hídricos a escala de cuenca, ayuda a identificar los principales *hotspot*, es decir, aquellos flujos en los que la importación de materias primas se traduzcan en un uso insostenible de los recursos hídricos disponibles.

Así, se ha podido identificar que a pesar de que casi la mitad de los recursos hídricos consumidos de forma indirecta en la alimentación del sector porcino español provienen del extranjero, la mayoría de las presiones se concentra sobre el propio territorio. Esto se debe a que una gran parte de la producción cerealística española se basa en sistemas de regadío, lo que se traduce en un aumento de las componentes azul y gris de la HH del sector. Son los flujos asociados a las cuencas del sur peninsular los que mayores afecciones sobre el ciclo del agua pueden producir, tanto desde un punto de vista cuantitativo como cualitativo. En el caso de los flujos exteriores, y puesto que la mayor parte de los flujos provienen de países relativamente húmedos, estos impactos se ven minimizados. Es la importación de trigo y maíz procedente de cuencas europeas como el Rin, Loira, Garona, Ródano, Danubio, Dniéper o Sena la que se relaciona con un mayor impacto sobre la calidad del recursos, al proceder de cuencas con una limitada capacidad de asimilación de contaminantes. Desde un punto de vista cuantitativo, son los flujos procedentes de las cuencas portuguesas del Guadiana y Guadalquivir, la cuenca del Indo, la cuenca del Ganges y la cuenca del Nilo, los que se relacionan con un mayor impacto, al proceder de cuencas con un valor de estrés hídrico elevado. Pero en ambos casos, la escasa importancia relativa de los flujos, con valores inferiores a 50 hm^3 , limita sus posibles consecuencias.

La evaluación de la HH_{gris} de los purines ofrece una visión más integradora sobre las presiones ejercidas por el sector, complementando el análisis de la HH_{gris} asociado a la alimentación animal. Esto se debe a que la aplicación de purines como enmienda orgánica en la agricultura es la principal forma de gestión de los mismos, por lo que su lixiviación puede suponer una fuente importante de contaminación de los recursos hídricos locales. A pesar de ello, las limitaciones del análisis realizado, basado exclusivamente en la lixiviación del nitrógeno, pueden atenuar los resultados obtenidos, siendo necesarios futuros trabajos que incluyan otros nutrientes, metales o antibióticos, frecuentemente utilizados en ganadería. Además, el uso de una tasa de aplicación de nitrógeno constante puede ir en

detrimento de los sistemas menos intensificados, en los que la disponibilidad de tierras agrícolas donde poder aplicar el purín excretado es mucho mayor. Es importante resaltar que la cuantificación de la $HH_{gris\ purines}$ no debe ser englobada dentro de la HH total del sector, siendo recomendable su presentación de forma independiente, evitando así problemas de doble contabilidad, al evaluar la HH_{gris} de la alimentación y posteriormente la de los purines generados.

Como era de esperar, la HH de la ganadería extensiva es muy superior a la de la ganadería industrializada. La cría intensiva del cerdo blanco es la que tiene un menor valor de HH por unidad de producto. Esto se debe a la elevada tasa de conversión del alimento en carne de los sistemas industrializados, como consecuencia de la estabulación de los animales, la temprana edad de sacrificio, o el uso de razas altamente productivas. Por el contrario los sistemas extensivos, basados en la cría del cerdo ibérico en el ecosistema adehesado, priman la calidad de la carne sobre la velocidad de reposición, con lo que la ingesta total de alimento a lo largo de su vida es mucho mayor. Pero si se tiene en cuenta la $HH_{gris\ purin}$ el resultado varía notablemente siendo los sistemas industrializados los que mayor incremento de HH presentan. Además, la evaluación de la HH de los sistemas extensivos se ve influenciada por ciertas limitaciones en la cuantificación de la $HH_{verde\ pasto}$. De esta forma, asumir que todo el agua evapotranspirada por la superficie forestal de la dehesa es destinada a la obtención de productos con un valor comercial directo, obviando otros posibles subproductos o servicios ambientales prestados por el propio ecosistema adehesado, se traduce en una sobrevaloración de la $HH_{verde\ pasto}$. Además, el agua verde consumida por la dehesa se podría relacionar con una menor implicación ambiental que la consumida por un cultivo convencional, por lo que podría utilizarse el término “light-green”, en comparación con los términos “light-blue”, “dark-blue” o “black-blue” propuestos por algunos autores en función de la procedencia y/o capacidad de renovación del agua.

A pesar de todo, la producción porcina en extensivo se encuentra asociada a un gran consumo de recursos externos a la dehesa en comparación con otras especies ganaderas como la vaca, cabra u oveja, lo que repercute en un valor de HH elevado, cuyos efectos sobre los recursos hídricos se encontrarán directamente asociados a los efectos derivados de la producción de los piensos utilizados en la alimentación animal. Una evaluación de la HH a nivel de granja, basada en información real sobre las materias primas utilizadas en la elaboración del pienso, así como la procedencia de las mismas, permitiría una comparación más fidedigna entre los distintos sistemas de producción.

A pesar de las limitaciones metodológicas encontradas en el presente trabajo, conocer los volúmenes de agua asociados a la producción porcina en España, así como la localización y cuantificación de las presiones ejercidas sobre los recursos hídricos a nivel global, puede ayudar al sector, a las distintas administraciones públicas o a los consumidores a establecer en unos casos, o demandar en otros, criterios de responsabilidad, evitando la sobreexplotación en determinados cuencas, ya sean dentro o fuera del propio territorio.

4.6 Bibliografía

- AEMET Serie de datos meteorológicos (2011). Accessed 30 de Octubre 2012
- Aldaya MM, Allan JA, Hoekstra AY (2010a) Strategic importance of green water in international crop trade. *Ecol Econ* 69 (4):887-894
- Aldaya MM, Martínez-Santos P, Llamas MR (2010b) Incorporating the Water Footprint and Virtual Water into Policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain. *Water Resour Manag* 24 (5):941-958
- Aldaya MM, Hoekstra AY (2010) The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agricultural Systems* 103 (6):351-360
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. *Irrigation and Drainage Papers* vol 56. FAO, Rome
- Aneja VP, Nelson DR, Roelle PA, Walker JT (2003) Agricultural ammonia emissions and ammonium concentrations associated with aerosols and precipitation in the southeast. *J Geophys Res-Atmos* 108 (D4):4152
- Barba C, Camacho ME, Sereno B, Dieguez E, Delgado JV (2002) Performance characterisation of iberian pig varieties in preweaning period. *Archivos zootecnia* 51:229-233
- Bayo J, Gómez-López MD, Faz A, Caballero A (2012) Environmental assessment of pig slurry management after local characterization and normalization. *J Clean Prod* 32 (0):227-235
- Bindraban PS, Burger CPJ, Quist-Wessel PMF, Werger CR (2008) Resilience of the European food system to calamities. vol 211. UR Report, Wageningen
- Bruinsma J (2003) World Agriculture, towards 2015/2030: an FAO perspective 2030. FAO, Rome
- Burkholder J, Libra B, Weyer P, Heathcote S, Kolpin D, Thorne PS, Wichman M (2007) Impacts of Waste from Concentrated Animal Feeding Operations on Water Quality. *Environ Health Persp* 115 (2):308-312
- Campos Palacín P (1983) La degradación de los recursos naturales de la dehesa: análisis de un modelo de dehesa tradicional Agricultura y sociedad 26:289-380
- CanadianStat (2003) Livestock feed requirement study 1999-2001. Ottawa, Canada
- Canals LMI, Chenoweth J, Chapagain A, Orr S, Anton A, Clift R (2009) Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *Int J Life Cycle Assess* 14 (1):28-42
- Caravaca F, P, Castel J, M, Guzmán M, Delgado M, Mena Y, Alcalde M, J, González P (2005) Animal production bases, vol 61. 2ª edn. Sevilla, Cordoba and Huelva University Press, Sevilla
- CEE (1996) Protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. vol 91/676/EEC.
- Chapagain AK, Hoekstra AY (2003) Virtual water flows between nations in relation to trade livestock and livestock products. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol 13. Delft, The Netherlands
- Chapagain AK, Hoekstra AY (2004) Water footprints of nations. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol 16. Delft, The Netherlands
- Chapagain AK, Hoekstra AY, Savenije HHG, Gautam R (2006) The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecol Econ* 60 (1):186-203
- Clar E (2010) A World of Entrepreneurs: The Establishment of International Agribusiness During the Spanish Pork and Poultry Boom, 1950-2000. *Agric Hist* 84 (2):176-194
- Conde-Aguilera JA, Aguinaga MA, Lara L, Aguilera JF, Nieto R (2011) Carcass traits and organ weights of 10-25-kg body weight Iberian pigs fed diets with different protein-to-energy ratio. *Animal Feed Science and Technology* 164 (1-2):116-124
- Criado JL, Castel JM, Delgado-Pertinez M (2009) Efecto del sistema de distribución del alimento en el cebo del cerdo Ibérico cruzado con Duroc, "Effect of the food distribution system in the Iberian pig crossed with Duroc". *Agrociencia* vol.43, n.8:791-801
- Daudén A, Quílez D (2004) Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy* 21 (1):7-19

Daza A, Ruiz J, Rey AI, Olivares A, Lopez Bote C (2006) Iberian pig production: the problems of success. In: Ribeiro J, Horta AEM, Mosconi C, Rosati A (eds) Mediterranean livestock production: uncertainties and opportunities, vol 119. Options Méditerranéennes : Série A, vol 78. International Centre for Advanced Mediterranean Agronomic Studies, pp 163-171

Diaz M, Campos Palacín P, Pulido J (1997) The Spanish dehesas: A diversity in land-use and wildlife. Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation. Academic Press, London

Dumont A, Salmoral G, Llamas MR (2013) The water footprint of a river basin with a special focus on groundwater: The case of Guadalquivir basin (Spain). Water Resources and Industry (0)

Ellison D, Futter MN, Bishop K (2012) On the forest cover-water yield debate: from demand- to supply-side thinking. Global Change Biology 18 (3):806-820

EPA (2008) Revised National Pollutant Discharge Elimination System Permit Regulation and Effluent Limitations Guidelines for Concentrated Animal Feeding Operations in Response to the Waterkeeper Decision. Vol. 73, N° 225, vol 40 CFR Parts 9, 122, and 412. U.S.A Federal Register,

Ercin AE, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2013) Sustainability of national consumption from a water resources perspective: The case study for France. Ecol Econ 88 (0):133-147

Escribano M, Pulido F, Mesias F, J., de Ledesma A, R. (1996) Determination of energy resources for the nutritional needs of pasture systems. Archivos de zootecnia 45:379-393

FAO CROPWAT 8.0 decision support system model (2010) Food and Agriculture Organization of the United Nations, last acces: 10 May 2010. www.fao.org/ag/AGL/aglw/cropwat.stm. Accessed last acces: 10 May 2010

FAO FAOSTAT on-line database (2012) Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org>. Accessed 10 May 2010

Fearnside PM (2001) Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. Environ Conserv 28 (1):23-38

FEDNA (2006) Necesidades nutricionales para ganado porcino. Normas FEDNA. Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal, Madrid

Fornes J, Rodríguez JA, Hernández N, Llamas MR (2000) Possible solutions to avoid conflicts between water resources development and wetland conservation in the La Mancha Húmeda Biosphere reserve (Spain). Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere 25 (7):623-627

Galloway JN, Burke M, Bradford GE, Naylor R, Falcon W, Chapagain AK, Gaskell JC, McCullough E, Mooney HA, Oleson KLL, Steinfeld H, Wassenaar T, Smil V (2007) International trade in meat: The tip of the pork chop. Ambio 36 (8):622-629

García PG, Díaz FJM, Sánchez ME, García FP (2009) Assessment of the sustainability in dehesa farms according to size and livestock prevalence. ITEA-Inf Tec Econ Agrar 105 (2):117-141

Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodríguez-Casado R, Aldaya MM (2010) Water footprint and virtual water of Spain. Springer, New York

Gaspar P, Mesias FJ, Escribano M, Pulido F (2009) Sustainability in Spanish Extensive Farms (Dehesas): An Economic and Management Indicator-Based Evaluation. Rangel Ecol Manag 62 (2):153-162

GENCAT (2009) de revisió i designació de noves zones vulnerables en relació amb la contaminació per nitrats procedents de fonts agràries. Acord GOV/128/2009.

GENCAT (2011a) El análisis económico del proceso de adquisición de la producción de alimentos en el sector porcino. Generalitat de Catalunya,

GENCAT (2011b) El sector porcino: 2011. Generalitat de Catalunya,

GENCAT Producción de piensos compuestos en Catalunya (2011c) Generalitat de Catalunya, Departamento de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Natural. Accessed Septiembre 2012

Gerbens-Leenes PW, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2011) A comparative study on the water footprint of poultry, pork and beef in different countries and production systems. Value of Water Research Report. UNESCO-IHE, vol 55. Delft, The Netherlands

Gerbens-Leenes PW, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2013) The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. *Water Resources and Industry* 0

Gerbens-Leenes PW, Nonhebel S, Krol MS (2010) Food consumption patterns and economic growth. Increasing affluence and the use of natural resources. *Appetite* 55 (3):597-608

González F, Murillo JM, Paredes J, Prieto PM (2007) Recursos pascícolas de la dehesa extremeña. Primeros datos para la modelización de su gestión. *Pastos: notas de investigación* 37 (2):231-239

Grau HR, Gasparri NI, Aide TM (2005) Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environ Conserv* 32 (2):140-148

Hadjikoumis A (2012) Traditional pig herding practices in southwest Iberia: Questions of scale and zooarchaeological implications. *J Anthropol Archaeol* 31 (3):353-364

Hazzledine M (1995) Standards for the formulation of feed for piglets: Great Britain. vol XI. Spanish Foundation for the Development of Animal Nutrition,

Hendry CRC, Kleih U, Crawshaw R, Phillips M (1995) *Livestock & the environment: Finding a balance: interactions between livestock production systems and the environment.* Food and agriculture organization, Rome

Hoekstra AY (2010) The water footprint of animal products. In: D'Silva J, Webster J (eds) *The meat crisis: Developing more sustainable production and consumption.* Earthscan, London, pp 22-23

Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM, Mekonnen MM (2011) *The water footprint assessment manual: Setting the global standard.* Earthscan, London

Hoekstra AY, Mekonnen MM, Chapagain AK, Mathews RE, Richter BD (2012) Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue Water Availability. *PLoS One* 7 (2)

Hoque MA, Kadowaki H, Shibata T, Oikawa T, Suzuki K (2009) Genetic parameters for measures of residual feed intake and growth traits in seven generations of Duroc pigs. *Livest Sci* 121 (1):45-49

Hyun Y, Ellis M, McKeith FK, Wilson ER (1997) Feed intake pattern of group-housed growing-finishing pigs monitored using a computerized feed intake recording system. *Journal of Animal Science* 75:1443-1451

Iguácel F, Yagüe R (2007) Evaluación de costes de sistemas y equipos de aplicación de purín. *Tierras de Castilla y León: Ganadería* 137:6-16

INE Censo Agrario (2012) Instituto Nacional de Estadística. <http://www.ine.es/jaxi/menu.do?type=pcaxis&path=%2Ft01%2Fp042/E01&file=inebase>. Accessed 10 de Enero 2012

Infante JM, Domingo F, Fernández R, Joffre R, Rambal S (2003) *Quercus ilex* transpiration as affected by a prolonged drought period. *Biological Plantarum* 46 (1):49-55

Infascelli R, Pelorosso R, Boccia L (2009) Spatial assessment of animal manure spreading and groundwater nitrate pollution. *Geospatial Health* 4 (1):27-38

Jagger S (1996) Rules feed formulation for sows: recent research and practical applications. vol XII. Spanish Foundation for the Development of Animal Nutrition,

Joffre R, Rambal S (1993) How Tree Cover Influences the Water Balance of Mediterranean Rangelands. *Ecology* 74 (2):570-582

Joffre R, Rambal S, Ratte J (1999) The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems* 45 (1):57-79

Lainez M, Balash S, Nuez T, Gargallo LM, Torres A (2002) Trade relations of pig farms in Valencia region (Relaciones comerciales de las explotaciones porcinas de la Comunidad Valenciana.). *Investigacion Agraria Produccion y Sanidad Animales* 17 (1-2):59-79

Liebman M, Helmers MJ, Schulte LA, Chase CA (2013) Using biodiversity to link agricultural productivity with environmental quality: Results from three field experiments in Iowa. *Renew Agr Food Syst* 28 (2):115-128

Liu C, Kroeze C, Hoekstra AY, Gerbens-Leenes W (2012) Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecological Indicators* 18 (0):42-49

- Liu J, Savenije HHG (2008) Food consumption patterns and their effect on water requirement in China. *Hydrol Earth Syst Sc* 12 (3):887-898
- Lopez G, Fructuoso G, Mateos G (2000) Swine production systems and quality of meat. The Iberian pig. vol XVI. Spanish Foundation for the Development of Animal Nutrition,
- MAGRAMA Registro informativo de organismos independientes de control del ibérico (RIBER) (2011) <http://www.magrama.gob.es/es/alimentacion/temas/calidad-agroalimentaria/calidad-comercial/mesa-del-iberico/riber-publico/>. Accessed Septiembre 2012
- MAGRAMA (2012a) Anuario de Estadística Agrícola. Ministerio de Agricultura, ganadería, alimentación y medio ambientes. <http://www.magrama.gob.es>, Accessed 15 de Junio 2012
- MAGRAMA (2012b) Datos sobre producción de piensos en España, 2010. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid
- MAPA (2007) Norma de calidad para la carne, el jamón, la paleta y la caña de lomo ibéricos. RD 1469/2007, vol BOE num 264. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
- MAPYA (2006) Best available technologies for the swine sector. Ministerio of Agriculture, Fishery and Food,
- Martin Bellido M, Escribano M, Mesias F, J., Rodriguez de Ledesma V, Pulido F (2001) Extensive system in animal production. *Archivos de zootecnia* 50:465-489
- Martínez-Santos P, De Stefano L, Llamas MR, Martínez-Alfaro PE (2008) Wetland Restoration in the Mancha Occidental Aquifer, Spain: A Critical Perspective on Water, Agricultural, and Environmental Policies. *Restoration Ecology* 16 (3):511-521
- Mekonnen MM, Hoekstra AY (2011) The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrol Earth Syst Sci* 15 (5):1577-1600
- Mekonnen MM, Hoekstra AY (2012) A global assesment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*
- Millstone E, Lang T (2003) *The Atlas of Food: Who Eats What, Where and Why*. Earthscan, London
- MITC DATACOMEX, base de datos on-line (2011) Ministerio de Industria, Turismo y Comercio. Accessed 30 Junio 2011
- MMA (2006) Informe Balance del año hidrológico 2004-2005. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Moehn S, Levesque CL, Ball RO (2013) Protein intake but not feed intake affects dietary energy for finishing pigs. *J Anim Physiol Anim Nutr* 97 (1):197-204
- Monfreda C, Ramankutty N, Foley JA (2008) Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22 (1):GB1022
- Montero G, San Miguel A, Cañellas I (1998) System of Mediterranean silviculture "La Dehesa". In: Jiménez RM, Lamo de Espinos J (eds) *Agricultura Sostenible*. Mundi Prensa, Madrid,
- Montesinos P, Camacho E, Campos B, Rodriguez-Diaz JA (2011) Analysis of Virtual Irrigation Water. Application to Water Resources Management in a Mediterranean River Basin. *Water Resour Manag* 25 (6):1635-1651
- Moreno G, Pulido FJ (2009) *The Functioning, Management and Persistence of Dehesas*, vol 6. Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects. Springer, Po Box 17, 3300 Aa Dordrecht, Netherlands,
- Noblet J, Henry Y (1993) Energy evaluation systems for pig diets: a review. *Livestock Production Science* 36 (2):121-141
- Noblet J, Van Milgen J (2004) Energy value of pig feeds: Effect of pig body weight and energy evaluation system. *Journal of Animal Science* 85:229-238
- OECD OECD StatExtracts on line databe (2011) Organisation for Economic Co-operation and Development. <http://stats.oecd.org/Index.aspx>. Accessed October 2011
- Oenema O (2004) Governmental policies and measures regulating nitrogen and phosphorus from animal manure in European agriculture. *Journal of Animal Science* 82 (13 suppl):E196-E206
- Paco TA, David TS, Henriques MO, Pereira JoS, Valente F, Banza Jo, Pereira FL, Pinto C, David JS (2009) Evapotranspiration from a Mediterranean evergreen oak savannah: The role of trees and pasture. *Journal of Hydrology* 369 (1,Ái2):98-106

- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydro Earth Syst Sci* 11 (5):1633-1644
- Penuelas J, Sardans J, Alcaniz JM, Poch JM (2009) Increased eutrophication and nutrient imbalances in the agricultural soil of NE Catalonia, Spain. *J Environ Biol* 30 (5):841-846
- Pfister S, Koehler A, Stefanie H (2009) Assessing the environmental impact of freshwater consumption in LCA. *Environ Sci Technol* 43 (11):4098-4104
- Pulido F, Escribano M (1994) Analysis of grazing resources provided by the environment in two Dehesas in south of the province of Badajoz (Spain). *Archivos de zootecnia* 43:239-249
- Ridoutt B, Williams SR, Baud S, Fraval S, Marks N (2010) The water footprint of dairy products: case study involving skim milk powder. *J Dairy Sci* 91 (11):5114-5117
- Ridoutt BG, Pfister S (2010) A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environ Chang* 20 (1):113-120
- Ridoutt BG, Sanguansri P, Nolan M, Marks N (2012) Meat consumption and water scarcity: beware of generalizations. *J Clean Prod* 28:127-133
- Rodriguez Casado R, Novo P, Garrido A (2009) La huella hídrica de la ganadería española. *Papeles de Agua Virtual Santander*
- Rodriguez-Estevez V, Garcia A, Pena F, Gomez AG (2009) Foraging of Iberian fattening pigs grazing natural pasture in the dehesa. *Livest Sci* 120 (1-2):135-143
- Rodriguez-Estevez V, Sanchez-Rodriguez M, Garcia A, Gomez-Castro AG (2010) Feed conversion rate and estimated energy balance of free grazing Iberian pigs. *Livest Sci* 132 (1-3):152-156
- Rodriguez-Estevez V, Sanchez-Rodriguez M, Garcia AR, Gomez-Castro AG (2011) Average daily weight gain of Iberian fattening pigs when grazing natural resources. *Livest Sci* 137 (1-3):292-295
- Roost N, Cai XL, Molden D, Cui YL (2008) Adapting to intersectoral transfers in the Zhanghe Irrigation System, China: Part I. In-system storage characteristics. *Agr Water Manage* 95 (6):698-706
- Rueda L (2007) *Manual del Cerdo Ibérico*. AECERIBER, Badajoz
- Schinckel AP, de Lange CF (1996) Characterization of growth parameters needed as inputs for pig growth models. *Journal of Animal Science* 74 (8):2021-2036
- Schlink AC, Nguyen ML, Viljoen GJ (2010) Water requirements for livestock production: a global perspective. *Rev Sci Tech Off Int Epizoot* 29 (3):603-619
- Soldevila V, Viladomiu L, Francès G (2009) Catalanian pork value chain's resilience: ready for environmental challenge? *AgEcon Research in Agricultural and Applied Economics*
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, de Haan C (2006) *Livestock's long shadow: environmental issues and options* Rome, Italy
- Thorne PS (2007) *Environmental Health Impacts of Concentrated Animal Feeding Operations: Anticipating Hazards—Searching for Solutions*. *Environ Health Persp* 115 (2)
- Tirone G, Dore S, Matteucci G, Greco S, Valentini R (2003) Evergreen Mediterranean forests. carbon and water fluxes, balances, ecological and ecophysiological determinants. In: Valentini R (ed) *Fluxes of carbon, water and energy of European forests*. Springer-Verlag, Berlin, pp 125-149
- van der Werf HMG, Petit J, Sanders J (2005) The environmental impacts of the production of concentrated feed: the case of pig feed in Bretagne. *Agricultural Systems* 83 (2):153-177
- van Oel PR, Mekonnen MM, Hoekstra AY (2009) The external water footprint of the Netherlands: Geographically-explicit quantification and impact assessment. *Ecol Econ* 69 (1):82-92
- Willaarts BrA, Volk M, Aguilera PA (2012) Assessing the ecosystem services supplied by freshwater flows in Mediterranean agroecosystems. *Agr Water Manage* 105 (0):21-31
- Zhang L, Dawes WR, Walker GR (2001) Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour Res* 37 (3):701-708

Capítulo 5

Consideraciones finales

5 Consideraciones finales

Este último apartado pretende ofrecer una visión integral sobre la utilidad del indicador de la *HH* como herramienta para cuantificar la presión ejercida por las actividades humanas sobre los recursos hídricos. A partir de las dos evaluaciones de *HH* presentadas en los capítulos anteriores, y basándose en los numerosos estudios desarrollados por otros autores sobre la materia, se tratará de dar respuesta a las preguntas vinculadas a los objetivos inicialmente planteados en el presente trabajo:

- ¿Es la *HH* una herramienta útil para evaluar la presión ejercida por las actividades humanas sobre los recursos hídricos?
- ¿La información proporcionada por las evaluaciones de la *HH* puede servir de ayuda en la gestión y planificación de los recursos hídricos?
- ¿Es la *HH* una herramienta de comunicación capaz de transmitir al público general información acerca del impacto real de distintos productos o actividades?

Aunque este trabajo se ha basado en la evaluación de la *HH* desde el enfoque metodológico desarrollado por la WFN, se incidirá en cómo la perspectiva propuesta por la comunidad de expertos del LCA puede ayudar de forma complementaria a dar respuesta a las preguntas planteadas, prestando especial atención a las sinergias surgidas entre ambos planteamientos. Se pretende además identificar las principales limitaciones del indicador, tanto desde el punto de vista metodológico como conceptual, así como establecer las principales limitaciones en las evaluaciones de la *HH*.

¿Es la huella hídrica una herramienta útil para evaluar la presión ejercida por las actividades humanas sobre los recursos hídricos?

El indicador de la *HH* es una herramienta que permite evaluar la sostenibilidad de un proceso, producto o actividad, al identificar las presiones y/o posibles impactos ejercidos sobre los recursos hídricos disponibles. Para ello, es imprescindible implementar una evaluación completa de la *HH*, que al menos debería cumplir con los siguientes requisitos: i) debe cuantificar de forma integral el volumen de agua que deja de estar disponible para otros usuarios como consecuencia de su uso o contaminación, en el proceso que se conoce como contabilidad de la *HH*; ii) este proceso debe ser medido de forma acumulativa, incluyendo tanto el volumen de agua directamente consumido o contaminado, como todos aquellos volúmenes que se asocian con la cadena de suministro o consumo. iii) debe evaluar las tres componentes de la *HH*, agua verde, azul y gris, así como presentarlas de forma independiente; iv) debe ser analizado desde un punto de vista temporal y geográfico; v) debe ser contextualizado, mediante la comparación con la disponibilidad o calidad del recurso en el momento y lugar de consumo, así como con otros criterios de carácter socio-económico; vi) debe incluir una formulación de respuestas, que permitan minimizar los posibles impactos evaluados en las fases previas.

Cualquier análisis que no tenga en cuenta dichos criterios no debería ser considerado como una verdadera evaluación de la *HH*, al no permitir establecer con claridad las presiones o impactos derivados de la actividad o producto a evaluar. De esta forma, las limitaciones incluidas en una evaluación de *HH* condicionarán la validez de los resultados, limitando la capacidad del indicador de aportar información útil sobre la sostenibilidad.

Como se ha visto a lo largo de los distintos casos evaluados, el indicador de la *HH* puede ser presentado como un único valor, resultado de la suma de sus tres componentes. Pero a pesar que desde el punto de vista global, el consumo de 1 L de agua verde es equivalente al consumo de 1 L de agua azul, las implicaciones ambientales derivadas, así como las posibles afecciones sobre los ciclos hidrológicos a escala de cuenca o subcuenca difieren completamente. En el caso de la componente gris, estas diferencias se agudizan aún más, al no referirse a un volumen consuntivo de agua, sino al volumen de agua contaminado. Es por ello, que la presentación de los resultados en una única cifra puede conducir a una mal interpretación de los mismos. Aunque la mera cuantificación volumétrica de la *HH*

connota en términos globales la presión ejercida sobre los recursos hídricos, este volumen no se traduce como una medida sobre la sostenibilidad en sí misma, siendo imprescindible su contextualización para poder comprender las posibles presiones e impactos derivados en el lugar y momento de consumo.

Puesto que el uso de agua verde tiene un menor coste de oportunidad que el uso de agua azul, sólo puede ser destinada a otros usos mediante un cambio en los usos del suelo, ha sido una componente generalmente olvidada en las cuantificaciones convencionales. Pero como se ha visto en las evaluaciones realizadas, y muchos otros autores han corroborado, el consumo de agua verde tanto en la producción de alimentos como en el comercio de mercancías a nivel internacional es mayoritario, pudiendo suponer hasta 4/5 partes del consumo de agua a nivel global. El uso de agua verde conlleva por norma general unas implicaciones ambientales menores que el uso de agua azul, siendo la necesidad de ocupar una superficie de terreno donde poder interceptar el agua de lluvia una de sus principales consecuencias. Desde el punto de vista de las posibles afecciones al ciclo del agua, el consumo de agua verde tiene un impacto limitado, pues la diferencia entre el consumo derivado de su uso en agricultura o silvicultura es por norma general pequeña en comparación con la que se produciría por la vegetación natural existente. Además, y como se puede observar en la simulación realizada en la cuenca del Duero, el uso de agua verde en la agricultura de secano, principal consumidora de la misma, se asocia por norma general con una menor componente gris que su uso en regadío, debido a la reducida tasa de aplicación de nutrientes, así como a la menor humedad del suelo, lo que limita los problemas asociados a la lixiviación de contaminantes. Por otro lado, el uso de agua verde por parte de sistemas naturales o pocos modificados (silvicultura, pastos naturales, dehesa, etc), tiene unas menores implicaciones ambientales que su uso en la agricultura convencional, por lo que podría ser considerada como una “light green” en comparación con los términos “light-blue”, “dark-blue” o “black-blue” utilizados en función del origen o capacidad de renovación de los recursos hídricos azules.

Evaluar la sostenibilidad de la componente verde resulta por tanto de gran interés, principalmente en el caso de análisis aplicados a sectores agroalimentarios o biocombustibles, donde dicha componente supone un valor muy elevado. Pero las limitaciones metodológicas y conceptuales existentes complican mucho su desarrollo. De esta forma es posible calcular el índice de disponibilidad de agua verde, que relaciona el uso de agua verde con la disponibilidad de la misma (Hoekstra *et al.*, 2011). Otros autores proponen la comparación del consumo de agua verde con el consumo que tendría lugar por parte de una formación vegetal de

referencia, ya sea natural o cultivada (Canals *et al.*, 2009). A pesar de ello, la dificultad de establecer un valor de consumo sostenible de agua verde, o una formación vegetal de referencia dificultan su aplicación en las evaluaciones de *HH*. Puesto que el uso de agua verde condiciona además la escorrentía o percolación generada, esta componente estará relacionada con la disponibilidad de agua azul para otros usuarios. Pero establecer estas conexiones es un proceso complejo, al necesitar evaluar las implicaciones sobre el ciclo hidrológico derivadas de los cambios en el uso del suelo. Todo esto supone una limitación importante para evaluar las presiones ejercidas por el consumo de dicha componente sobre el ciclo del agua.

La componente azul es quizá la que mayor implicación ambiental representa. Un consumo excesivo deriva en un aumento de la presión ejercida sobre los recursos hídricos disponibles, lo que puede limitar el cumplimiento de los requerimientos ambientales, o la disponibilidad de la misma para otros usuarios aguas abajo. Su utilización se asocia además con otros impactos ambientales derivados, como una mayor HH_{gris} en el caso de la agricultura intensiva de regadío o de los usos urbanos e industriales, la necesidad de infraestructuras de almacenamiento, distribución y transporte asociadas o un importante consumo energético. Es por ello que la evaluación de su sostenibilidad ambiental y socio-económica se hace imprescindible para conocer las presiones o impactos derivados. La utilización de índices de estrés puede ser una solución de gran interés, pues permitirán comparar el uso o consumo de agua con la disponibilidad de la misma. De esta forma, el índice WEI (Alcamo *et al.*, 2000), el índice WSI (Pfister *et al.*, 2009) o el índice mensual de escasez de agua azul (Hoekstra *et al.*, 2012), son varios ejemplos que pueden ser utilizados para evaluar la sostenibilidad de la *HH* en un lugar y momento determinado. Como se ha visto en la evaluación de los flujos asociados a la alimentación del sector porcino, estos índices pueden ayudar a identificar los principales *hotspot*, aquellos flujos en los que la importación de materias primas se puede traducir en un uso insostenible de los recursos hídricos disponibles. El uso de índices medios anuales (WEI o WSI) pueden enmascarar la variabilidad estacional característica de muchas cuencas hidrográficas, evaluando como sostenible el uso de agua procedente de cuencas que sufren estrés en ciertos periodos del año. Esto quedaría resuelto mediante el uso de índices temporales, como el citado índice mensual de escasez de agua azul. Aunque este tipo de índices pueden perder parte de su significado cuando se aplican a cuencas situadas en climas con marcada estacionalidad y elevada regulación de sus cauces, como las cuencas mediterráneas, lo que puede introducir importantes

desviaciones. Al igual que ocurre en cuencas de pequeño tamaño, o cuando se reduce el campo de aplicación a una escala menor a la cuenca hidrográfica. Como se ha podido observar en la evaluación realizada en la cuenca del Duero, a pesar de que el índice de escasez mensual estableciese un grado de estrés significativo -severo durante varios meses estivales, el incumplimiento real de los caudales ambientales preestablecidos sólo ocurre en uno de los tres puntos evaluados. La comparación de los caudales fluyentes (aforados) con los caudales ecológicos, siempre que esta información esté disponible, puede ofrecer una información más adecuada. Al igual, la comparación del consumo de agua subterránea con el índice de explotación (volumen de agua extraído entre el volumen de agua recargado como consecuencia del régimen natural y los retornos de riego) o con el estado cualitativo de la unidad acuífera en cuestión puede aportar información muy interesante.

Puesto que el agua azul es la componente de la *HH* con un mayor coste de oportunidad, al poder ser destinada a una multitud de usos, su valoración puede ser gran interés para evaluar la sostenibilidad económica de su uso. De esta forma, el análisis de la denominada *HH* extendida (Garrido *et al.*, 2010; 2008) ofrece información acerca del rendimiento económico por unidad de agua consumida, permitiendo identificar aquellos usos del agua con una mayor productividad económica. De igual forma, la componente verde puede ser también evaluada, asociando su uso con el rendimiento económico generado por la superficie donde es interceptada. Al igual, la utilización de criterios sociales, como el acceso al agua por parte de la población, la garantía de suministro, la existencia de conflictos relacionados con el agua, etc, puede ser una buena forma de evaluar la sostenibilidad social de la *HH*. Incluso la cuantificación de la *HH* por habitante puede ser considerado como un indicador de sostenibilidad social, al relacionar el volumen de agua consumido con los patrones de consumo de una sociedad determinada.

La componente gris de la *HH* es quizá la que mayores limitaciones presenta, tanto desde el punto de vista metodológico como conceptual. En primer lugar, la contaminación de un determinado volumen de agua por encima de un máximo nivel acepado no tiene porqué redundar en una pérdida real de dicho volumen, siempre que exista la posibilidad de tratarlo adecuadamente para un uso posterior. La dificultad en estimar la carga contaminante en efluentes procedentes de fuentes difusas como la agricultura puede suponer una importante limitación, principalmente en el caso de sustancia que pueden ser acumuladas o degradadas en el suelo. Asumir un porcentaje de pérdida suele ser lo más habitual, lo que como se ha visto

en la evaluación de las pérdidas de nitrógeno en la cuenca del Duero puede implicar importantes desviaciones. Además, la evaluación de las distintas sustancias contaminantes de forma independiente puede generar errores, debido a las posibles interacciones entre las sustancias. Por otro lado, la necesidad de establecer concentraciones máximas aceptables (estándar de calidad) y concentraciones naturales de las sustancias a evaluar pueden limitar el alcance de los resultados, debido principalmente a la falta de datos. Pero como se ha comprobado, esta componente adquiere gran relevancia, al ser la contaminación de los recursos hídricos locales uno de los principales problemas asociados al uso del agua, especialmente en el caso de la agricultura y ganadería. Además, el uso de la componente gris proporciona a la *HH* una visión ecosistémica, que ayuda a complementar la información proporcionada por otros indicadores tradicionales basados exclusivamente en la calidad del vertido.

A pesar de las distintas connotaciones existentes para cada tipología de agua, muchos de los estudios realizados desde la perspectiva del LCA proponen la utilización de un valor único de *HH*, mediante el uso de pesos y factores de conversión, que permitan unificar las distintas componentes de la *HH* en un valor de *HH equivalente*, que podría incluso incorporar los efectos combinados de la disponibilidad o calidad del agua en el lugar de consumo. Esto permitiría la comparación directa entre distintos productos y actividades, lo que resultaría de gran interés desde el punto de vista de consumidores y empresas. De esta forma, la *HH* podría ser presentada en un único valor a nivel global, de igual forma que se hace con otros indicadores como la *HC* o la *HE*. Pero como se ha visto, la interpretación del consumo de agua es mucho más compleja que la de las emisiones de carbono, siendo necesario una contextualización espacial y temporal de la misma, que permita su comparación con la disponibilidad en el momento y lugar de consumo. Mientras que la emisión de 1 kg de CO₂ tendrá las mismas implicaciones sobre el cambio climático independientemente de donde es emitido, el uso de 1 L de agua afectará de forma diferente en función de diversas variables como la abundancia, disponibilidad, fragilidad del ecosistema asociado, nivel de desarrollo del país, coste de oportunidad, etc. Es por ello que el uso de un único valor de *HH* ponderada puede ocultar en parte los impactos y presiones asociadas al uso del agua.

A pesar de que son numerosas los motivos que pueden condicionar la utilidad del indicador de la *HH* (limitaciones metodológicas, falta de información de calidad, gran volumen de información de partida, complejidad y laboriosidad de su cálculo o dificultad para una correcta interpretación de los resultados) el uso de este

indicador, más allá de su cuantificación volumétrica, ofrece una visión integral acerca de la presión ejercida por un proceso, producto o actividad sobre los recursos hídricos, permitiendo conocer los impactos derivados, así como la sostenibilidad del mismo.

Por último, es preciso remarcar que la *HH* es un indicador, y como tal, trata de interpretar la realidad mediante una serie de simplificaciones. Además, la *HH* se enfoca exclusivamente sobre los recursos hídricos, quedando fuera de su alcance otros muchos criterios relacionados con la sostenibilidad. Es por ello imprescindible su interpretación mediante la combinación con otros indicadores que ayuden a obtener una visión más global sobre la sostenibilidad real del proceso, producto o actividad.

¿La información proporcionada por las evaluaciones de la huella hídrica puede servir de ayuda en la gestión y planificación de los recursos hídricos?

Una evaluación de la *HH*, siguiendo los criterios anteriormente definidos, puede proporcionar información de gran interés a la hora de abordar un proceso de planificación hídrica. Prueba de ello es el caso español, donde la instrucción de planificación hidrológica aprobada por el anterior Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, estipula la obligación de incluir un análisis de *HH* dentro de los planes de cuenca desarrollados a partir de la Directiva Marco del Agua (MARM, 2008). Esto ha propiciado que los distintos planes de cuenca recientemente aprobados hayan introducidos evaluaciones de *HH* mas o menos sofisticadas, como las incluidas por la Confederación del Guadalquivir (CHG, 2013a), la Confederación del Guadiana (CHG, 2013b) o la Confederación del Duero (CHD, 2012), entre otras. En este sentido, el concepto de *HH* ha sido recientemente incluido en el Código de Aguas de la Provincia de Buenos Aires (DIPA, 2013), según el cuál, el canon de uso del agua se establecerá a partir del valor económico del agua en cada región o subregión. Para su cálculo se deberá incluir el análisis volumétrico de la *HH*, así como tener en cuenta la disponibilidad de las fuentes de abastecimiento y/o la vulnerabilidad de los cuerpos receptores.

La planificación hídrica suele centrarse exclusivamente en la componente azul, gestionando de forma independiente los recursos hídricos existentes a escala de cuenca hidrográfica. Las evaluaciones de *HH* proporcionan una visión integral sobre el consumo y disponibilidad de los recursos hídricos, ampliando el campo de estudio a la componente verde, cuyo consumo suele ser mayoritario en cualquier cuenca hidrográfica. Conocer además los flujos de agua virtual asociados al intercambio de mercancías puede ayudar a establecer estrategias a escala de cuenca o país, que permitan destinar el agua disponible a usos menos intensivos y/o con mayor valor añadido, importando aquellos productos con una mayor demanda de agua. A pesar de que la *HH* como tal no ofrece una información muy novedosa con respecto a la cuantificación de usos, consumos y disponibilidades comúnmente realizada en un proceso de planificación hídrica, sí puede ayudar a identificar las conexiones entre todos los agentes implicados. Si además, este indicador es relacionado con criterios económicos, sociales y ambientales, puede ofrecer una visión mucho más completa sobre el estado actual y los posibles cambios a futuro.

Por ejemplo, a partir de la información proporcionada por el análisis de la *HH* en la cuenca del Duero se podrían proponer diversas estrategias. Como se ha observado en la cuenca del Duero, la agricultura de secano realiza un uso del agua por unidad de producto más eficiente que la agricultura de regadío. Conociendo además la estrecha relación existente entre los cambios en los usos del suelo, el consumo de agua verde y la disponibilidad de agua azul en una cuenca hidrográfica, restringir la planificación hídrica a la gestión de los recursos azules puede suponer una limitación importante. De esta forma, en la cuenca del Duero se pretende invertir más de 2.700 M€ hasta el horizonte 2027 en la mejora y ampliación de la superficie regable, con lo que se pronostica que el grado de estrés aumente de forma considerable. Utilizar una parte de esa inversión para el mantenimiento, mejora y/o ampliación de la superficie en secano puede ayudar en parte a aliviar la futura presión sobre los recursos hídricos azules, garantizando la productividad agraria y el PIB en la cuenca, y asegurando el mantenimiento de los requerimientos ambientales. Favorecer el cultivo de otras especies menos intensivas en agua y con un mayor valor añadido, como el viñedo o los productos hortícolas, podría ser otra medida de gran interés. De manera similar, disminuir el grado de autosuficiencia hídrica, mediante la importación de cereales como el maíz, preferentemente utilizado en la alimentación animal, podría ser otra posibilidad. Como algunos autores ya han propuesto, se trata por tanto de transformar la actual política del agua desde una concepción basada en los criterios tradicionales de “más puestos de trabajo y cultivos por gota de agua” hacia una concepción basada en “más rentabilidad y cuidado de la naturaleza por gota de agua” (Llamas *et al.*, 2009).

De esta forma, incluir la planificación agrícola desde un punto de vista integral, que aglutine tanto a la agricultura de secano como la de regadío, como un elemento más dentro de la planificación hídrica, puede ayudar a reducir los volúmenes demandados por la misma, permitiendo liberar parte de los caudales actualmente consumidos hacia otros posibles usos de mayor valor social, entre los que se debe incluir los ecosistemas naturales. Aunque en España estas premisas son difíciles de llevar a cabo en el supuesto actual, donde los organismos de planificación hidrológica tienen limitadas sus competencias a la gestión de los recursos hídricos azules, quedando las competencias sobre planificación territorial a organismos autonómicos o nacionales. Claro está, que estas decisiones no se deben tomar exclusivamente desde la óptica de la *HH*, siendo necesario otros análisis de tipo económico, social y ambiental que garanticen la sostenibilidad de las mismas.

Otro ejemplo donde la *HH* puede ofrecer una información de gran interés es en la evaluación de los sectores ganaderos, que por norma general no son considerados

como un elemento importante en la planificación hídrica. Como se ha visto en la evaluación de la HH del sector porcino español, una parte importante del consumo y/o contaminación de recursos hídricos de la agricultura española se relaciona con la producción de la alimentación animal. La importación de materias primas procedente de otros países puede aliviar la presión ejercida sobre los recursos hídricos nacionales, lo que permitiría destinar dichos recursos a otras actividades de mayor valor añadido o a garantizar el cumplimiento de los requerimientos ambientales. Además, y gracias al análisis de sostenibilidad, se puede identificar aquellas zonas productoras en las que los impactos se minimizan, evitando la importación de materias primas de zonas con elevada escasez o con alto grado de contaminación de sus recursos hídricos. Para ello, sería necesario el establecimiento de políticas a nivel nacional o europeo, que primaran o desincentivaran la importación de productos procedentes de este tipo de cuencas, incluyendo además otros criterios de sostenibilidad ambiental, económica o social a parte de los relacionados exclusivamente con el agua.

A la luz de las evaluaciones de HH realizadas queda patente la interconexión a nivel global de los recursos hídricos, como consecuencia de los flujos de agua asociados al intercambio de mercancías. Bajo la premisa de que los recursos hídricos son un bien escaso a nivel global, algunos autores proponen que una buena gobernanza del agua requerirá el uso de un enfoque más allá de la escala de cuenca, siendo necesario el establecimiento de medidas a nivel internacional que permitan mejorar la eficiencia, equidad, sostenibilidad y seguridad en la gestión de los recursos hídricos del planeta (Hoekstra, 2011).

La evaluación de la componente gris de las deyecciones ganaderas puede ser otro aporte de gran interés para la planificación hídrica. A pesar de las limitaciones encontradas en el presente trabajo, puede ayudar a establecer límites en la concentración geográfica del número de animales, o el número de granjas productoras, minimizando los problemas de contaminación recurrentes en áreas con gran intensificación animal. Aunque estas consideraciones ya son recogidas en la directiva europea de nitratos (EEC, 1996), así como en diversas transposiciones realizadas a nivel nacional y autonómico, la evaluación de la HH_{gris} puede ofrecer una visión complementaria, no basada de forma exclusiva en la tasa de aplicación. De esta forma se podrían establecer nuevos indicadores, como la comparación entre el volumen de HH_{gris} y el volumen neto de agua recargada en el acuífero, lo que identificaría aquellas zonas en las que la entrada de contaminantes al acuífero es superior a su capacidad de asimilación a largo plazo.

De esta forma, la *HH* ayuda a establecer los nexos existentes entre el sector agrícola y ganadero, al ser los desechos generados por la ganadería utilizados como enmienda orgánica en la agricultura, la cuál a su vez será la encargada de suministrar los alimentos requeridos por la primera. Es por ello que su cuantificación deberá ser realizada con precaución, evitando los problemas de doble contabilidad que puedan surgir de su aplicación a ambos sectores.

El desarrollo de modelos matemáticos acoplados a sistemas de información geográfica, que permitan evaluar el consumo de agua por parte de los cultivos, así como la lixiviación de contaminantes, son otro hito importante en las evaluaciones de *HH* y con una gran utilidad desde el punto de vista de la planificación. Aunque estos modelos no son exclusivos de los análisis de *HH*, muchos de ellos han aparecido bajo el paraguas de dicho indicador. De esta forma, es posible la relación espacial entre el consumo de agua y la disponibilidad de la misma, aportando información específica para otros tipos de análisis. Este ejemplo puede verse en la evaluación del Duero, donde el análisis geográfico de la *HH* ha permitido relacionar el consumo aguas arriba de un punto determinado con los caudales circulantes. Este tipo de modelos pueden ser utilizados además para desarrollar escenarios y evaluar las consecuencias del cambio climático sobre la futura demanda de agua por parte de la agricultura, mediante la inclusión de las estimaciones climáticas en distintos horizontes. De igual forma, las evaluaciones de *HH* sobre futuros programas, estrategias o políticas con gran influencia sobre los recursos hídricos, como la Directiva Marco del Agua (DMA), la Política Agraria Común (PAC) o la estrategia europea de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, pueden ayudar a pronosticar las posibles implicaciones sobre los recursos hídricos, tanto a nivel nacional como europeo.

Una de las principales limitaciones de la utilidad de la *HH* como instrumento de planificación hídrica radica en que dicho concepto no incluye de forma implícita el coste de oportunidad del agua. De esta forma, y según recoge el informe preparado por Frontier Economics (2008) para el gobierno Australiano, no incluir los distintos costes de oportunidad relacionados con cada una de las tipologías de agua utilizadas enmascara los posibles impactos asociados a su utilización. A pesar de ello, la desagregación de las tres componentes del agua, así como la implementación de un análisis de sostenibilidad que incluya no sólo criterios ambientales, sino criterios socio-económicos, puede paliar en parte las limitaciones inherentes a su simple cuantificación volumétrica.

Por tanto, la inclusión de los análisis de *HH* como un elemento más en los sistemas de gestión y planificación, más allá de los estrictamente relacionados con la planificación hídrica, puede suponer una importante fuente de información que ayude a políticos, gestores o planificadores a tomar decisiones basadas en criterios objetivos.

A pesar de que en muchas ocasiones, una evaluación de la *HH* no aporta mucha más información de la estrictamente generada por otros análisis tradicionales, el desarrollo de dicho indicador ha provocado un cambio en la concepción general sobre la estrecha relación e interdependencia existente entre el sistema productivo y el agua, tanto a una escala de cuenca, como a nivel nacional o global.

¿Es la huella hídrica una herramienta de divulgación capaz de transmitir a la sociedad información sobre el impacto real de distintos productos o actividades?

A pesar de que las evaluaciones realizadas en el presente trabajo no se han centrado en el uso de la *HH* desde el punto de vista del consumidor, los resultados obtenidos, tanto en la evaluación de la ganadería como de la agricultura podrían ser utilizados como herramienta que permita comunicar la presión ejercida por los productos derivados.

De esta forma y como recoge Chapagain & Tickner (2012), es cada vez más evidente que la comunidad científica y los expertos en agua deben esforzarse en mejorar las herramientas de comunicación que permitan hacer llegar a los decisores, empresas y público en general, un mensaje claro sobre la necesidad de implicación de todos los agentes sociales en el cuidado y gestión de los recursos hídricos.

La *HH*, a pesar de sus importantes limitaciones, se ha manifestado como una herramienta muy potente a la hora de transmitir el volumen de agua que se esconde detrás de cada producto o servicio, así como la interconexión entre el agua y los flujos de mercancías a nivel internacional. Una de sus principales ventajas radica en la sencillez del mensaje, que mediante un único valor, resultado de la suma de sus 3 componentes, o mediante la expresión de sus 3 componentes por separado, es capaz de transmitir al público una idea sobre el volumen total de agua asociado. Los 27 L de agua necesarios para elaborar una taza de té, los 70 L para producir una manzana, o los 2.500 L asociados a la preparación de una hamburguesa suponen un mensaje fácilmente entendible por el público en general.

Pero como se ha visto, la utilización de un único valor como media global, o incluso el uso de las tres componentes por separado, aún ofreciendo información sobre el volumen de agua consumido o contaminado, no puede ser identificado como una medida real de sostenibilidad, lo que puede acarrear una interpretación errónea de los resultados. De igual forma, expresar la *HH* por unidad de producto puede derivar en un mensaje erróneo. Por ejemplo, la comparación entre el volumen de agua necesario para elaborar 1 kg de carne y el volumen necesario para 1 kg de maíz lleva implícito que ambos productos son sustitutivos, y por tanto directamente comparables. La utilización de otras unidades como el valor nutricional (m^3/kcal) o por unidad monetaria ($\text{m}^3/\text{\$}$) puede ayudar a superar dichas limitaciones. Se debe por tanto evitar el uso de la cuantificación volumétrica como un mensaje de alarma,

no cayendo en la tentación de relacionar directamente altos valores de *HH* con un elevado impacto ambiental.

Un ejemplo muy claro ocurre con el sector ganadero, donde las cifras de *HH* son muchísimo más elevadas que la de cualquier producto de origen vegetal. Es cierto que dichos productos estarán relacionados con una mayor demanda de agua, pero la procedencia y tipología del agua utilizada condicionarán sus implicaciones ambientales. De esta forma, la ganadería en extensivo tiene una *HH* mucho más elevada que la ganadería en intensivo, como consecuencia de una menor tasa de conversión de carne. Pero este tipo de ganadería obtiene una parte importante de sus necesidades alimenticias del pastoreo, donde la componente verde es mayoritaria y sus implicaciones ambientales mucho menores. En este caso, el uso de un único valor de *HH* enmascarará la presión real ejercida sobre los recursos hídricos disponibles a escala local. Además, las limitaciones inherentes a este tipo de análisis pueden traducirse en importantes desviaciones. Por ejemplo, la no cuantificación de la *HH_{gris}* asociada a la gestión de las deyecciones ganaderas minimizará el impacto derivado de los sistemas industrializados. Es por ello que, para una verdadera comparación entre distintos sistemas productivos sería necesario implementar un análisis a escala de granja, identificando el origen y volumen real de las materias primas consumidas, así como el destino de los residuos generados. Esta argumentación puede ser aplicada a cualquier otro proceso o producto, pudiendo existir importantes diferencias entre una evaluación a nivel sectorial, y una evaluación a nivel de producto concreto. Por tanto, la orientación y ámbito de aplicación otorgado al análisis de *HH* debe determinar el destino de los resultados, evitando el uso de valoraciones sectoriales para la cuantificación y comparación de productos concretos.

En este sentido, la perspectiva del LCA puede ofrecer unos resultados más completos, al orientar sus análisis a un producto o proceso determinado, estudiando de forma muy precisa todos los pasos que intervienen en la cadena de suministro y consumo. El uso de la *HH equivalente* puede ser de gran interés en estos casos, al transformar todos los volúmenes cuantificados en un único valor comparable y por tanto mucho más manejable desde el punto de vista de la comunicación. Pero la subjetividad inherente al desarrollo de pesos y factores de conversión, incluso en aquellos elementos basados en procesos físicos como la escasez o contaminación del agua, puede, de nuevo, enmascarar los resultados. Además, la no inclusión de criterios socio-económicos ofrece una visión más limitada sobre los impactos reales del uso del agua.

Otro importante ventaja del uso de la *HH* como herramienta de comunicación se relaciona con la identificación de los flujos de agua asociados al intercambio de mercancías. La posibilidad de crear mapas que identifiquen el origen del agua consumida o contaminada por un proceso, actividad o producto, ofrecen una imagen muy clara sobre las interconexiones de los recursos hídricos a nivel global. La inclusión además de índices de escasez o contaminación mediante el uso de escalas de colores fácilmente interpretables, puede facilitar mucho la comunicación de los resultados, permitiendo a la consumidores comprender en un simple vistazo las posibles consecuencias derivadas de su forma de vida y patrones de consumo.

El uso de la *HH* como sistema para el etiquetado o valoración de distintos productos o servicios es otra posibilidad para informar al usuario sobre los posibles impactos asociados a su consumo. De nuevo, la inclusión de un único valor, o de las tres componentes por separado, puede ofrecer al consumidor una información sesgada sobre la sostenibilidad real de dicho producto. Aunque gracias a las nuevas tecnologías, es posible ofrecer una imagen mucho más completa, que permita a los consumidores disponer de más información sobre la que basar sus decisiones. El desarrollo de certificados a nivel productivo puede ser otra herramienta de gran interés, que podría informar a los consumidores sobre el cumplimiento por parte del productor de ciertos criterios establecidos relacionados con una buena gestión del agua.

Como resumen, el uso del indicador de la *HH*, a pesar de los riesgos que entraña, puede ayudar a globalizar el mensaje de “responsabilidad compartida”, haciendo partícipes a administraciones, empresas y consumidores sobre la necesidad de una mayor implicación en el cuidado y protección de los recursos hídricos existentes.

Principales limitaciones de la huella hídrica

A continuación se ofrece un listado de las principales limitaciones de la *HH*, las cuales se deberán tener en cuenta para una correcta interpretación de los resultados.

- La calidad de la información determinará la veracidad de los resultados. De esta forma, la utilización de fuentes estadísticas, no siempre disponibles con la desagregación o escala necesaria, obliga a realizar diversas asunciones, las cuales irán en contra de la robustez de los resultados.
- La disponibilidad de información es otra limitación importante, no existiendo bases de datos que incluyan toda la información necesaria, lo que obliga a utilizar información de multitud de fuentes, con grados de incertidumbre y error diferentes.
- Los análisis de *HH* requieren de un gran volumen de información, cuyo manejo puede suponer un esfuerzo importante, principalmente en el caso de evaluaciones a escala territorial.
- Debido a que la *HH* es muy dependiente del lugar y momento de producción, es imprescindible una buena trazabilidad de la información, siendo necesario conocer el origen de todas las materias primas que intervienen en la cadena de suministro.
- La estimación de los flujos de *AV* en el caso de la contabilidad nacional necesita de información sobre el comercio de mercancías. Esta información suele estar disponible a escalas nacionales. Esto implica que la mayor parte de las evaluaciones a escala regional o de cuenca hidrográfica realizadas hasta el momento sólo tienen en cuenta los flujos con el extranjero, obviando los flujos con regiones o cuencas adyacentes.
- El concepto de *HH_{gris}* aún no se encuentra completamente desarrollado, por lo que su interpretación debe realizarse con precaución. Hasta el momento la mayor parte de las estimaciones se han centrado en la evaluación del nitrógeno, asumiendo además una concentración natural igual a 0, lo que sobrestima la capacidad de asimilación del medio receptor.
- El indicador de la *HH* se centra exclusivamente sobre los recursos hídricos, por lo que otorga una visión hidrocentrista de la sostenibilidad. Es imprescindible su evaluación junto con otros criterios ambientales y socio-económicos.

Bibliografía

Alcamo J, Henrichs T, Rosch T (2000) World Water in 2025: Global modeling and scenario analysis for the World Commission on Water for the 21st Century. Kassel World Water Series, Center for Environmental Systems Research, University of Kassel, vol Report nº2. Germany

Canals LMI, Chenoweth J, Chapagain A, Orr S, Anton A, Clift R (2009) Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *Int J Life Cycle Assess* 14 (1):28-42

Chapagain AK, Tickner D (2012) Water footprint: Help or hindrance? *Water Alternatives* 5 (3):563-581

CHD (2012) Plan Hidrológico de la Cuenca del Duero: memoria y normativa. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Valladolid

CHG (2013a) Plan Hidrológico de la Cuenca del Guadalquivir: memoria Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Sevilla

CHG (2013b) Plan Hidrológico de la Parte Española de la Cuenca del Guadiana: memoria. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Badajoz

DIPA (2013) Reglamentación de los artículos Nº 43, Nº 56 y Nº 67 del Código de Aguas de la Provincia de Buenos Aires. vol Decreto 429. Boletín Oficial de la provincia de Buenos Aires, La Plata

Economics F (2008) The concept of "virtual water" - a critical review. A report prepared for the Victorian Department of Primary Industries. Frontier Economics Pty Ltd, Melbourne

EEC (1996) The protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources vol 91/676/EEC.

Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodriguez-Casado R (2008) Water footprint and virtual water trade: policy implications. Observatorio del Agua. Fundación Marcelino Botín. Santander

Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodriguez-Casado R, Aldaya MM (2010) Water footprint and virtual water of Spain. Springer, New York

Hoekstra AY (2011) The Global Dimension of Water Governance: Why the River Basin Approach Is No Longer Sufficient and Why Cooperative Action at Global Level Is Needed. *Water* 3 (1):21-46

Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM, Mekonnen MM (2011) The water footprint assesment manual: Setting the global standard. Earthscan, London

Hoekstra AY, Mekonnen MM, Chapagain AK, Mathews RE, Richter BD (2012) Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue Water Availability. *PLoS One* 7 (2). doi:e32688, DOI 10.1371/journal.pone.0032688

Llamas MR, Martínez-Cortina L, Mukherji A (2009) Water Ethics. Taylor & Francis Group, London, UK

MARM (2008) Instrucción de planificación hidrológica. ORDEN ARM/2656/2008, vol BOE num 229.

Pfister S, Koehler A, Stefanie H (2009) Assessing the environmental impact of freshwater consumption in LCA. *Environ Sci Technol* 43 (11):4098-4104

6 Conclusiones

A partir de las cuestiones planteadas en el apartado anterior, la revisión bibliográfica realizada y las conclusiones extraídas de cada uno de los ejemplos evaluados, se puede concluir que:

- La huella hídrica es indicador de gran utilidad que permite evaluar la presión ejercida por las actividades humanas sobre los recursos hídricos, al cuantificar el volumen total de agua dulce consumido o contaminado en un proceso o actividad.
- La presentación de la huella hídrica en un único valor puede derivar en interpretaciones erróneas, como consecuencia de las diferentes connotaciones ambientales derivadas de las componentes verde, azul y gris. De esta forma, un elevado valor de huella hídrica no siempre se relaciona con un elevado impacto.
- La contextualización del análisis volumétrico, mediante la comparación del volumen de agua dulce consumido o contaminado con la disponibilidad o calidad de los recursos hídricos en el momento y lugar de consumo puede ser utilizado como una medida de sostenibilidad.
- La aplicación de criterios socio-económicos en la contextualización de la huella hídrica puede proporcionar una imagen más clara sobre las implicaciones reales del uso del agua a escala de cuenca.
- El uso de índices de estrés hídrico, o índices de calidad de agua son una buena herramienta para el desarrollo de análisis de sostenibilidad, al identificar los principales *hotspot*, es decir, aquellos flujos de agua que se traducen en un uso insostenible de los recursos hídricos disponibles en el lugar de origen.
- La implementación de índices de estrés hídrico a escala mensual ofrecen una imagen más real que el uso de índices anuales. A pesar de ello, su aplicación en cuencas con gran estacionalidad climática y abundantes infraestructuras hídricas puede ser limitada, pues la elevada regulación de caudales, distorsiona la disponibilidad mensual de agua.
- La comparación de los caudales fluyentes con los requerimientos ambientales preestablecidos, ya sean como un caudal ecológico de mínimos o como un porcentaje de desviación sobre el total de las aportaciones naturales, genera

una imagen más real sobre el posible impacto del consumo de agua azul en una cuenca determinada.

- La evaluación de la huella hídrica en un contexto espacial otorga una mayor robustez a los resultados, especialmente en el caso de los análisis a escala de cuenca, donde la información estadística no suele coincidir con los límites naturales de una cuenca hidrográfica. La generación de información georeferenciada permite a su vez la implementación de otro tipo de análisis, mediante la comparación con otras variables de tipo ambiental, social o económica.
- Los análisis espaciales permiten localizar con mayor precisión el origen de los flujos de agua virtual a nivel global, lo que se traduce en una mejor interpretación sobre las posibles implicaciones ambientales. Permiten implementar análisis de sostenibilidad a escala de cuenca, mucho más precisa que la escala nacional, principalmente en el caso de países de elevado tamaño o con gran variabilidad climática.
- El análisis de la componente gris, a pesar de las limitaciones metodológicas existentes, ofrece una imagen mucho más clara sobre las presiones ejercidas sobre los recursos hídricos locales, principalmente en el caso de procesos con gran intensificación, como la agricultura de regadío o la ganadería industrializada.
- El uso de modelos de regresión que permitan estimar la lixiviación de sustancias aplicadas en agricultura son una mejora importante con respecto a la premisa tradicional de asumir un porcentaje de lixiviación, principalmente en el caso de fuentes difusas de contaminación como la agricultura.
- A pesar de que en términos generales, el agua verde es la componente mayoritaria de la huella hídrica de productos del sector agroalimentario, existen aún muchas limitaciones metodológicas para evaluar sus implicaciones reales sobre el ciclo del agua, debido a la dificultad de establecer la relación entre dicha componente y la disponibilidad de agua para otros usuarios.

En conclusión, una evaluación completa de la huella hídrica, siempre y cuando sea realizada en función de los criterios previamente definidos, y teniendo muy en cuenta las limitaciones del análisis, ofrece una visión integral de las presiones e impactos ejercidos sobre los recursos hídricos, permitiendo establecer las interconexiones del ciclo del agua a distintas escalas.

Glosario

Agua azul -blue water-. Volumen de agua dulce, ya sea de origen superficial o subterráneo, que es consumida durante el proceso de producción y que necesita de una infraestructura mas o menos compleja para su utilización (Hoekstra *et al.*, 2011).

Agua gris -grey water-. Volumen de agua dulce necesario para asimilar la concentración de contaminantes vertidos al medio receptor, en función de la calidad intrínseca de dicho medio, y un límite máximo preestablecidos. Puede ser aplicado tanto a contaminantes físicos como químicos, siendo considerado de forma exclusiva la carga contaminante vertida al medio (Hoekstra *et al.*, 2011).

Agua verde -green water-. Volumen de agua procedente de la precipitación y que es evaporada de forma directa durante el proceso productivo. Por lo general se encuentra asociada a la agricultura o silvicultura, definiéndose como el volumen de agua proveniente de la precipitación, almacenado en el suelo en forma de humedad y que es evapotranspirado por la planta (Hoekstra *et al.*, 2011).

Agua virtual (AV) -virtual water-. Volumen total de agua dulce consumido para elaborar un bien o servicio medido en el lugar o lugares donde se ha producido, y teniendo en cuenta todos los consumos a lo largo de la cadena de producción (Allan, 1997). Puede ser también cuantificado desde el punto de vista del país consumidor, siendo definido como el total de agua que se necesitaría para producir el bien consumido en el propio país consumidor (Oki & Kanae, 2004).

Árbol de productos -product tree-. Es el conjunto o relación de materias primas, productos derivados y procesos que intervienen en la fabricación de un producto determinado.

Balance de agua virtual -virtual water balance-. Volumen neto de agua virtual importada como consecuencia del comercio de mercancías. Su cálculo se obtiene mediante la diferencia entre el flujo de AV_{imp} menos el flujos de AV_{exp} . Un valor positivo se traduce en una importación neta de agua virtual (importaciones mayores a exportaciones), mientras que un valor negativo se traduce en una exportación neta de agua virtual (importaciones menores a exportaciones) (Hoekstra *et al.*, 2011).

Coefficiente de cultivo (K_c) -crop coefficient-. Ratio entre la capacidad evapotranspiradora de un cultivo (ET_c) y la evapotranspiración de referencia de referencia (ET_0). Incorpora de forma integrada los efectos derivados de la altura del cultivo, albedo o reflectancia del sistema suelo-planta, resistencia del cultivo a la transferencia de vapor de agua y evaporación directa del suelo (Allen *et al.*, 1998).

Coefficiente de estrés hídrico (K_s) -stress coefficient-. Coeficiente que describe el efecto de las condiciones de estrés hídrico sobre la transpiración del cultivo (Allen *et al.*, 1998).

Coste de oportunidad -opportunity cost-. También denominado como coste alternativo, es el valor de la mejor opción sacrificada como consecuencia del uso de un recurso para la opción realizada (Garrido *et al.*, 2010).

Demanda de agua -water demand-. Es el volumen de agua requerido por los usuarios para satisfacer sus necesidades. Por norma general es equivalente al término extracción de

agua, aunque conceptualmente no tienen el mismo significado (EEA, 2013; Garrido et al., 2010).

Economía verde -green economy-. Es la economía que resulta en una mejora del bienestar humano y la equidad social, al tiempo que reduce significativamente los riesgos ambientales y las escasez ecológica (UNEP, 2011),

Evapotranspiración de referencia (ET_0) -referente crop evapotranspiration-. Es la tasa de evapotranspiración que ocurre en una superficie extensa de pasto verde de altura uniforme, creciendo activamente y bien regada. Esta tasa expresa la capacidad evaporadora de la atmósfera en un momento y lugar determinado, independientemente de variables edafológicas o agronómicas (Allen et al., 1998).

Evapotranspiración del cultivo bajo condiciones estándar (ET_c) -crop evapotranspiration under standar conditions-. Es la demanda evaporativa de la atmósfera sobre cultivos que crecen en áreas grandes bajo condiciones óptimas de agua en el suelo, con características adecuadas tanto de manejo como ambientales, y que alcanzan la producción potencial bajo las condiciones climáticas dadas (Allen et al., 1998).

Evapotranspiración del cultivo bajo condiciones no-estándar ($ET_{c_{aj}}$) -crop evapotranspiration under non-standar conditions-. Es la demanda evaporativa de cultivos que crecen bajo condiciones ambientales y de manejo diferentes de las condiciones estándar. Es decir, incluye los efectos de la presencia de plagas y enfermedades, salinidad del suelo, baja fertilidad del suelo y limitación o exceso de agua, afectando al crecimiento o densidad del cultivo y por tanto a la capacidad evaporadora (Allen et al., 1998).

Extracción o captación de agua (water withdrawal). Volumen de agua captado de la naturaleza, ya sea de origen superficial o subterráneo y que es utilizado por el ser humano para su propio beneficio. Este volumen incluye una parte consuntiva, la cuál dejará de estar disponible en el sistema donde ha sido captada y una parte no consuntiva que retornará al sistema y podrá estar disponible para otros usuarios (FAO, 2011).

Flujo de agua virtual -virtual water flows-. Volumen de agua virtual que se transfiere entre dos lugares como consecuencia del comercio de mercancías. Puede ser un flujo exportador (AV_{exp}) o un flujo importador (AV_{imp}) en función de si dicho volumen se relaciona con la exportación o importación de productos (Hoekstra et al., 2011).

Gestión Integral de los Recursos Hídricos (IWRM) -Integrated Water Resource Management-. Consiste en el desarrollo y gestión coordinada del agua, la tierra y otros recursos naturales relacionados, con el objetivo de maximizar los beneficios económicos y el bienestar social, de una forma equitativa y sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas (GWP, 2000; Rahaman & Varis, 2005).

Huella hídrica (HH) -water footprint-. Volumen total de agua dulce consumido o contaminado para producir un bien y servicio, en el lugar y momento de la producción. Puede ser además enfocado desde el punto de vista del consumidor, siendo el volumen de agua consumido o contaminado para producir todos los bienes y servicios consumidos por uno o varios consumidores (Hoekstra et al., 2011).

Hotspot. Aplicado a la sostenibilidad de los flujos de agua virtual, se refieren a aquellos flujos importados que se pueden traducir en un uso insostenible de los recursos hídricos en la cuenca de origen (Hoekstra et al., 2011).

Indicador ambiental –environmental indicator-. Es una medida, generalmente cuantitativa, que puede ser utilizada para ilustrar y comunicar fenómenos ambientales complejos, incluyéndolos las tendencias y los avances en el tiempo y que por lo tanto ayuda a dar una idea de la situación del medio ambiente. Desde un punto de vista de la gestión de los recursos, un indicador ambiental debe permitir: i) proporcionar información acerca del estado actual y los posibles cambios sobre el medio ambiente; ii) permitir a los gestores entender las relaciones causa –efecto; iii) permitir evaluar la efectividad de las distintas políticas desarrolladas (EEA, 2005; OECD, 1999).

Masa de agua subterránea –groundwater body-. Se define como el volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en uno o varios acuíferos (Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas).

Peso de canal -carcass weighth-. Es el peso del animal sacrificado una vez despojado de todas las partes no comestibles, en especial las tripas, pieles, grasas y otros despojos (FAO, 2003).

Peso vivo -live weighth-. Es el peso medio de un animal vivo antes de ser sacrificado (FAO, 2003).

Productividad aparente del agua y/o la tierra – water and/or land apparent productivity-. Es el valor de los bienes y servicios generados por metro cúbico de agua o hectárea de superficie, siendo el valor expresado a precios de mercado (Garrido et al., 2010).

Tasa de extracción o fracción de producto (w) -extraction rate-. Es el porcentaje de volumen de producto procesado que se obtiene por unidad de volumen de producto de partida, ya sea un producto primario u otro producto procesado (FAO, 2003).

Unidades hidrogeológicas hydrogeologic units-. Se entiende como el conjunto de acuíferos que se agrupan a efectos de conseguir una administración racional y eficaz del agua, (Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio, por el que se aprueban los Planes Hidrológicos de Cuenca).

Uso consuntivo del agua –water consumption use-. Es el volumen de agua que una vez utilizada no retorna al sistema en un tiempo suficientemente apropiado como para su utilización por otros usuarios, ya sea porque es evaporada, transpirada, incorporada a un producto, consumida por el hombre o la ganadería, contaminada o vertida a un sistema diferente al evaluado o al mar, entre otras posibilidades (EEA, 2013; Garrido et al., 2010).

Valor añadido – added value-. También denominado como valor agregado, es el valor de un bien o servicio producido en una economía en las distintas etapas del proceso productivo (Garrido et al., 2010).

Bibliografía

Allan JA (1997) Virtual water: a Long-Term Solution for Water Short Middle Eastern Economies? Paper presented at the 1997 British Association Festival of Science, University of Leeds, England

Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and Drainage Papers vol 56. FAO, Rome

EEA (2005) EEA core set of indicators — Guide. EEA Technical report, vol N° 1/2005. European Environment Agency,

EEA Environmental Terminology and Discovery Service (2013) European Environment Agency. <http://glossary.eea.europa.eu/EEAGlossary/>. Accessed 15 Septiembre 2013

FAO (2003) Technical conversion factors for agricultural commodities. FAO, Rome

FAO AQUASTAT on-line database (2011) Food and Agriculture Organization of the United Nations. Accessed 30 June 2011

Garrido A, Llamas MR, Varela-Ortega C, Novo P, Rodriguez-Casado R, Aldaya MM (2010) Water footprint and virtual water of Spain. Springer, New York

GWP (2000) Integrated water resources management. vol N°4. Global Water Partnership, Stockholm, Sweden

Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM, Mekonnen MM (2011) The water footprint assesment manual: Setting the global standard. Earthscan, London

OECD (1999) Environmental Indicators for Agriculture: Volume 1 Concepts and Frameworks. Paris

Oki T, Kanae S (2004) Virtual water trade and world water resources. Water Sci Technol 49 (7):203-209

Rahaman MM, Varis O (2005) Integrated water resources management: evolution, prospects and future challenges. Sustainability: Science, Practice, & Policy 1 (1)

UNEP (2011) Towards a green economy: pathways to sustainable development and poverty eradication. United Nations Environment Programme, Nairobi