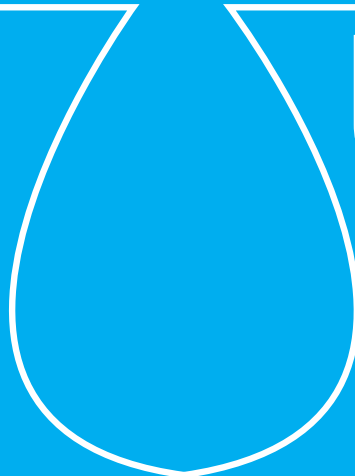


escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2012

Estudios Universitarios de Posgrado de las Universidades de Alcalá
y Rey Juan Carlos (coordina Universidad de Alcalá)





Esta segunda publicación de los mejores proyectos presentados en el Máster en Hidrología y Gestión de recursos hídricos corresponde a la sexta promoción de egresados.

Como en años anteriores, el nivel medio de los proyectos ha sido muy elevado. En esta selección queda patente el intenso trabajo realizado por los autores.

En esta ocasión han merecido la consideración para ser publicados seis proyectos donde queda claro el carácter multidisciplinar de las actividades relacionadas con el agua. Las temáticas abarcan desde temas de futuro como las biopilas de combustible a modelos hidrológicos, pasando por los estudios de contaminación, efectos ecotoxicológicos y sobre el nexo agua energía.

Queremos felicitar a los autores de los proyectos por el interesante trabajo realizado.

La Comisión Docente



**Estimación de la movilidad del ibuprofeno
en suelos agrícolas | 3 |**

autora: **Miriam Biel Maeso**

directores: **Dra. Ana Karina Boltes Espinola (U.A.H.)**
D. Víctor González Naranjo (IMDEA-Agua)

Alcalá de Henares, 25 de Mayo de 2012

**Biodegradación electrogénica de acetato en pilas
de combustible microbianas | 17 |**

autora: **Zulema Borjas Hernández**

director: **Dr. Abraham Esteve Núñez (UAH)**

Alcalá de Henares, 15 de Junio de 2012

**Estudio del comportamiento de trucha común (*salmo trutta*),
boga del Tajo (*pseudochondrostoma polylepis*) y barbo común
(*lucioibarbus bocagei*) en una escala de peces de hendidura
vertical | 29 |**

autora: **Miriam Castillo Blanco**

directores: **Dr. Felipe Morcillo Alonso (CEDEX)**
Dra. Irene de Bustamante Gil (UAH)

Alcalá de Henares, 15 de Junio de 2012

**Utilización de herramientas de información geográfica
para la integración en modelos hidrogeológicos | 47 |**

autor: **Damián Córdoba**

directores: **Dra. Raffaella Meffe (IMDEA Agua)**
Virtudes Martínez (IMDEA Agua)
Prof. Manuel Segura (UAH)

Alcalá de Henares, 15 de Junio de 2012

**Análisis del consumo energético de una EDAR:
autoabastecimiento energético | 76 |**

autora: **Laura Delgado Montero**

director: **Dr. Eloy García (UAH)**

Alcalá de Henares, 25 de mayo de 2012

**Estudio mediante modelo físico y numérico del meandro
de quinzanas en el río Narcea | 106 |**

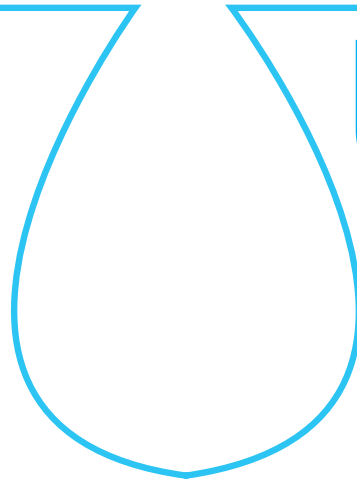
autora: **Alba González Esteban**

directores: **Dr. David López Gómez (CEH-CEDEX)**
Dra. Irene de Bustamante Gil (UAH)

Alcalá de Henares, 15 de Junio de 2012

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2012

Estimación de la movilidad del ibuprofeno en suelos agrícolas

autora

Miriam Biel Maeso

directores

Dra. Ana Karina Boltes Espinola (U.A.H.)
D. Víctor González Naranjo (IMDEA-Agua)

Alcalá de Henares, 25 de Mayo de 2012



La Dra. Ana Karina Boltes Espínola, Profesor Ayudante Doctor de Ingeniería Química y Víctor González Naranjo, investigador del IMDEA-Agua, como tutores del **proyecto de fin de master titulado: "Estimación de la movilidad del ibuprofeno en suelos agrícolas"**, dan el **Visto Bueno** a la presentación y la lectura de la memoria del proyecto en la convocatoria de Mayo de 2012

Fdo.: Ana Karina Boltes Espínola

Fdo. Víctor González Naranjo

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría mostrar mi gratitud tanto a mis dos directores del proyecto, la Dra. Ana Karina Boltes Espinola y el investigador Víctor González Naranjo, como a todo el equipo técnico que me ha ayudado en los laboratorios donde he desarrollado el proyecto, Instituto Madrileño de Estudios Avanzados en Agua, IMDEA-Agua y el Departamento de Química Analítica e Ingeniería Química. Y como no, a mi familia por estar siempre ahí., gracias por vuestro apoyo.



ÍNDICE

1. Resumen	6
2. Introducción	6
2.1. Proceso de adsorción en suelo	6
2.2. Proceso de desorción en suelo	7
3. Objetivos	7
4. Materiales y metodología	7
4.1. Estudios previos	7
4.1.1. Recogida de muestras de suelo	7
4.1.2. Preparación de las muestras	7
4.1.3. Análisis de las características físico-químicas del suelo	8
4.2. Equipos y materiales de laboratorio	8
4.3. Metodología	8
4.3.1. Determinación de las isothermas de adsorción	8
4.3.2. Determinación de las isothermas de desorción	8
4.3.3. Cuantificación del ibuprofeno	8
4.3.4. Tratamiento de los datos experimentales	9
5. Resultados	9
5.1. Adsorción	9
5.2. Desorción	11
6. Discusión	14
7. Conclusiones	15
8. Bibliografía	15

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I. Principales propiedades de las cuatro muestras de suelo	8
Tabla II. Reactivos empleados para el análisis	8
Tabla III. Equipos empleados para el análisis	8
Tabla IV. Concentraciones de ibuprofeno medidas en la solución de equilibrio de los ensayos de adsorción	9
Tabla V. Valores medios de la cantidad de ibuprofeno adsorbido por el suelo	9
Tabla VI. Valores del coeficiente de distribución por muestra	10
Tabla VII. Valores del coeficiente de carbono orgánico por muestra	10
Tabla VIII. Concentraciones de ibuprofeno medidas en la solución de equilibrio de los ensayos de desorción	11
Tabla IX. Valores medios de la cantidad de ibuprofeno retenido irreversiblemente por el suelo	12
Tabla X. Valores de los parámetros de adsorción y desorción de ibuprofeno retenido en las cuatro muestras de suelo	13
Tabla XI. Valores medios de la capacidad de retención de las cuatro muestras de suelo y porcentaje de percolación/degradación	13
Tabla XII. Valores del coeficiente de Histéresis	13
Tabla XIII. Valores del coeficiente K_{oc}	14

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de isothermas de adsorción	7
Figura 2. Recta de calibrado del ibuprofeno	8
Figura 3. Curvas de adsorción	10
Figura 4. Isothermas de adsorción linealizadas de <i>Freundlich</i>	11
Figura 5. Curvas de desorción	12
Figura 6. Isothermas de desorción linealizadas de <i>Freundlich</i>	14

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

ACN: acetonitrilo

H: Coeficiente de Histéresis

HPLC-UV: Cromatografía Líquida de Alta Resolución con
detector ultravioleta

K_d: Coeficiente de distribución

K_f: Coeficiente de *Freundlich*

K_{oc}: Coeficiente de carbono orgánico

rpm: revoluciones por minuto



1. RESUMEN

Los productos farmacéuticos y de higiene personal están emergiendo como contaminantes en el medio ambiente, lo que conlleva una creciente preocupación en la conciencia de la población. La mayoría de los estudios sobre el destino ambiental de estos productos se han centrado en los procesos de tratamiento de las aguas residuales, en los ambientes acuáticos, y en los lodos de depuración, sin embargo, poco se sabe acerca de su comportamiento en los suelos agrícolas.

El presente trabajo se centra en el estudio de la adsorción-desorción del ibuprofeno de cuatro muestras de suelo agrícola potenciales receptores del recurso por la reutilización de aguas residuales regeneradas.

El ensayo de adsorción utilizando es el método de equilibrio en batch con su posterior análisis mediante la ecuación de *Freundlich*, ya que esta constatado por múltiples estudios anteriores que es el mejor método para la mezcla de la fase acuosa con la fase sólida y que la adsorción está bien descrita siguiendo éste modelo linealizado.

Los resultados obtenidos sobre el coeficiente de distribución, K_d y la tasa de retención, sugieren que el ibuprofeno tiene alto potencial para infiltrarse en el terreno y contaminar aguas subterráneas. La poca tasa de retención del ibuprofeno hallada en las muestras de suelo parece estar influenciada por la baja cantidad de materia orgánica y de arcilla que presentaban las muestras. El coeficiente de Histeresis disminuyó al ir aumentando progresivamente la concentración del ibuprofeno en las muestras, lo que implica que la desorción se ve favorecida a niveles de adsorción baja del contaminante.

La actividad microbiana del suelo juega, por tanto, un papel significativo en la degradación del contaminante en este tipo de suelo si se pretende no contaminar el medio edáfico ni las aguas subterráneas, puesto que se ha detectado una gran movilidad del contaminante que normalmente se traduce en una biodisponibilidad elevada.

2. INTRODUCCIÓN

La reutilización del agua es una de las alternativas para la gestión que presenta mayores ventajas medioambientales, pero al disfrutar de los beneficios de la reutilización de las aguas residuales tratadas no hay que olvidar los efectos adversos resultantes de los contaminantes orgánicos en los efluentes derivados. Alguno de ellos son los contaminantes orgánicos emergentes, como los productos farmacéuticos y de higiene personal.

En los últimos años, ha crecido la conciencia sobre el aumento de contaminantes en aguas residuales urbanas, como compuestos farmacéuticos activos, disruptores endocrinos y productos de higiene personal. Estos contaminantes es probable que a largo plazo se acumulen en los suelos si se produce la irrigación, lo cual puede provocar problemas ambientales tales como el riesgo de contaminación a las aguas subterráneas¹. En este sen-

tido, se hace necesaria la investigación sobre la capacidad de adsorción, persistencia y desorción de estos contaminantes en los suelos agrícolas que reciben aguas residuales tratadas para el riego.

Los productos farmacéuticos se liberan al ambiente de varias maneras. Puede ser por medio de la excreción doméstica, veterinaria u hospitalaria, por el vertido de productos caducados o que sobraron y no se utilizaron, o bien cuando se desechan los residuos de la fabricación. Como fueron elaborados con una resistencia biológica y alta solubilidad, esto hace que lleguen al medioambiente y mantengan su actividad farmacológica fuera de los ambientes para los que fueron diseñados, por tanto son sustancias contaminantes.

Debido al alto consumo de ibuprofeno, éste es uno de los medicamentos que más aparecen en los análisis de aguas residuales y por eso se eligió para este estudio.

El ibuprofeno es un antiinflamatorio no esterooidal utilizado para el tratamiento del dolor, dismenorrea, inflamación y fiebre. El hidroxibuprofeno y el carboxibuprofeno son los principales metabolitos identificados en aguas residuales². Solo un 8% del medicamento se excreta sin ninguna modificación en su estructura y un 14% como glucoronidos. De hecho, el ibuprofeno es uno de los principales contaminantes encontrados en las plantas de tratamiento de aguas residuales. A través de estas plantas se consigue un 90% de eliminación³, pero a pesar de este nivel tan alto de depuración, la concentración de ibuprofeno se presenta elevada en los efluentes, por lo que puede llegar hasta las aguas superficiales y por infiltración también contaminar las subterráneas cuando se riega con agua reutilizada.

2.1. PROCESO DE ADSORCIÓN EN SUELO

La adsorción es un proceso mediante el cual la materia que se encuentra disuelta en una fase fluida (gas o líquido) y que se denomina adsorbato, se concentra sobre la superficie de otra fase (generalmente sólida, el suelo) denominada adsorbente.

Cabe distinguir tres tipos de adsorción según el tipo de atracción (eléctrica, fuerzas *Van der Waals* o de naturaleza química) entre el soluto y el adsorbente.

- La adsorción tipo eléctrico o adsorción por intercambio hace referencia al proceso mediante el cual los iones de una sustancia se concentran en una superficie como resultado de la atracción electrostática en las zonas superficiales cargadas.
- La adsorción por fuerzas de *Van der Waals* o adsorción física. En este caso, la molécula adsorbida no está fija en un lugar específico de la superficie, sino que más bien está libre de trasladarse dentro de la interfase.
- Adsorción química activa o quimisorción, que alude a que el adsorbato forma unos enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente.

¹ Kinney et al., 2006; Ternes et al., 2007; Xu et al., 2009 a,b.

² Stumpf et al., 1998; Buser et al., 1999.

³ Ternes, 1998.



La mayor parte de los fenómenos de adsorción son combinaciones de los tres tipos y, de hecho, no es fácil distinguir entre adsorción física y química.

La adsorción de una especie química presente en la solución del suelo (adsorbato) por los constituyentes de la fase sólida del suelo (adsorbente), ocurre debido a la interacción entre la superficie activa de las partículas sólidas y el adsorbato. La cantidad adsorbida de una determinada especie depende no sólo de la composición del suelo sino también de la especie química de la que se trata y de su concentración en la solución.

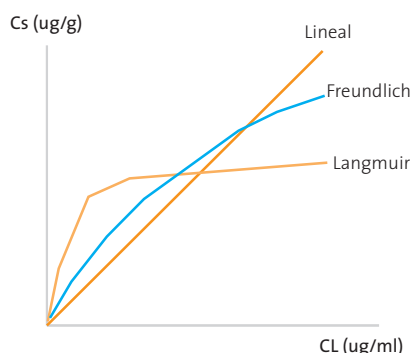
La retención de los compuestos por el suelo es un fenómeno generalmente caracterizado por las isothermas de adsorción, que representa el contaminante adsorbido C_s , en función de la concentración de la disolución C_w , cuya expresión general es:

$$C_s = K_d \cdot C_w$$

Donde K_d es la constante de adsorción o coeficiente de distribución / partición.

Cuando la isoterma no es lineal, hay otras aproximaciones para describir la distribución entre el suelo y la disolución. Las más utilizadas son las de Freundlich y Langmuir⁴.

Figura 1. Tipos de isothermas de adsorción.



2.2. PROCESO DE DESORCIÓN EN SUELO

La adsorción del contaminante al suelo consiste en la acumulación del mismo en la interfase sólido-agua o sólido-aire, siendo la desorción el proceso inverso⁵. Puesto que, salvo en casos de extremada aridez, las partículas sólidas del suelo están siempre rodeadas por al menos una fina película de agua, los procesos de adsorción más frecuentes son los que se dan en la interfase suelo-agua.

La adsorción-desorción es un proceso dinámico por el cual las moléculas están continuamente pasando de la superficie del suelo a la solución y viceversa. En cuanto a la desorción de las moléculas adsorbidas, ésta puede ser total, en cuyo caso se habla de adsorción reversible, o puede no serlo en gran medida⁶, hablando en este caso de adsorción irreversible. La irreversibilidad o

histéresis es un aspecto muy importante ya que en gran medida determina la biodisponibilidad del contaminante en el suelo. La adsorción afecta al resto de procesos que determinan el comportamiento del contaminante en el suelo: su movimiento, actividad biológica y persistencia, puesto que normalmente hace que el contaminante no esté disponible para su transporte o biodegradación, mientras que la desorción provoca el efecto inverso⁷.

3. OBJETIVOS

El presente trabajo plantea, atendiendo a lo anteriormente expuesto, el estudio de la capacidad de movilidad del contaminante ibuprofeno en cuatro muestras de suelo para caracterizar y examinar la posible contaminación edáfica y de las aguas subterráneas.

Para ello, en este proyecto se marcan los siguientes objetivos específicos:

- Evaluación de la capacidad de adsorción del ibuprofeno sobre las cuatro muestras de suelo.
- Estudio del proceso de desorción y cálculo de la cantidad de contaminante adsorbido irreversiblemente sobre el suelo.
- Determinación de los parámetros relacionados con este fenómeno para su descripción.

4. MATERIALES Y METODOLOGÍA

4.1. ESTUDIOS PREVIOS

4.1.1. RECOGIDA DE MUESTRAS DE SUELO

La zona correspondiente se sitúa en una ladera suave y alomada posicionada entre el arroyo de Alcarrayón al SO y las cotas de La Pachón (147 m) y Olivar alto (134 m) situadas en Castilleja del Campo, al NE de Carrión de los Céspedes (Sevilla)⁸. La recogida de muestras se realizó a una profundidad comprendida entre 0-30 cm desde la superficie del terreno.

4.1.2. PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS

Las muestras se transportaron en bolsas de plástico hasta el laboratorio donde se desecaron para eliminar el exceso de humedad y se tamizaron a 2 mm. Posteriormente se mantuvieron con su clave de identificación en bolsas de plástico herméticas en condiciones óptimas hasta el comienzo de los ensayos.

⁴ Bertrán et al., 2002.

⁵ Cornejo et al., 2000.

⁶ Fogg et al., 2003.

⁷ Cruz-Guzmán, 2007.

⁸ González-Naranjo, 2010.



4.1.3. ANÁLISIS DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL SUELO

De las cuatro muestras de suelo utilizadas para este proyecto, se han obtenido los siguientes resultados:

Tabla I. Principales propiedades de las cuatro muestras de suelo

	Muestra A	Muestra B	Muestra C	Muestra D
pH	7,63	7,85	7,95	8,01
Conductividad eléctrica (dS/m)	0,20	0,20	0,24	0,14
CaCO ₃ (%)	0,21	0,13	0,18	0,15
Materia orgánica (%)	1,39	1,23	1,11	1,75
Arena (%)	42,50	47,50	45,00	37,50
Limo (%)	30,00	32,50	40,00	50,00
Arcilla (%)	27,50	20,00	15,00	12,50
Clase textural	Franco arcilloso	Franco	Franco	Franco

4.2. EQUIPOS Y MATERIALES DE LABORATORIO

A continuación, se describen los diferentes equipos y materiales utilizados para la realización de los ensayos:

Tabla II. Reactivos empleados para el análisis

Reactivo	Marca	Pureza
Acetonitrilo (ACN)	Scharlau	Grado HPLC > 99,9%
Metanol	Scharlau	Grado HPLC > 99,9%
Agua desionizada	Sartorius	Mili-Q
Ibuprofeno	Sigma-Aldrich	> 98%

Tabla III. Equipos empleados para el análisis

Equipo	Marca	Modelo
Centrífuga	Eppendorf	Centrifuge 5180R
pHmetro	Crison	PH 25
Balanza Analítica	SATORIUS	BA210S
Balanza de precisión ± 0,01g	Gibertino	Europe
Bomba de vacío	Telstar	S4130
Agitador orbital	P. Selecta	Rotabit
Campana de flujo laminar	Telstar	AV-30/70
HPLC-UV	Agilent Technologies	HPLC-1200 Series

4.3. METODOLOGÍA

4.3.1. DETERMINACIÓN DE LAS ISOTERMAS DE ADSORCIÓN

Se determinó mediante ensayos de adsorción en batch. Para ello se pusieron en contacto 5 g de suelo seco con 25 mL de 0,02 equiM de NaCl y CaCl₂ con concentraciones de 0, 0,5, 1, 2, 5 y 10 mg L⁻¹ de ibuprofeno, todo ello por triplicado.

Suspensiones de las disoluciones con los cuatro tipos de suelo se mezclaron continuamente durante 24 horas en un agitador orbital a temperatura ambiente. Después de la agitación, fueron separadas la fase sólida de la acuosa mediante filtración al vacío.

Los sobrenadantes fueron filtrados a través de un filtro de papel de 0,45 mm de diámetro de poro y guardados en botes de cristal de 100 mL para su posterior análisis por HPLC-UV.

4.3.2. DETERMINACIÓN DE LAS ISOTERMAS DE DESORCIÓN

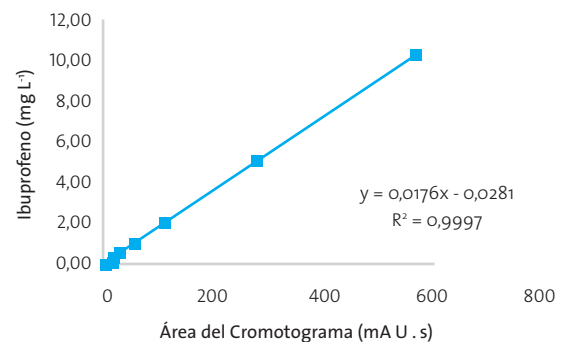
La fase sólida se resuspendió en 25 mL de disolución 0,02 equiM de NaCl y CaCl₂ y se llevó de nuevo al agitador orbital durante 24 horas para que se produjera la mezcla. Después de la agitación a temperatura ambiente, fueron centrifugados a razón de 2.000 rpm durante 10 minutos para separar la fase sólida de la fase acuosa. La decantación de los sobrenadantes fueron filtrados a través de un filtro de papel de 0,45 mm de diámetro de poro y fueron guardados en botes de cristal de 100 mL para su posterior análisis en HPLC-UV.

4.3.3. CUANTIFICACIÓN DEL IBUPROFENO

Las concentraciones de ibuprofeno de las fases líquidas filtradas y guardadas fueron determinadas a través del equipo HPLC-UV, equipado con una columna C-18 de la marca Phenomenex con unas dimensiones (15 cm x 4,60 mm, 5mm). El ibuprofeno fue eluido a un caudal de 2 mL min⁻¹, usando para ello condiciones isocráticas a razón de 37:63 (ACN/agua Mili-Q). El pH de la fase acuosa fue ajustado a un pH de 2,5 mediante la adición de ácido ortofosfórico. La concentración fue detectada mediante absorción UV a una longitud de onda de 210 nm.

Mediante una recta de calibrado realizada previamente con unas diluciones seriadas desde 0 a 10 mg L⁻¹ de ibuprofeno, se obtiene la ecuación que relaciona la concentración de ibuprofeno con el área de salida del cromatograma del HPLC-UV. Con dicha ecuación se va a poder determinar que concentración del contaminante es adsorbido y recuperado de la fracción de suelo.

Figura 2. Recta de calibrado del ibuprofeno.





4.3.4. TRATAMIENTO DE LOS DATOS EXPERIMENTALES

En este estudio, los equilibrios de adsorción-desorción han sido descritos usando la ecuación de *Freundlich* $C_s = K_f C_w^n$, cuyo ajuste linealizado toma la forma, $\log C_s = \log K_f + n \log C_w$, donde C_s y C_w son las concentraciones en el equilibrio de la fase sólida y la fase acuosa (expresado en mg g^{-1} y mg L^{-1} respectivamente)⁹. El coeficiente de distribución, K_d , fue calculado con la siguiente ecuación $K_d = C_s/C_w$. El K_{oc} , se calculó por la normalización de K_d con el contenido de CO (carbono orgánico) de acuerdo a $K_{oc} = K_d/CO \times 100\%$ ¹⁰. El coeficiente de Histéresis, H, fue calculada con la fórmula $H = n_d/n$, donde n y n_d son las constantes de *Freundlich* de las isothermas de adsorción y desorción, respectivamente.¹¹

5. RESULTADOS

5.1. ADSORCIÓN

Los resultados obtenidos tras la analítica por HPLC-UV pueden visualizarse en la tabla IV.

A partir de los datos de la tabla IV, se obtuvo los valores medios de ibuprofeno adsorbido por el suelo.

La Figura 3 muestra las cuatros curvas de adsorción (media de las concentraciones de ibuprofeno adsorbido frente a las medias de las concentraciones de equilibrio).

Tabla IV. Concentraciones de ibuprofeno medidas en la solución de equilibrio de los ensayos de adsorción

Muestra	Repetición	Ibuprofeno equilibrio (mg L^{-1})					
		Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
A	I	0,00	0,37	0,74	1,53	3,93	2,10
	II	0,00	—	0,79	1,49	3,92	7,07
	III	0,00	0,41	0,74	1,49	3,94	7,04
	Media	0,00	0,39	0,77	1,51	3,93	7,06
B	I	0,00	0,37	0,70	1,50	3,87	7,64
	II	0,00	0,37	0,70	—	3,93	7,60
	III	0,00	0,38	0,72	1,58	3,88	7,51
	Media	0,00	0,37	0,71	1,54	3,89	7,59
C	I	0,00	0,00	0,93	1,33	3,98	7,67
	II	0,00	0,00	0,97	1,40	3,97	7,51
	III	0,00	0,00	—	1,40	3,96	—
	Media	0,00	0,00	0,95	1,38	3,97	7,59
D	I	0,00	0,39	0,99	1,95	3,90	7,77
	II	0,00	0,42	0,99	1,95	3,80	7,72
	III	0,00	0,38	1,00	1,98	3,78	7,81
	Media	0,00	0,40	0,99	1,96	3,83	7,77

Tabla V. Valores medios de la cantidad de ibuprofeno adsorbido por el suelo

Muestra	Ibuprofeno adsorbido (mg kg^{-1})					
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
A	0,00	0,56	1,14	2,47	5,35	14,72
B	0,00	0,65	1,46	2,29	5,53	12,06
C	0,00	2,5	0,25	3,12	5,14	12,05
D	0,00	0,52	0,04	0,21	5,87	11,17

⁹ Carmo et al., 2000 ; Xu et al., 2009.

¹⁰ Tang et al., 2009.

¹¹ Barriuso et al., 1994.

Figura 3. Curvas de adsorción

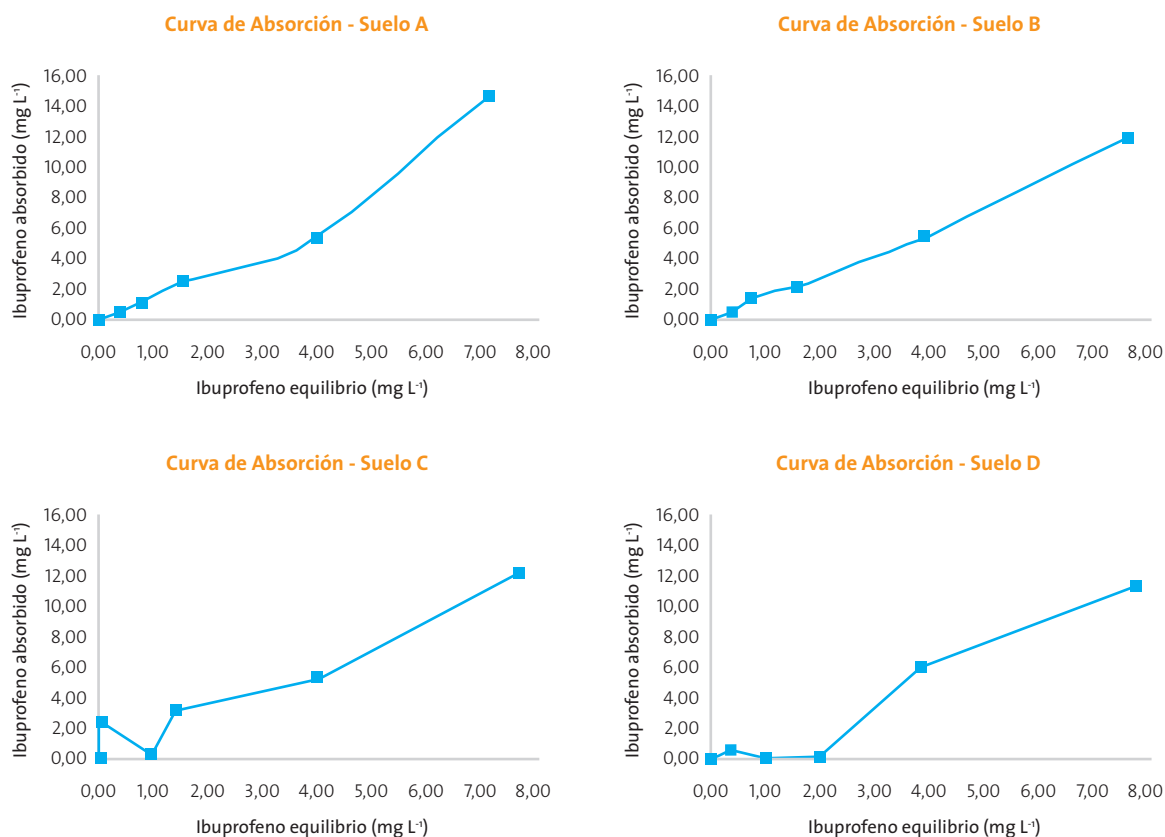


Tabla VI. Valores del coeficiente de distribución por muestra

Muestra	Coeficiente de distribución K_p (cm ³ g ⁻¹)						Media
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6	
A	—	1,46	1,47	1,64	1,36	2,09	1,60
B	—	1,74	2,07	1,49	1,42	1,59	1,66
C	—	—	0,26	2,27	1,29	1,59	1,35
D	—	1,31	0,03	0,11	1,53	1,44	0,88

Tabla VII. Valores del coeficiente de carbono orgánico por muestra

Muestra	Coeficiente de Carbono Orgánico K_{oc} (cm ³ g ⁻¹)						Media
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6	
A	—	179,96	181,46	202,54	167,93	257,51	197,88
B	—	242,27	287,05	206,63	197,22	220,72	230,78
C	—	—	40,63	349,58	199,23	244,14	208,39
D	—	128,64	2,48	10,76	150,44	141,03	86,67

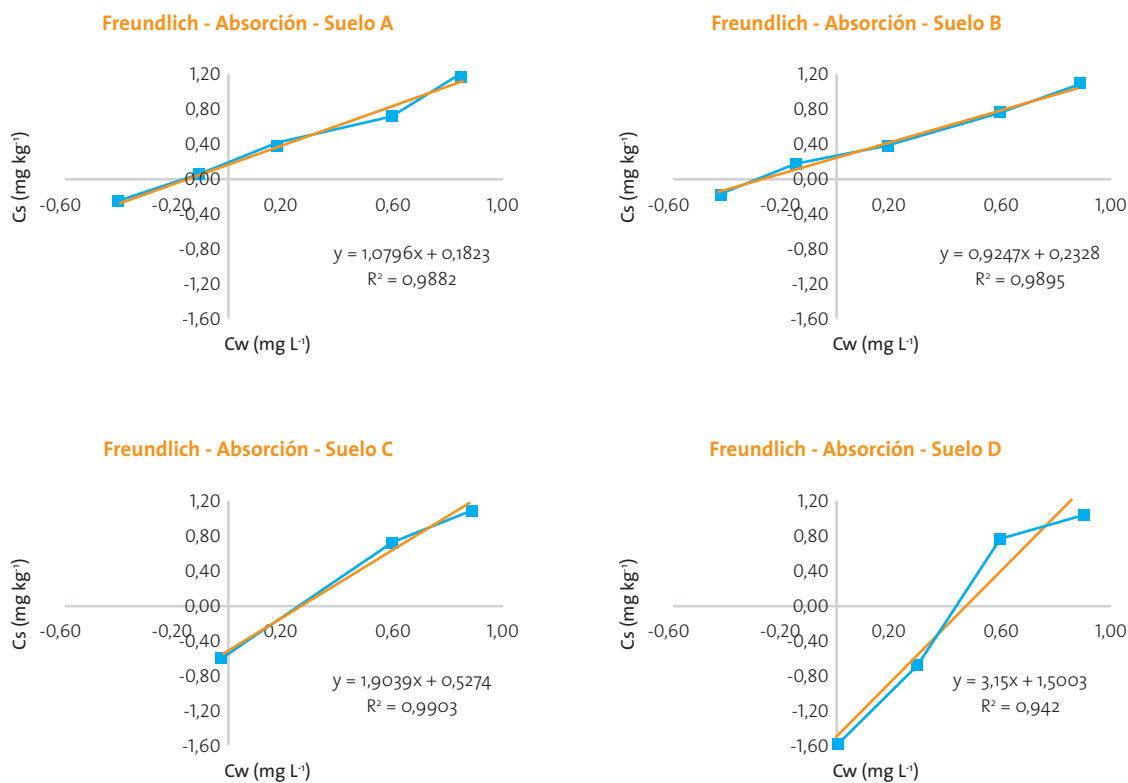
La Figura 4 muestra las isotermas de adsorción en las cuatro muestras analizadas de suelo. Para todas ellas, la adsorción ha sido descrita por la ecuación de *Freundlich* linealizada en el rango de las concentraciones en equilibrio, con coeficientes de correlación R^2 que van desde 0,9420 hasta 0,9903. Los coeficientes

de adsorción K_f están listados en la Tabla X. El valor de K_f que se obtiene de la linealización de la ecuación de *Freundlich* refleja la afinidad de la sustancia con el suelo¹².

¹² Chen et al., 1999.



Figura 4. Isotermas de adsorción linealizadas de Freundlich



5.2. DESORCIÓN

A continuación se muestran los resultados obtenidos de la desorción tras ser analizados en HPLC-UV.

Tabla VIII. Concentraciones de ibuprofeno medidas en la solución de equilibrio de los ensayos de desorción

Muestra	Repetición	Ibuprofeno equilibrio (mg L ⁻¹)					
		Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
A	I	0,00	0,03	0,13	0,38	0,59	1,00
	II	0,00	—	0,16	0,39	0,59	1,01
	III	0,00	—	—	0,11	0,60	1,00
	Media	0,00	0,03	0,14	0,38	0,59	1,00
B	I	0,00	—	—	0,19	0,52	0,82
	II	0,00	—	—	0,20	0,55	0,85
	III	0,00	—	0,14	0,19	0,56	0,83
	Media	0,00	0,00	0,14	0,19	0,54	0,83
C	I	0,00	—	—	0,23	0,53	0,86
	II	0,00	—	—	0,22	0,55	0,92
	III	0,00	—	—	0,23	0,52	1,00
	Media	0,00	0,00	0,00	0,23	0,53	0,93
D	I	0,00	0,00	0,13	0,18	0,37	0,66
	II	0,00	0,00	0,11	0,14	—	0,69
	III	0,00	0,00	—	0,16	0,38	0,70
	Media	0,00	0,00	0,12	0,16	0,37	0,69



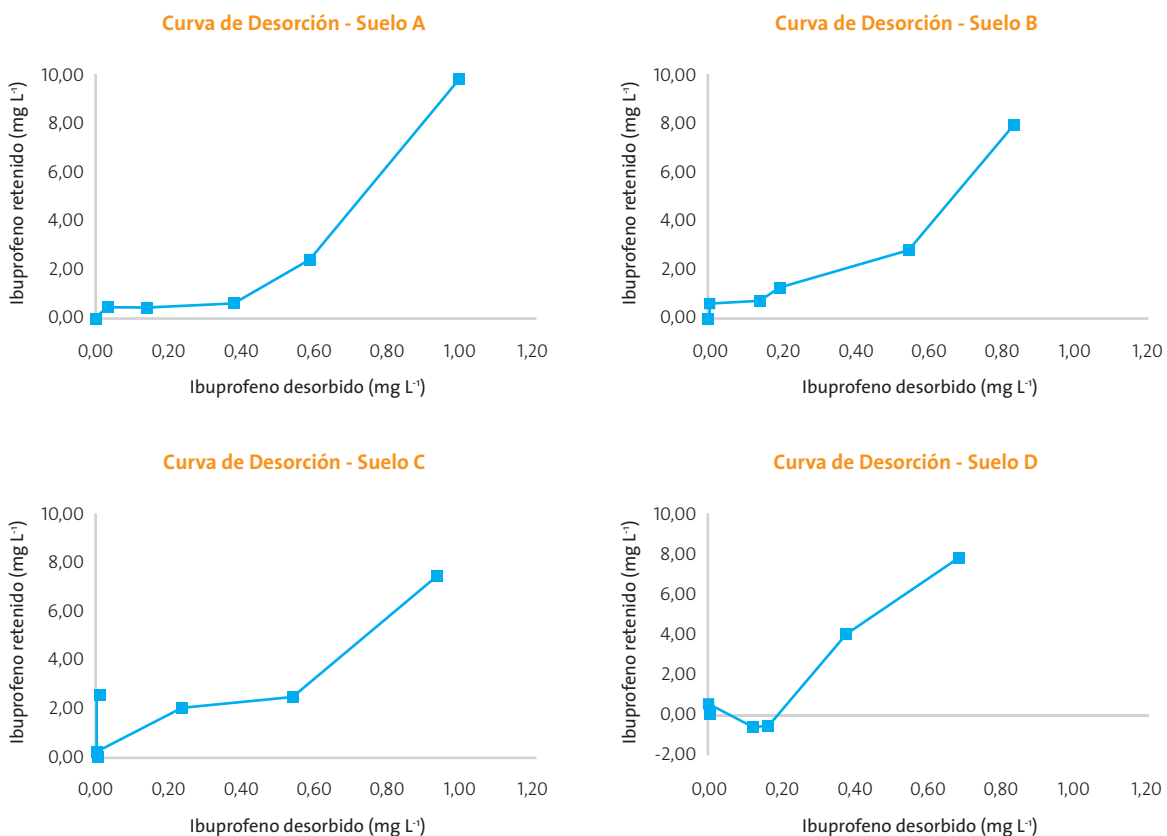
A partir de los datos anteriores, se obtuvo los valores medios de ibuprofeno adsorbido por el suelo.

La Figura 5 muestra las cuatro curvas de desorción (media de las concentraciones de ibuprofeno retenido frente a las medias de las concentraciones desorbidas).

Tabla IX. Valores medios de la cantidad de ibuprofeno retenido irreversiblemente por el suelo

Muestra	Ibuprofeno adsorbido (mg kg ⁻¹)					
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6
A	0,00	0,39	0,41	0,56	2,39	9,70
B	0,00	0,65	0,77	1,33	2,80	7,89
C	0,00	2,50	0,25	1,99	2,47	7,40
D	0,00	0,52	0,00	0,00	4,00	7,75

Figura 5. Curvas de desorción





La Figura 6 muestra las isotermas de desorción en las cuatro muestras del suelo seleccionado mientras que la Tabla X expone los diferentes parámetros de adsorción y desorción.

Tabla X. Valores de los parámetros de adsorción y desorción de ibuprofeno retenido en las cuatro muestras de suelo

Muestra	Adsorción			Desorción		
	n	K_f	R^2	n	K_f	R^2
A	1,079	1,521	0,988	2,928	10,055	0,996
B	0,925	1,709	0,989	1,154	7,798	0,944
C	1,904	0,297	0,990	0,872	6,259	0,778
D	2,969	0,042	0,942	1,092	11,706	1

Tabla XI. Valores medios de la capacidad de retención de las cuatro muestras de suelo y porcentaje de percolación/degradación

Muestra	Capacidad de retención (%)						Media
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6	
A	—	15,72	8,25	5,64	9,57	19,40	11,72
B	—	25,86	15,41	13,31	11,22	15,78	16,32
C	—	100	5,02	19,91	9,90	14,79	29,92
D	—	20,79	—	—	16,00	15,49	15,75

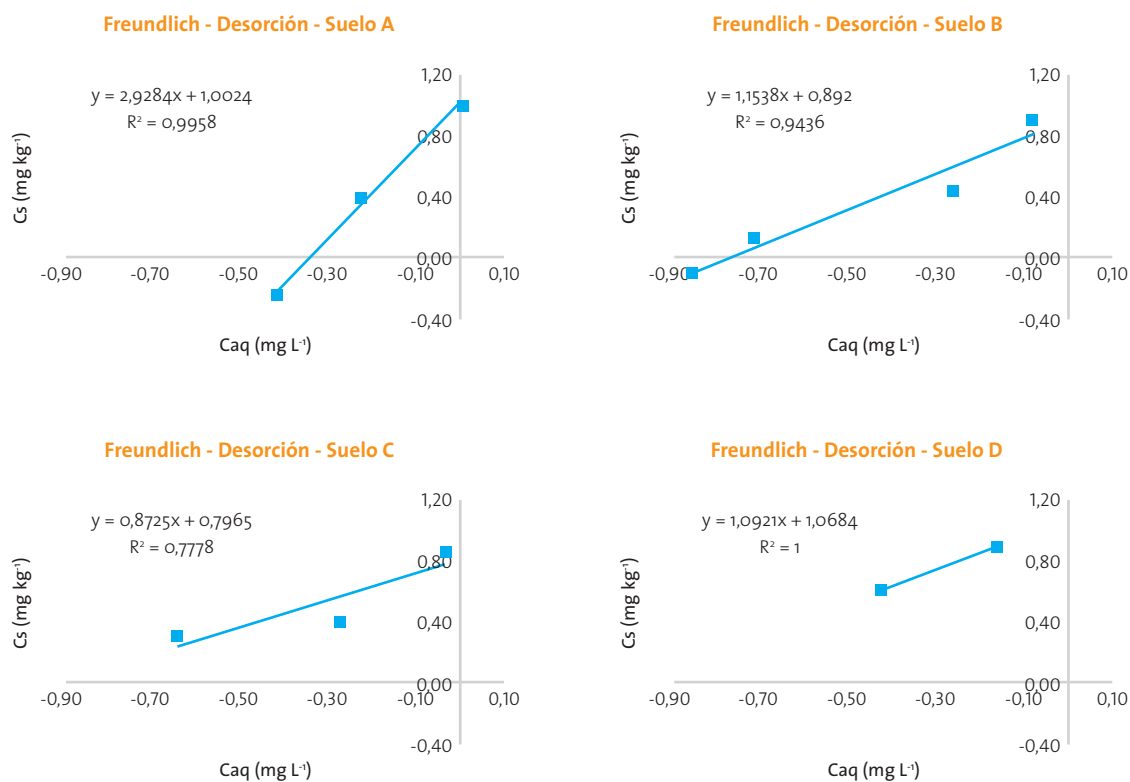
Muestra	% Retención	% Percolación /Degradación
A	11,72	88,28
B	16,32	83,68
C	29,92	70,08
D	15,75	84,25
Media	18,43	81,57

A continuación se presentan los valores obtenidos para el coeficiente de Histéresis.

Tabla XII. Valores del coeficiente de Histéresis

Muestra	H						Media
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5	Punto 6	
A	—	0,30	0,64	0,77	0,55	0,34	0,52
B	—	0,00	0,47	0,42	0,49	0,35	0,35
C	—	0,00	0,00	0,36	0,52	0,39	0,25
D	—	0,00	23,70	3,73	0,32	0,31	5,61

Figura 6. Isotermas de desorción linealizadas de Freundlich



6. DISCUSIÓN

Una vez analizados los resultados del apartado anterior y atendiendo a los valores presentados en las Tablas VI y X referentes a valores de K_d y K_f de adsorción-desorción respectivamente, se puede comprobar que a mayor % de arcilla en el suelo, mayor es el coeficiente de distribución.

Así mismo trabajos previos indican que, generalmente, los coeficientes de adsorción de muchos compuestos se incrementan con el contenido de materia orgánica en el suelo, mientras que en otros casos, la adsorción depende del contenido en arcilla del suelo¹³.

Comparando los resultados obtenidos mediante otros estudios ya realizados con propiedades del suelo similares a los utilizados en este estudio, % arena [37,50 – 47,50], % Limo [30 – 50], % en arcilla [12,50 – 27,50] y en materia orgánica [1,11 – 1,75], se puede comprobar que presentan similitudes. El rango en el que se mueve el coeficiente de distribución K_d es entre 0,88 a 1,66 $\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$ y el coeficiente de Freundlich, entre 0,042 – 1,709, mientras que en el estudio de Styszko et al., los valores se encuentran en un rango de 1,14 – 2,29 para K_d y de 0,25 – 5,48 para el coeficiente de Freundlich. En el estudio de Traugott et al. también se obtienen resultados similares, K_d del orden de 0,18 – 1,69 y K_f entre 0,21 – 0,83.

Los valores obtenidos en la Tabla VII para el coeficiente de carbono orgánico, muestran unos resultados de K_{oc} bajo, lo cual implica que el contaminante orgánico se fija más débilmente en la materia orgánica del suelo, por lo que va a estar más disponible para el proceso de biodegradación bacteriana¹⁴.

Tabla XIII. Valores del coeficiente K_{oc}

VALORES DEL COEFICIENTE	
< 10	K_{oc} DÉBIL
10 – 100	<ul style="list-style-type: none"> El contaminante puede distribuirse en medio acuoso y atmosférico El contaminante puede no ser fijado a la materia orgánica del suelo
100 – 1.000	K_{oc} MODERADO A FUERTE
1.000 – 10.000	<ul style="list-style-type: none"> El contaminante se puede fijar en el suelo, sedimento, biota y materia orgánica fuertemente y permanecer inmóvil
10.000 – 100.000	K_{oc} MUY FUERTE
> 100.000	<ul style="list-style-type: none"> El contaminante permanece inmóvil en el suelo ante cualquier proceso de degradación.

De lo anteriormente expuesto, se deduce que el contaminante que se sitúa en unos rangos de K_{oc} de 86,67 a 230,78, queda moderadamente fijado en el suelo. La normalización de la adsor-

¹³ Zhang and Cooper, 1996.

¹⁴ Zhang and Cooper, 1996.



ción de los coeficientes de K_d a la fracción de carbono orgánico del suelo K_{oc} , con su forma logarítmica, muestran un valor promedio de 2,26. Comparándolo con otros estudios previos, se puede contrastar que el resultado obtenido presenta similitud, ya que Traugott et al. obtuvo en sus experimentos en Batch un $\log K_{oc}$ entre 2,14 – 2,21 y Styszko et al., entre 1,22 – 2,53.

Referente a los resultados expuestos en la Tabla XI (valores medios de la capacidad de retención de las cuatro muestras de suelo y porcentaje de percolación/degradación), se puede concluir que las muestras de suelo recogidas presentan un bajo índice de retención, a penas un 18,43 % (valor promedio), lo que significa que el resto podrá percolar hacia capas inferiores del medio edáfico y llegar a contaminar aguas subterráneas o por el contrario podrá ser degradado por la flora microbiana del suelo.

La Tabla XII muestra la desorción del ibuprofeno en los suelos a diferentes concentraciones. Al mismo tiempo, el coeficiente de Histéresis de la desorción, H, se encontró que era menor de 1 en la mayoría de los suelos. El coeficiente de Histéresis es adimensional, cuando la histéresis es nula ($H = 1$), la adsorción es reversible, cuando la histéresis es mayor que 1, la adsorción es irreversible (la adsorción y la desorción siguen diferentes rutas)¹⁵. Generalmente, un valor de H cercano a 1 significa que el proceso de desorción se produce tan rápido como la adsorción, es decir, es totalmente reversible. Para que se produzca en fenómeno de histéresis el valor de H debe ser inferior a 0,7¹⁶, por lo tanto, a excepción de la muestra del suelo D, la desorción del ibuprofeno presentaba el proceso de histéresis, lo que sugiere que la adsorción del ibuprofeno en el suelo D no es totalmente reversible.

En este estudio, se observó una característica interesante sobre el coeficiente de Histéresis, éste disminuye (de forma general) según aumenta la concentración de ibuprofeno inicial, lo que indica que la desorción se ve favorecida a niveles de adsorción baja del contaminante.

7. CONCLUSIONES

En relación al primer objetivo, evaluar la capacidad de adsorción del ibuprofeno en las cuatro muestras de suelo, se puede concluir que estas muestras presentan una baja capacidad para adsorber el contaminante. Este comportamiento de los suelos estudiados, posiblemente está relacionado con el elevado contenido en arena frente al bajo porcentaje de materia orgánica y arcilla, que se reconocen como los principales agentes de la retención de contaminantes orgánicos en el medio edáfico.

Otra conclusión que se obtiene del primer objetivo es que a medida que se incrementa la concentración de ibuprofeno en las muestras, no aumenta la cantidad de contaminante adsorbido, es decir, para todas las concentraciones ensayadas se adsorbe más o menos lo mismo. Futuras líneas de investigación relacionadas con este estudio deberán centrarse en la utilización de concentraciones de ibuprofeno diferente a las utilizadas para constatar que sigue cumpliéndose esta conclusión. Además,

otro posible estudio relacionado con este trabajo podría focalizarse en el estudio de las mismas concentraciones ensayadas pero en unas muestras de suelo con mayor cantidad de materia orgánica y de arcilla, para así comprobar que, con dicho aumento, también se incrementa la capacidad de adsorción en el suelo.

En cuanto al segundo objetivo, estudio del proceso de desorción y cálculo de la cantidad de contaminante adsorbido irreversiblemente sobre el suelo, los resultados indican que el ibuprofeno es un contaminante móvil en el suelo, dado que el valor de K_{oc} calculado es bajo y por ello, sólo es fijado en el suelo de forma moderada. Por tanto, conlleva a que este compuesto, una vez se ha aplicado sobre la superficie del suelo, puede infiltrarse en las capas inferiores hasta llegar al nivel freático o bien, puede estar disponible para la degradación bacteriana en el medio.

Finalmente concluir que del tercer objetivo, determinación de los parámetros relacionados con este fenómeno para su descripción, el valor de histéresis menor que 0,7 sugiere que el proceso tiene un alto índice de reversibilidad, lo que indica que el sorbato se va a poder desorber con mayor facilidad de la matriz sólida del suelo.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Barriuso, E., Laird, D.A., Koskinen, W.C., Dowdy, R.H., 1994. *Atrazine desorption from smectites*. Soil. Sci. Soc. Am. J. 58, 1632-1638.
- Bertrán R.J., Núñez, D.J., 2002. *Química Física Vol. II. Capítulo 49: Las interfaces sólido-líquido y sólido-gas*. 1204-1224.
- Buser, H.R., Poiger, T. y Müller, M.D., 1999. *Ocurrence and environmental behaviour of the chiral pharmaceutical drug ibuprofeno in surface waters and wastewater*. Environ. Sci. Technol. 33, 2529-2535.
- Carmo, A.M., Hundal, L.S., Thompson, M.L., 2000. *Sorption of hydrophobic organic compounds by soil materials: application of unit equivalent Freundlich coefficients*. Environ. Sci. Technol. 34, 4363-4369.
- Chen, Z., Xing, B., McGill, W.B., 1999. *A unified sorption variable for environmental applications of Freundlich equation*. J. Environ. Qual. 28, 1422-1428.
- Cruz-Guzmán, M., 2007. *La contaminación de suelos y aguas. Su prevención con nuevas sustancias naturales. Capítulo I: Procesos de transporte*. 34-38.
- Ding, G., Rice, J.R., 2011. *Effect of lipids on sorption/desorption hysteresis in natural organic matter*. Chemosphere. 84, 519-526.
- González-Naranjo, V., 2010. *Análisis de componentes emergentes en suelos regados con Agua Depurada*. 1-65.
- Kinney, C.A., Furlong, E.T., Werner, S.L., Cahill, J.D., 2006. *Presence and distribution of wastewater-derived pharmaceuticals in soil irrigated with reclaimed water*. Environ. Toxicol. Chem. 25, 317-326.
- Poggi-Varaldo, H.M., Rinderknecht-Seijas, N., Caffarel-Méndez, S., 2002. *Irreversibilidad en el comportamiento adsorptivo-desorptivo de contaminantes en suelos y sedimentos: Evaluación cuantitativa por medio de un coeficiente de histéresis diferencial*. Inter-ciencia. 27, 180-185.

¹⁵ Poggi-Varaldo et al., 2002.

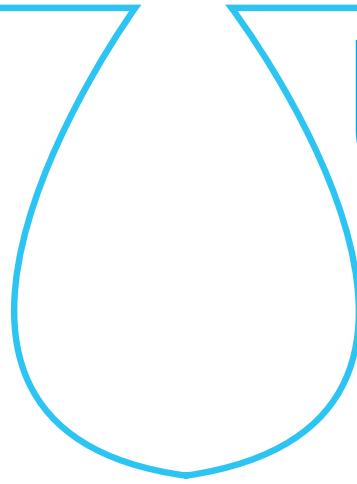
¹⁶ Ding and Rice, 2011.



- Scheytt, T., Mersmann, P., Lindstädt R., Heberer T., 2005. *Determination of sorption coefficients of pharmaceutically active substances carbamazepine, diclofenac, and ibuprofen, in sandy sediments.* Chemosphere 60, 245-253.
- Stumpf, M., Ternes, T.A., Haberer, K., Baumann W., 1998. *Isolation of ibuprofeno-metabolites and their importance as pollutants of the aquatic environment.* Vom Wasser 91, 291-303.
- Styszko, K., Sosnowska, K., Wojtanowicz, P., Golas, J., Gorecki, J., Machersynski, M., 2010. *Sorption of ibuprofen on sediments from the Dobczyce (southern Poland) drinking water reservoir.* Arch. Environ. Protec. 36, 81-91.
- Tang, Z., Zhan, W., Chen, Y., 2009. *Adsorption and desorption characteristics of monosulfuron in Chinese soils.* J. Hazard. Mater. 166, 1351-1356.
- Ternes, T.A., 1998. *Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers.* Water Res. 32, 3245-3260
- Ternes, T.A., Bonerz, M., Herrmann, N., Teiser, B., Andersen, H.R., 2007. *Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: an option to remove pharmaceuticals and musk fragrances.* Chemosphere 66, 894-904.
- Xu, J., Chen, W.P., Wu, L.S., Green, R., Chang, A.C., 2009a. *Leachability of some emerging contaminants in reclaimed municipal wastewater irrigated turf grass fields.* Environ. Toxicol. Chem. 28, 1842-1850.
- Xu, J., Chen, W.P., Wu, L.S., Chang, A.C., 2009b. *Adsorption and degradation of ketoprofen in soils.* J. Environ. Qual. 38, 1177-1182.
- Xu, J., Wu, L., Chang, A.C., 2009. *Degradation and adsorption of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in agricultural soils.* Chemosphere. 77, 1299-1305.
- Yang, G., Zhang, Z., 1997. *Adsorption of Dibenzothiophene on Marine Sediments Treated by a Sequential Procedure.* Inter. Sci. 192, 398-407.
- Zhang, S.Q., Cooper, J.F., 1996. *Adsorption, desorption and degradation of three pesticides in different soil.* Arch. Environ. Contam. Toxicol. 30, 15-20.

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2012

Biodegradación electrogénica de acetato en pilas de combustible microbianas

autora

Zulema Borjas Hernández

director

Dr. Abraham Esteve Núñez (UAH)

Alcalá de Henares, 15 de Junio de 2012



ÍNDICE

1. Resumen	19
2. INTRODUCCIÓN	19
Pilas o celdas de combustible microbianas o [Microbial Fuel Cells (MFCs)]	20
Los microorganismos en una MFC: microorganismos electrogénicos	21
3. Objetivos	23
4. Materiales y métodos	23
Cultivo discontinuo (batch) de <i>Geobacter sulfurreducens</i>	23
Celda de combustible microbiana	23
Ensayo electroquímico	24
Cromatografía Líquida de Alta Presión (HPLC)	24
5. Resultados	24
5.1. Ensayo en MFC con medio mínimo	24
5.2. Ensayo de potenciales competidores del electrodo y de inhibidores de <i>G. sulfurreducens</i>	25
5.2.1. Ensayo del efecto del nitrato	25
5.2.2. Ensayo del efecto del sulfato	25
5.2.3. Ensayo del efecto Fe (III)	26
5.2.4. Ensayo del efecto de O ₂	26
5.3. Ensayo con agua residual real	26
6. Discusión	27
7. Conclusiones	27
8. Bibliografía	27

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Composición de las sales del medio mínimo.....	23
Tabla 2. Composición del stock de minerales.....	23
Tabla 3. Composición del stock de vitaminas.....	23
Tabla 5. Características del agua residual procedente de una laguna anaerobia.....	26

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de una MFC	20
Figura 2. Respiración de Fe(III). Uso de Fe(III) como ATE	21
Figura 3. Imagen SEM de <i>Geobacter sulfurreducens</i> sobre electrodo polarizado a 0,6V	21
Figura 4. Los electrones resultantes de la oxidación de un sustrato intracelular son transferidos a la superficie externa de la célula para reducir un aceptor terminal de electrones extracelular	21
Figura 5. Cultivo anaerobio de <i>Geobacter sulfurreducens</i>	22
Figura 6. Esquema de la introducción de MFC en la depuración de aguas residuales	22
Figura 7. A la izquierda, fotografía del prototipo MFC en posición frontal de donde se distinguen en la parte inferior las conexiones de entrada a la celda. A la derecha, perfil del prototipo donde se aprecia cada uno de los casetes y marcos que la constituyen	23
Figura 8. Fotografía de la disposición las partículas de grafito en la cámara anódica de la ECELL	24
Figura 9. Cronoamperometría obtenida en la MFC a partir de la oxidación electrogénica de acetato por <i>G.sulfurreducens</i>	25
Figura 10. Cronoamperometría obtenida tras la adición de 0,5 ppm de nitrato, potencial aceptor de electrones presente en aguas residuales	25
Figura 11. Cronoamperometría obtenida tras la adición de 1,5 ppm de nitrato	25
Figura 12. Cronoamperometría obtenida tras la adición de 70 ppm de sulfato	26
Figura 13. Cronoamperometría obtenida tras la adición de 10 ppm y 100 ppm de Fe(III).	26
Figura 14. Cronoamperometría durante el burbujeo de hasta 2 ppm de O ₂ en la que se observa una oxidación parcial de las células y una recuperación de las mismas a las pocas horas	26
Figura 15. Cronoamperometría con agua residual. Cada una de las adiciones corresponden con adiciones de buffer bicarbonato 30 mM	27



1. RESUMEN

Las pilas de combustible microbianas (MFC) son dispositivos que permiten la obtención de energía eléctrica a partir de energía química teniendo como catalizador a un microorganismo electrogénico. Éstos son capaces de ceder los electrones obtenidos de la oxidación de un sustrato a superficies sólidas como un electrodo polarizado, proceso denominado bioelectrogénesis.

La hidrólisis de la materia orgánica en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales, da lugar a la producción de ácidos orgánicos de cadena corta, principalmente acetato, además de CO_2 y H_2 . En la etapa final, éstos se digieren hasta metano, un gas de efecto invernadero que constituye el producto de la metanogénesis. La propuesta bioelectrogénica en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales consiste en la sustitución de la etapa metanogénica, y posterior combustión de biogás, por un dispositivo MFC con *Geobacter sulfurreducens* como catalizador biológico. De esta forma, se lograría una completa oxidación de acetato a CO_2 y la generación de energía eléctrica limpia en una única etapa.

El objetivo de este proyecto es optimizar las condiciones de operación de una MFC comercial para aplicar este dispositivo en la depuración de aguas residuales enriquecidas en acetato. Para ello se pretende estudiar el efecto de ciertas variables que puedan influir en el funcionamiento de la MFC. Uno de los parámetros estudiados es el efecto de la presencia de determinados compuestos en el agua residual que puedan alterar el metabolismo del biocatalizador de la MFC. Se trataría de compuestos que, o bien resulten ser competidores potenciales del electrodo, o bien sean sustancias inhibitoras del cultivo del microorganismo.

Los resultados del proyecto han permitido concluir que compuestos presentes en las aguas residuales no afectan al proceso electrogénico. La posibilidad de ensayar un agua residual real ha permitido demostrar la viabilidad operacional del sistema MFC para su posible aplicación a una escala real.

2. INTRODUCCIÓN

El objetivo principal del tratamiento de las aguas residuales es la eliminación de materia orgánica y el mecanismo para conseguirlo es el metabolismo bacteriano. Éste se basa en la utilización de la materia orgánica en un proceso llamado catabolismo en el que, la transformación química de la materia orgánica a productos finales, va acompañada de la liberación de energía que se destina, en parte, para la supervivencia celular.

Dependiendo del microorganismo del que se trate, el catabolismo puede ser oxidativo o fermentativo. El primero consiste en una reacción redox en la que la materia orgánica es el reductor oxidado por un oxidante, el cual puede ser el oxígeno (respiración aerobia) u otros como nitrato, sulfato e incluso algunas especies metálicas (respiración anaerobia). El catabolismo fermentativo carece de un aceptor de electrones externo como oxidante. Normalmente, la vía catabólica produce compuestos intermedios como el piruvato que actúa como aceptor de electro-

nes. Las fermentaciones se producen habitualmente en condiciones anaerobias [9].

Tanto la respiración aerobia como la catabolismo fermentativo son los dos metabolismos en los que se basa el tratamiento de las aguas residuales. La respiración aerobia es la responsable del tratamiento secundario de las aguas a través del proceso de los fangos activados mientras que, los microorganismos fermentativos, son empleados en los digestores anaerobios de las EDAR.

Centrándonos en el tratamiento anaerobio se puede decir que éste es la única alternativa para el tratamiento de aguas residuales con una elevada carga orgánica ya que permite su tratamiento sin conllevar una producción elevada de fangos. Además da lugar a poblaciones bacterianas más estables a los cambios en la carga orgánica del agua a tratar.

Este tratamiento es un proceso fermentativo en el que la materia orgánica se convierte a metano y CO_2 en ausencia de oxígeno. Tiene lugar en cuatro pasos catalizados por tres grandes grupos tróficos (bacterias hidrolíticas, acetogénicas y metanogénicas), que utilizan de forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo. Las cuatro etapas son las siguientes:

Hidrólisis: es el paso inicial de la degradación anaerobia ya que los microorganismos implicados son capaces de utilizar únicamente materia orgánica soluble que atraviese la membrana celular. En la hidrólisis, moléculas complejas o macromoléculas (hidratos de carbono, proteínas y lípidos) son degradadas por la acción de enzimas extracelulares de las bacterias hidrolíticas proporcionando sustratos orgánicos para la digestión anaerobia. También hay que tener en cuenta que se trata de un proceso muy variable dependiente de la temperatura, tiempo de retención hidráulico, composición del sustrato, pH [25].

Acidogénesis: en la acidogénesis tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles de bajo peso molecular en ácidos grasos con un número bajo de carbonos como ácido acético, fórmico, propiónico, valérico, butírico, láctico y etanol básicamente, además de H_2 y CO_2 .

Acetogénesis: en la acetogénesis los productos de la acidogénesis se transforman en acetato y CO_2 . Además hay una producción de hidrógeno H_2 . Aunque algunos de los productos obtenidos en la etapa anterior, como el H_2 y el acético pueden ser ya metabolizados por los organismos metanogénicos (los últimos de la digestión anaerobia), el resto de los ácidos grasos volátiles deben ser transformados aún en productos más sencillos, en acetato y en H_2 mediante la acción de las bacterias acetogénicas. El principal inhibidor de la acetogénesis es la acumulación de H_2 (sólo a presiones parciales bajas (10^{-4} y 10^{-5}) de H_2 las reacciones acetogénicas son termodinámicamente favorables). Como solución a esto se cuenta con los microorganismos acetogénicos denominados homoacetogénicos. Éstos son capaces de crecer produciendo únicamente acetato pero sin producir hidrógeno ya que lo consumen como sustrato. De esta forma, los homoacetogénicos mantienen una baja presión parcial de H_2 permitiendo la actividad de las bacterias acetogénicas.



Metanogénesis: la metanogénesis es la etapa que finaliza la digestión anaerobia con la formación de metano. En función al sustrato que metabolizan se distinguen 2 grupos de microorganismos: 1) Hidrogenotróficos: consumen H_2/CO_2 y fórmico; 2) Acetoclásticos: consumen acetato, metanol y algunas aminas.

De las cuatro etapas, la que se considera más controvertida es la última, la metanogénesis y no sólo por ser la etapa más lenta sino también por ser realizada por bacterias muy sensibles a cambios en variables como el pH, la temperatura, etc. En caso de verse afectadas, su actividad metabólica se reduciría conllevando una acumulación de productos intermedios, principalmente de H_2 , que como ya se ha explicado antes, impediría la finalización de la digestión. Por esta misma razón, actualmente se opta por una configuración del tratamiento en el que, las etapas de hidrólisis y acidogénesis-acetogénesis se realizan en un reactor independiente al de la metanogénesis. De esta forma se puede lograr un control más exhaustivo de las condiciones óptimas de crecimiento en ambos reactores en serie.

Aunque el sistema anaerobio sea un sistema eficaz en el tratamiento de aguas residuales con una elevada carga orgánica, lleva de asociado una consecuencia contraproducente, la producción de gas metano. Este gas, aunque se considere un gas combustible, es un gas invernadero altamente influyente en el problema del calentamiento global, solo superado por el dióxido de carbono. El metano, aunque se encuentre en proporciones menores que el dióxido de carbono, es capaz de absorber hasta 25 veces más energía por molécula que el dióxido de carbono. Por tanto, una reducción en las emisiones de tal gas constituye una atenuación en el calentamiento global.

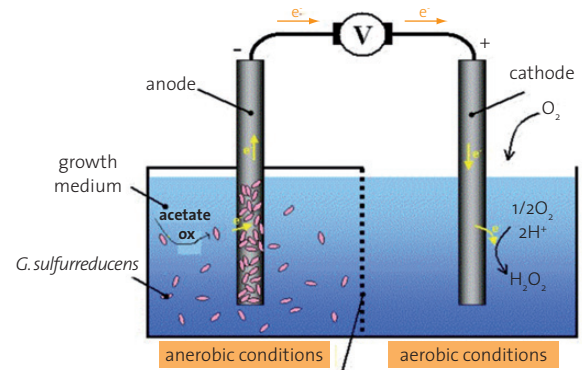
PILAS O CELDAS DE COMBUSTIBLE MICROBIANAS O [MICROBIAL FUEL CELLS (MFC)].

Con el descubrimiento de bacterias con capacidad de generar electricidad (microorganismos electrogénicos) nació el concepto de bioelectrogénesis, una nueva disciplina que se constituye como una fuente potencial de posibilidades en la búsqueda de nuevas alternativas a las energías convencionales.

La principal herramienta de la bioelectrogénesis son las denominadas pilas microbianas (Microbial Fuel Cell, MFC). Una MFC es un dispositivo que utiliza a los microorganismos electrogénicos para generar corriente eléctrica a partir de su metabolismo oxidativo. Ésta se genera gracias a la capacidad de estos microorganismos de respirar un electrodo polarizado [2], normalmente de grafito o también de otros materiales como el oro [3].

El esquema básico y general de una MFC es el siguiente:

Figura 1. Esquema de una MFC



Fuente: Figura adaptada de la original "A biofuel cell using R.ferriducens" de Lewis Dartnell.

Un MFC está constituida básicamente por dos cámaras. Una cámara anódica anaerobia y una catódica aireada. Los microorganismos, localizados en la cámara anódica, metabolizan sustratos orgánicos transfiriendo extracelularmente los electrones obtenidos a la superficie del electrodo. Estos electrones son transferidos al cátodo a través de una red eléctrica. Ambas cámaras se encuentran separadas por una membrana de intercambio catiónico a través de la cual se crea un flujo de protones (del ánodo al cátodo) que, combinados con los electrones generados y con el oxígeno presente en la parte aerobia, forman agua. Por lo tanto, se genera una corriente eléctrica de un modo similar a una pila de combustible química pero con un catalizador biológico en la superficie del ánodo. Es decir, se obtiene energía eléctrica a partir de energía química [2]. Mientras que las condiciones sean las adecuadas para la supervivencia de los microorganismos electrogénicos, la MFC tiene el potencial de producir electricidad de forma indefinida [6].

Dependiendo de las condiciones de la pila y del metabolismo del microorganismo, la diferencia de potencial que se obtiene puede oscilar normalmente entre 0.3-0.5 V [6] utilizando sustratos orgánicos como la glucosa y el acetato.

Teniendo en cuenta este fenómeno, las posibles aplicaciones de una MFC se pueden dividir en dos: la producción de energía eléctrica a partir de energía química y la biorrecuperación de suelos y aguas.

Las aguas residuales constituyen una fuente potencial de energía a través de su contenido en materia orgánica; esta fuente energética representa casi 7 veces la energía invertida en el tratamiento de dichas aguas [12]. Las MFC permiten, por tanto, estimular la degradación de dicha materia orgánica por la presencia de un ATE (aceptor terminal de electrones) alternativo (electrodo) obteniendo la energía correspondiente. En ese sentido, la depuración de aguas constituye la principal aplicación de las MFC.

Otras ventaja de la tecnología MFC es la versatilidad de sustratos viables para su funcionamiento. Varios estudios están demostrando que cualquier compuesto degradable por bacte-

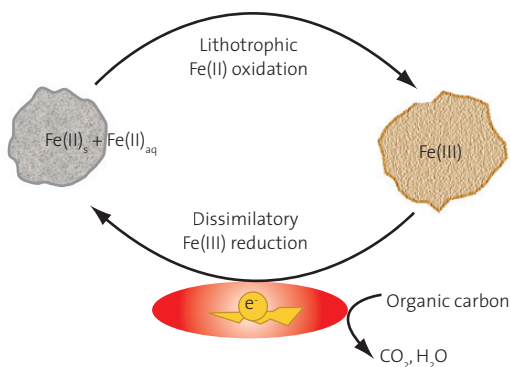


rias electrogénicas puede convertirse en energía [19]. El perfil de sustratos incluye al acetato [2], glucosa [8], celulosa [23], piridina [30], fenol [14], *p*-nitrofenol [31] y residuos de industrias como la del chocolate [20] además de contaminantes derivados del petróleo [15]. Es importante destacar que, con las MFC, generalmente se produce una menor cantidad de biomasa que la que se produce a sus equivalente aerobios además, sin la necesidad de una aireación intensiva, se reducen los costes energéticos [26].

LOS MICROORGANISMOS EN UNA MFC: MICROORGANISMOS ELECTROGÉNICOS

Se ha observado que la mayoría de los microorganismos electrogénicos descubiertos son organismos reductores de compuestos metálicos de hierro o manganeso entre otros [28], es decir, que respiran óxidos metálicos extracelulares mediante transferencia de electrones a los mismos. Reduciendo estos compuestos logran conservar la energía necesaria para el crecimiento celular, es decir, que realizan una reducción disimilatoria de los metales [29].

Figura 2. Respiración de Fe(III). Uso de Fe(III) como ATE

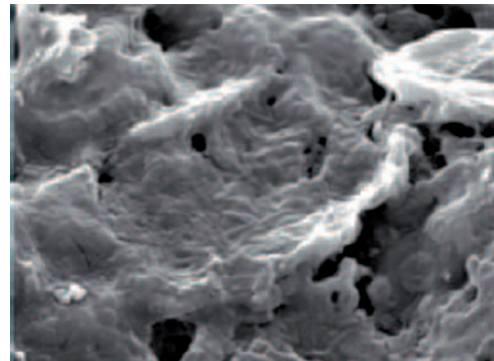


Fuente: Imagen adaptada de la original de Karrie A Weber et al., *Microorganisms pumping iron: anaerobic microbial iron oxidation and reduction*. *Nature Reviews Microbiology* 4, 752-764 (2006).

En el medio ambiente el hierro se encuentra formando minerales como óxidos, hidróxidos, fosfatos y sales de sulfatos que tienen una solubilidad muy baja. Consecuentemente, aunque el hierro sea el cuarto elemento más abundante en la superficie terrestre, se considera como un elemento muy poco disponible para los microorganismos[4]. Aún así, la reducción microbiana del ión férrico (Fe^{3+}) a ferroso (Fe^{2+}) es de especial importancia en el ciclo geológico del hierro [24] ya que, las propias bacterias han desarrollado mecanismos que le permiten reducir el metal mediante mecanismos de transferencia extracelular.

Los microorganismos más representativos capaces de realizar esta respiración extracelular son los incluidos en la familia Geobacteraceae. Algunas especies del género *Geobacter* son incluso capaces de usar un electrodo polarizado como ATE [1], de vital importancia en la aplicación de estos microorganismos en la producción de energía en dispositivos MFC. [23,24].

Figura 3. Imagen SEM de *Geobacter sulfurreducens* sobre electrodo polarizado a 0,6V

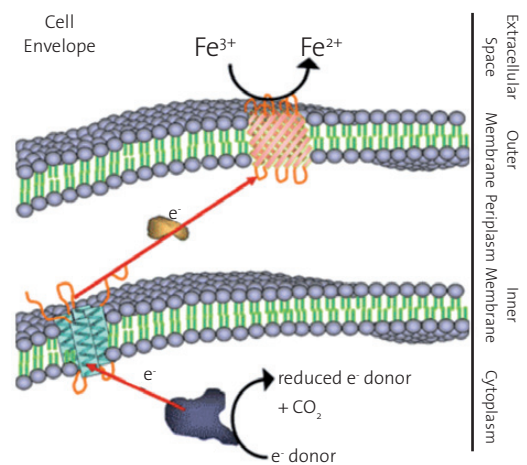


Fuente: Abraham Esteve-Núñez. *Bacterias productoras de electricidad: Del subsuelo a la pila de combustible*, Actualidad SEM (2008).

Dentro del género *Geobacter* la especie más estudiada es *Geobacter sulfurreducens*, actualmente considerada modelo de estudio de la respiración extracelular ya que se localiza de forma predominante en ambientes naturales de reducción de Fe (III). El genoma completo de *G.sulfurreducens* ha sido secuenciado [18] lo que ha permitido incluso desarrollar un modelo metabólico in silico basado en dicho genoma [17] que puede ofrecer aproximaciones más acotadas del modelo de respiración celular. Otra ventaja de *G.sulfurreducens* es la posibilidad de cultivarlo con Fe(III) soluble en forma de citrato férrico o con aceptores solubles como el fumarato que facilitan su cultivo y manipulación en el laboratorio.

Por tanto, se puede afirmar que, a través de la respiración de Fe(III) estos microorganismos acumulan Fe(II) en el espacio extracelular (fig. 4):

Figura 4. Los electrones resultantes de la oxidación de un sustrato intracelular son transferidos a la superficie externa de la célula para reducir un aceptor terminal de electrones extracelular



Fuente: Mary Lipton, *Characterization of Metal-Reducing Microbial Systems by High-Resolution Proteomic Measurements*.



Este proceso de transferencia electrónica se debe a la existencia de unas proteínas, denominadas citocromos c, localizadas en la membrana externa como parte de la cadena de transporte electrónico resultando esenciales para el microorganismo [7].

La especie bacteriana *Geobacter sulfurreducens* contiene el mayor número de genes que codifican para citocromos c (103 genes en total). Además, el análisis de su genoma ha revelado que cada uno de estos citocromos se encuentra asociado a múltiples grupos hemo, pudiendo algunos citocromos llegar a presentar hasta 27 centros activos tipo hemo cuando, en otros microorganismos no se suele encontrar más de uno [18].

Un número tan elevado de grupos hemo explica la flexibilidad respiratoria de la bacteria y se supone responsable de la donación de electrones a una aceptor extracelular y/o servir de estructura de almacenamiento de electrones en ausencia de ATE [3].

Figura 5. Cultivo anaerobio de *Geobacter sulfurreducens*



Hasta ahora se han descrito tres posibles mecanismos microbianos para explicar el transporte exocelular de electrones:

1. Citocromos tipo c en superficie externa: por contacto directo con el ATE exocelular. [2].
2. Pilis conductores o "nanowires": estructura puente entre célula y sustrato. [22]

3. Mediadores redox solubles: quelantes y "electron shuttles". Consiste en la producción de moléculas pequeñas solubles que actúan como mediadores. [21].

Sin embargo, en *Geobacter* se sabe que la transferencia electrónica se da exclusivamente por contacto directo con el electrodo por lo que, los mediadores quedan descartados. lo que aún queda por dilucidar es si los citocromos son los únicos responsables de la transferencia o si lo son combinados con el pili en el caso que éstos se encuentren presentes.

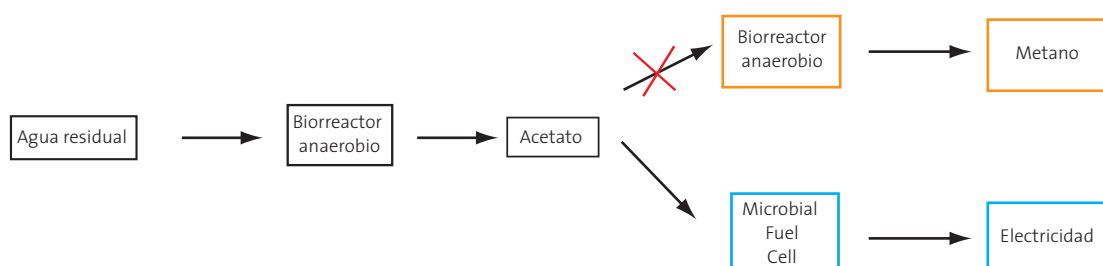
Como posible modelo de la respiración del electrodo por *Geobacter* se propone que, las células del biofilm más cercanas al electrodo transfieren los electrones por contacto directo mediante sus citocromos de membrana mientras que, las células más alejadas del electrodo, son capaces de combinar los citocromos con una red de "nanowires" conductores para la transferencia electrónica a través del biofilm. A su vez, la oxidación de sustrato orgánico a través del biofilm conlleva a una acumulación de protones dentro de éste pudiendo alcanzarse concentraciones hasta 10 veces mayores que la del medio de cultivo.

3. OBJETIVOS

Una de las principales aplicaciones de las MFC es el tratamiento anaerobio de las aguas residuales. En esta aplicación, el acetato como producto intermedio de la degradación, sirve de fuente de carbono y de electrones para las bacterias electrogénicas. Por tanto, la introducción de las MFC en el tratamiento anaerobio de las aguas permitiría, no sólo eliminar el acetato de las mismas evitando así la producción excesiva de gas metano, sino además, sacar un beneficio energético asociado al proceso.

Con la finalidad última de biodegradar acetato de aguas residuales reales mediante una pila de combustible microbiana, en este proyecto se analizará la influencia del tipo de inóculo de *Geobacter sulfurreducens* sobre el rendimiento de la MFC.

Figura 6. Esquema de la introducción de MFC en la depuración de aguas residuales





4. MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación se desglosan los materiales y la metodología empleados en la etapa de experimentación del proyecto:

CULTIVO DISCONTINUO (BATCH) DE GEOBACTER SULFURREDUCENS

Con la finalidad de disponer a lo largo de todo el proyecto un stock de microorganismo preparado para la experimentación, se inoculó *G. sulfurreducens* al 10% en un volumen final de 50 ml en botellas de pyrex de 100 ml. Para lograr una atmósfera anaerobia el oxígeno se desplazó con una mezcla de N_2/CO_2 en una proporción 80:20 (ALIGAL-12, AIR-LIQUIDE). Las botellas se mantuvieron en condiciones estancas mediante el uso de septum de butilo sellados con aluminio y en una cámara a 30°C para el crecimiento adecuado del microorganismo. El medio de cultivo utilizado es un medio mínimo FWM (freshwater medium) con la siguiente composición [5]:

1. Sales:

Tabla 1. Composición de las sales del medio mínimo

Compuesto	g/l
Bicarbonato sódico	2,5g/l
Cloruro de amonio	0,5g/l
Bifosfato sódico dihidratado	0,06g/l
Cloruro potásico	0,1g/l

2. Solución de minerales (10 ml/l) cuya composición era:

Tabla 2. Composición del stock de minerales

Compuesto	g/l
NTA (forma ácida)	1,5g
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	3,0g
$MnSO_4 \cdot H_2O$	0,5g
NaCl	1,0g
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0,1g
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0,1g
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0,1g
ZnCl	0,13g
$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0,01g
$AlK(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$	0,01g
H_3BO_3	0,01
Na_2MoO_4	0,025g
$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	0,024g
$Na_2WO_4 \cdot 2H_2O$	0,025g

3. Solución de vitaminas (10 ml/l) compuesta por:

Tabla 3. Composición del stock de vitaminas

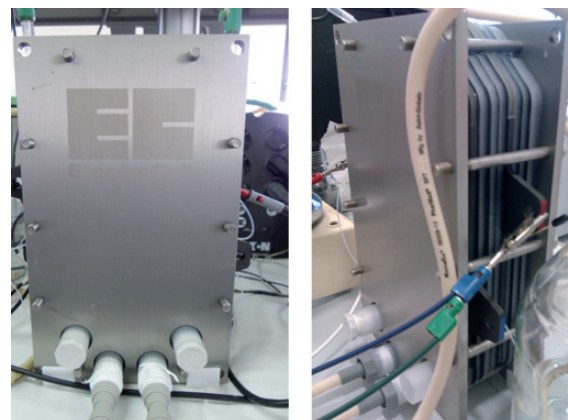
Vitamina	mg/l
Biotina	2 mg
Ácido fólico	2 mg
Piridoxina-H ₂ O	10 mg
Riboflavina	5 mg
Tiamina	5 mg
Ácido nicotínico	5 mg
Ácido pantoténico	5 mg
Cianocobalamina	0,1 mg
Ác. p-aminobenzoico	5 mg
Ácido tióctico	5 mg

4. Fe (III)-citrato a una concentración final de 100µM
5. Acetato 20 mM como fuente de carbono y donador de electrones. El fumarato se utilizó a una concentración de 40 mM como aceptor de electrones. El pH se ajusta a 6,8-7,0. Los medios de cultivo anaerobios se autoclavan mediante un ciclo de 15 minutos a una temperatura de 121°C y una presión de 1atm en autoclave.

CELDA DE COMBUSTIBLE MICROBIANA

En este proyecto se pudo trabajar con un diseño innovador de celda de combustible comercial y fabricado por la empresa danesa de celdas de combustible ElectroCELL. Aunque el principio de funcionamiento es el mismo que en una pila convencional en este caso se cuenta con una estructura compacta formada por casetes de PVC y marcos de neopreno que ayudan a su sellado. La disposición de estos casetes permiten obtener distintas configuraciones a partir de la misma celda. Toda la celda se cierra con tornillos dispuestos a lo largo de todo el diámetro de la estructura y se ajustan con llave dinamométrica a una determinada presión con el fin de evitar pérdida del sistema.

Figura 7. A la izquierda, fotografía del prototipo MFC en posición frontal de donde se distinguen en la parte inferior las conexiones de entrada a la celda. A la derecha, perfil del prototipo donde se aprecia cada uno de los casetes y marcos que la constituyen





Durante el proyecto se utilizó todo el tiempo la misma estructura en la ECELL, una de dos cámaras. Una, la cámara anódica, formada por un lecho de 17mm de partículas de grafito (Figura 8). El ánodo se separó del cátodo por una membrana de intercambio catiónico comercial, Nafion 324, que cuenta con un recubrimiento de PVC por una de sus caras. En la cámara catódica, donde se produce la reducción de oxígeno, se colocó un área adecuada de fieltro de carbono y como catolito se utilizó una solución de sulfato de sodio 0,5 M. Siendo *G.sulfurreducens* capaz de transferir electrones a electrodos polarizados, el ánodo del sistema se polarizó con un potenciostato (VoltaLab) a 0,0 mV respecto al electrodo de referencia de Ag/AgCl.

Figura 8. Fotografía de la disposición las partículas de grafito en la cámara anódica de la ECELL



A parte de la celda ECELL el sistema completo contaba con un tanque de alimentación que contenía medio FWM o los sustratos oxidables por *G. sulfurreducens* a ensayar; en todos los casos los medios carecieron de aceptor de electrones, como el fumarato, ya que en este sistema el ATE era el electrodo. Una bomba peristáltica (Watson Marlow, 205 CA) alimentó el ánodo y catolito recirculándolos a través del sistema con un caudal de 6l/h. Además, el sistema se situó en un sala termostatazada a 30°C para el óptimo cultivo de la bacteria.

La inoculación de la celda se hizo mediante la recirculación de 500 ml de cultivo de *G.sulfurreducens* a través del sistema durante 10 minutos. Posteriormente, la celda se dejó en condiciones estanco para asegurar la adhesión de las células a las partículas del ánodo.

Hay que tener en cuenta que al tratarse de un medio puro de *Geobacter sulfurreducens* se intentó mantener las condiciones de esterilidad de la forma más rigurosa posible antes y durante la inoculación. En este sentido, tanto tuberías como conexiones utilizados en el sistema se esterilizaban previamente a cada puesta en marcha. Adicionalmente, la jornada anterior a la inoculación se hacía circular etanol diluido al 70% durante 30 minutos. Para asegurar la evaporación del mismo se dejaba gaseando la celda ECELL también durante 2 horas con gas mix filtrado, de esta forma además se lograba convertir el interior de la celda en una atmósfera anaerobia.

Tras la inoculación el período de acondicionamiento del microorganismo se prolongó de 24 a 48 hs. Durante el mismo, el sistema se mantuvo en condiciones estanco, sin recirculación de medio de cultivo. El catolito se mantuvo circulando durante todo momento. Tras este período de acondicionamiento se arrancó el modo continuo mediante la circulación del medio de cultivo fresco o del sustrato a ensayar.

ENSAYO ELECTROQUÍMICO

Para su realización se contó con un potenciostato (VoltaLab) y un sistema de adquisición de datos con el software VoltaMaster. Con este equipamiento se realizó el siguiente ensayo electroquímico:

- **Cronoamperometría:** desde la inoculación de la ECELL se registró la medida de producción de corriente eléctrica a lo largo del tiempo potenciostatizando el ánodo a 0,0V respecto al electrodo de referencia (Ag/AgCl) situado en la cámara anódica. El intervalo de toma de medida se estableció cada 10s con el fin de disminuir el ruido de fondo provocado por el funcionamiento de la bombas peristálticas y demás equipamiento electrónico cercano a la celda.

CROMATOGRAFÍA LÍQUIDA DE ALTA PRESIÓN (HPLC)

HPLC acoplado a detector de haz de diodos (Varian) y controlado por software Galaxie. Las condiciones del método empleado para la detección de acetato fueron las siguiente:

- Fase móvil, consistida por ácido fosfórico al 0,1%.
- Columna de análisis C-610H con precolumna.
- Detección a una longitud de onda de 610 nm.
- Volumen de la muestra inyectada de 50 μ l a un flujo de 0,5 ml/min.
- Tiempo de retención: 20,7 min.

5. RESULTADOS

Como ya se ha expuesto en este proyecto, se pretende estudiar el comportamiento electrogénico de *Geobacter sulfurreducens* en una nueva celda de combustible comercial.

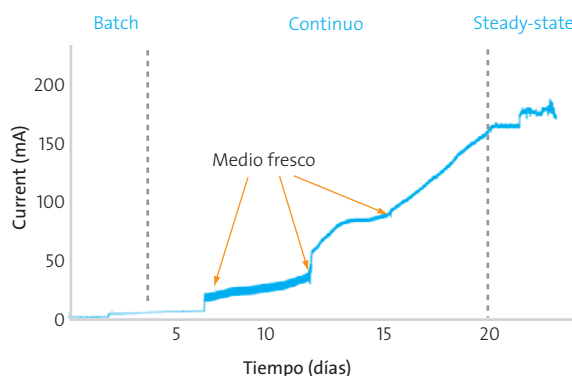
5.1. ENSAYO EN MFC CON MEDIO MÍNIMO

Como primer acercamiento al sistema, se inoculó la MFC con un cultivo discontinuo de *G.sulfurreducens* mediante la circulación del mismo y siguiendo la metodología descrita en el apartado de Materiales y Métodos.

La corriente se registró desde el momento de la inoculación, $t=0$, hasta que se logró la obtención de una corriente estable y constante en "steady-state", a las dos semanas y media aproximadamente como se puede observar en la figura 9:



Figura 9. Cronoamperometría obtenida en la MFC a partir de la oxidación electrogénica de acetato por *G.sulfurreducens*



El máximo de corriente obtenido con estas condiciones fue de 190 mA tras 19 días. Los dos primeros días correspondieron a las condiciones estanco del sistema, la operación en continuo del sistema (recirculación de medio fresco) dio lugar a un aumento progresivo de la corriente especialmente a partir del sexto, cuando la corriente aumentó exponencialmente.

Los saltos de corriente que se observan en los días 6, 11 y 16 se corresponden con la sustitución del medio recirculado por medio fresco autoclavado. Una vez alcanzada la corriente en "steady-state" el sistema se detuvo y se procedió a su desmontaje para el siguiente ensayo.

Suponiendo que toda la corriente obtenida en el ensayo procede exclusivamente de la oxidación de acetato, se puede estimar mediante la Ley de Faraday ($Q = n \cdot e \cdot F$, de donde n es el número de moles de acetato, n_{e} son los electrones obtenidos por la oxidación de un mol de acetato, y F es la constante de Faraday), el acetato consumido en la obtención de dicha corriente. De esta forma se obtuvo que, a partir del día 5 y durante los siguientes 15 días, se consumieron una media de 2mmoles/día.

5.2. ENSAYO DE POTENCIALES COMPETIDORES DEL ELECTRODO Y DE INHIBIDORES DE *G. SULFURREDUCENS*

Una de las principales finalidades del proyecto es la de emplear un agua residual real para el funcionamiento de la MFC y ver si se logra obtener una depuración de dicha agua de forma simultánea a la generación de electricidad. Se ha considerado oportuno el comprobar si otros componentes en el agua residual pueden afectar al funcionamiento de la MFC. En concreto, que en dicha agua puedan estar presentes otros sustratos que, o que supongan ser una alternativa preferente como aceptor de electrones para el *Geobacter sulfurreducens*, o lo que es lo mismo, un competidor para el electrodo, o que sustratos que puedan ser nocivos para el microorganismo.

De los posibles competidores del electrodo y que pudieran estar presente en aguas residuales reales, se ensayaron en la MFC el nitrato, sulfato, Fe(III) y el oxígeno como posible agente tóxico para el microorganismo.

5.2.1. ENSAYO DEL EFECTO DEL NITRATO

Se optó por probar dos concentraciones de nitratos, que se añadieron en forma de sal de nitrato (NaNO_3). La cronamperometría registrada durante la adición del nitrato demostró que éste no tiene efecto sobre la producción de corriente, hay que resaltar que las pequeñas variaciones se deben a la parada de la bomba peristáltica durante la adición:

Figura 10. Cronoamperometría obtenida tras la adición de 0,5 ppm de nitrato, potencial aceptor de electrones presente en aguas residuales

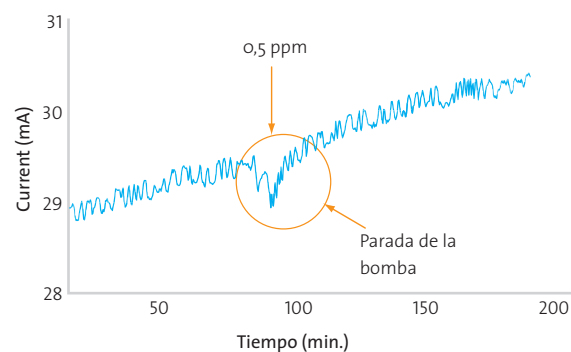


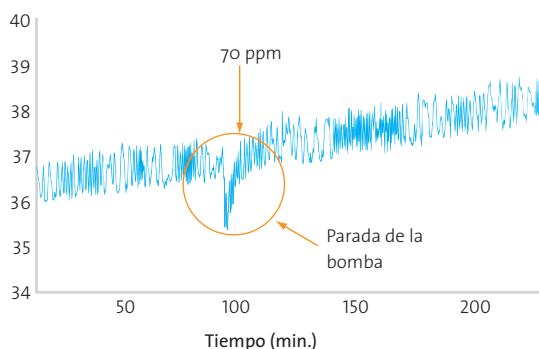
Figura 11. Cronoamperometría obtenida tras la adición de 1,5 ppm de nitrato

5.2.2. ENSAYO DEL EFECTO DEL SULFATO

En este caso se añadió una concentración de 70 ppm de sulfato también en forma de sal, Na_2SO_4 . Al igual que con el nitrato, tampoco se observó un efecto sobre la producción de corriente, la alteración de la misma se debe a la parada de la bomba durante la adición:



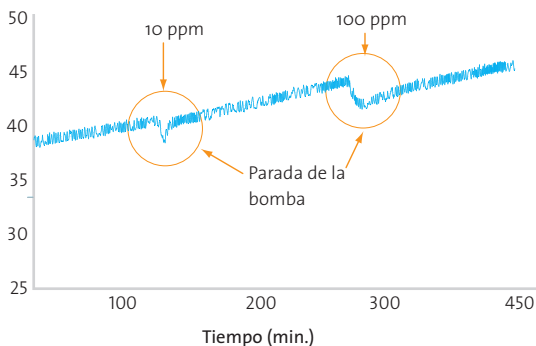
Figura 12. Cronoamperometría obtenida tras la adición de 70 ppm de sulfato.



5.2.3. ENSAYO DEL EFECTO FE (III)

El hierro se añadió al sistema en su forma soluble de sal de Fe(III)-citrato a una concentración de 100 mM. Tras su adición la corriente permaneció con la tendencia ascendente que ya presentaba previamente a la alteración con Fe(III):

Figura 13. Cronoamperometría obtenida tras la adición de 10 ppm y 100 ppm de Fe(III).



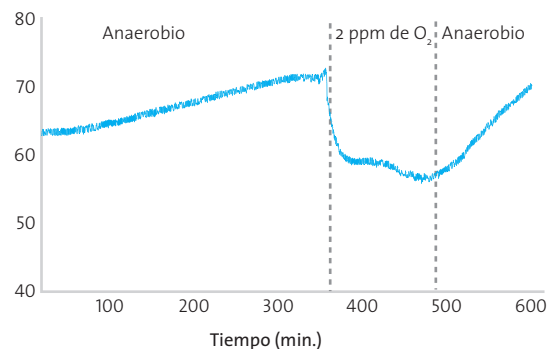
5.2.4. ENSAYO DEL EFECTO DE O₂

El efecto del O₂ sobre la corriente también se estudió puesto que, aunque el objetivo sea aplicar el sistema para el tratamiento de aguas residuales, es importante contemplar la posibilidad de la existencia de bajas concentraciones de oxígeno. Aunque *Geobacter sulfurreducens* se ha clasificado durante mucho tiempo como un anaerobio estricto, actualmente se sabe que tolera la exposición al oxígeno atmosférico, al menos durante 24h, pudiendo así sobrevivir en sedimentos superficiales oxigenados [27]. Sin embargo, el efecto del O₂ cuando el ATE es un electrodo polarizado aún no se ha comprobado. Por lo tanto, para este ensayo se hizo circular una corriente de aire filtrado en el

medio que alimentaba la MFC. A través de un oxímetro se mantuvo la concentración de O₂ en 2 ppm.

Los resultados obtenidos se reflejan en la cronoamperometría de la figura 14:

Figura 14. Cronoamperometría durante el burbujeo de hasta 2 ppm de O₂ en la que se observa una oxidación parcial de las células y una recuperación de las mismas a las pocas horas



5.3. ENSAYO CON AGUA RESIDUAL REAL

La etapa final de la experimentación se dedicó al ensayo con un agua residual real. Ésta fue proporcionada por el Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA). Procedía de la laguna anaerobia de un proceso de lagunaje y sus principales características se recogen en la siguiente tabla:

Previamente a su introducción en la celda ECELL, el agua se sometió a filtración a vacío con matraz kitasato y se burbujó con gas mix para desplazar el oxígeno que pudiera haberse disuelto durante su transporte y filtración. Como se puede observar, la concentración de acetato presente en el agua era 20 veces menor que la utilizada en los ensayos con medio mínimo, con la finalidad de poder obtener una corriente medible y comparar resultados de los distintos ensayos, el agua residual fue suplida con acetato hasta una concentración final de 20 mM.

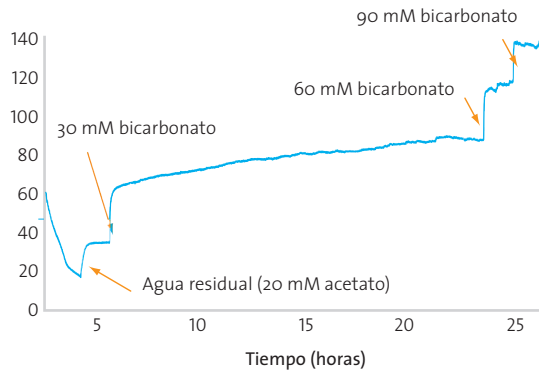
Un problema asociado a las MFC que llevan operando durante un determinado tiempo es la acidificación del biofilm debido a la acumulación de protones en el mismo. En este caso, como la MFC sobre la que se analizó el agua residual llevaba en funcionamiento durante varios días, durante los cuales se estudió el efecto de competidores e inhibidores, la adición de buffer bicarbonato para compensar la caída del pH intrabiofilm se hizo necesaria para mantener el sistema. Se observó que con cada aumento de bicarbonato la corriente aumentaba y permanecía constante durante varias horas hasta la siguiente adición.

Tabla 5. Características del agua residual procedente de una laguna anaerobia

pH	Conductividad (mS/cm)	DBO ppm	DQO ppm	N-NO ₃ ppm	O ₂ ppm	Acetato
7	1,5	280	458	0,5	2	1 mM



Figura 15. Cronoamperometría con agua residual. Cada una de las adiciones corresponden con adiciones de buffer bicarbonato 30 mM.



6. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en el estudio del efecto del competidores potenciales como nitrato, sulfato y Fe(III), han permitido concluir que la posible presencia de éstos en aguas residuales no altera la producción de corriente en el sistema MFC. En el caso del O_2 , la corriente se ve ligeramente afectada (en un 18% aproximadamente) con una concentración de 2 ppm. Esto se debe a que *G.sulfurreducens* en un microorganismo microaerobio [27], es decir, que puede tolerar pequeñas concentraciones de O_2 . Gracias a este hecho, también es importante destacar que, aunque se de una oxidación parcial del biofilm a concentraciones de 2 ppm de O_2 , éste tiene la capacidad de recuperarse y volver a alcanzar la corriente en "steady-state" una vez se vuelva a condiciones anaerobias estrictas. Tal vez si la presencia de O_2 es prolongada en el tiempo, el biofilm se acabe oxidando en su totalidad (no solo en las capas más alejadas del electrodo) y que, por ende, esto sí afecte en la corriente. Además, se ha confirmado la eliminación de acetato a partir de las medidas obtenidas antes y después de la puesta en marcha del dispositivo MFC.

A partir del ensayo con agua residual se demostró que el sistema MFC no se ve afectado por la misma y que, en condiciones paralelas a las del medio mínimo (20 mM acetato, 90 mM bicarbonato), se obtienen corrientes en "steady-state" similares. El aumento de la corriente de forma proporcional tras cada adición de 30 mM de buffer bicarbonato, demuestran que la limitación es la acidificación del biofilm. Este problema se puede solventar, o bien mediante la adición de buffer como se realizó en el ensayo, o mediante el aumento del caudal de recirculación que impida tal acumulación de protones. Además hay que señalar que, estos protones provienen de la oxidación del acetato, en condiciones reales en las que la concentración del mismo oscila en 1mM, el problema de la acidificación se verá disminuido.

Una medida común de la eficiencia de una MFC es la denominada eficiencia coulombimétrica, una medida del número de coulombios obtenidos como corriente eléctrica comparada con el número máximo de coulombios obtenibles del sustrato que se añade al sistema. La eficiencia coulombimétrica depende por un lado, del microorganismo que esté realizando la oxidación

y por otro, de la materia orgánica a oxidar [6]. La ventaja de trabajar con un sistema con *G.sulfurreducens* y con el acetato como sustrato, es que ambos tienen una alta eficiencia coulombimétrica (ambas cercanas al 90%)[16] por lo que, en principio y con un sistema optimizado, se debería poder aproximarse a la obtención de valores teóricos de corriente gracias a la completa oxidación del sustrato orgánico y a una eficiente transferencia de electrones al electrodo.

7. CONCLUSIONES

Las conclusiones que se han elaborado a partir de este proyecto se detallan a continuación:

Ha quedado demostrado que, en el agua residual ensayada, no hay ningún elemento que afecte a la capacidad electrogénica del microorganismo en la MFC. La presencia de competidores potenciales del electrodo, como el nitrato, así como la posible presencia de otros (sulfato y hierro) no han alterado la preferencia del microorganismos por el electrodo. Tampoco ha resultado ser un inhibidor el oxígeno (2 ppm) que había sido considerado como posible agente tóxico para el microorganismo.

Se demuestra la viabilidad de este tipo de sistemas con cultivos puros de *G.sulfurreducens* utilizando aguas residuales reales.

8. BIBLIOGRAFÍA

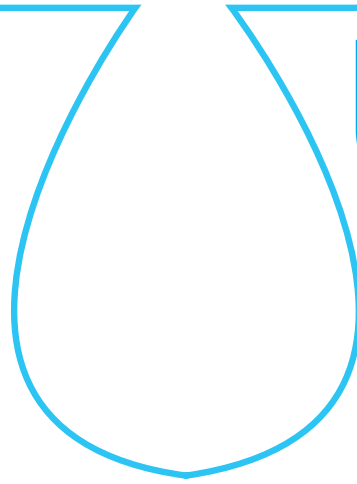
- [1] Bond, D.R., D. E. Holmes, L. M. Tender and D. R. Lovley (2002). *Electrode-reducing microorganisms that harvest energy from marine sediments*. Science 295, 483-485.
- [2] Bond, D.R., Lovley, D.R. Electricity production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 1548-55 (2003).
- [3] Busalmen, J.P., Esteve-Núñez, A., Berná, A. & Feliu, J.M. C-type Cytochromes Wire Electricity-Producing Bacteria to Electrodes. *Angewandte Chemie International Edition* 47, 4874-4877 (2008).
- [4] Esteve-Núñez, A., Cristina Gutiérrez, V.A. Methé, R. Glaven, Derek R. Lovley. System Biology Approach reveals metabolic strategies of *G.sulfurreducens* under acetate-excess conditions with implications in metal bioremediation. Pendiente de publicación.
- [5] Esteve-Núñez, A., Mary Rothermich, Manju Sharma and Derek Lovley. 2004. Growth of *Geobacter sulfurreducens* under nutrient-limiting conditions in continuous culture. *Appl. Environ. Microbiol.* 7(5), 641-648 (2005).
- [6] Franks Ashley E., Kelly P. Nevin. 2010. Microbial Fuel Cells, a current review. *Appl. Energies.* 3, 899-919. (2010).
- [7] Holmes, D.E. et al. Microarray and genetic analysis of electron transfer to electrodes in *Geobacter sulfurreducens*. *Environ. Microbiol.* 8, 1805-1815 (2006).
- [8] Kim, N.; Choi, Y.; Jung, S.; Kim, S. Effect of initial carbon sources on the performance of microbial fuel cells containing *Proteus vulgaris*. *Biotechnol. Bioeng.* 2000, 70, 109-114.



- [9] Prescott L.M.; Harley, J.P.; Klein, D.A., *Microbiología*, Quinta de., McGraw-Hill, Madrid, 2004, p.185-192.
- [10] Logan, B.E. (2009) *Exoelectrogenic bacteria that power microbial fuel cells*. *Nat Rev Microbiol* 7 (5): 375-81.
- [11] Logan B.E. Et al. (2006), *Microbial Fuel Cells: Methodology and Technology*, Env. Sci. Tech. 40, 5181- 5192.
- [12] Logan B.E. Simultaneous wastewater treatment and biological electricity generation. *Water Science & Technology*, 2005, Vol.52 No 1-2, pp.31-37.
- [13] Lovley, D.R. (2008), The microbe electric: conversion of organic matter to electricity. *Curr Opin. Biotechnol* 19 (6): 564-71.
- [14] Luo, H.; Liu, G.; Zhang, R.; Jin, S. Phenol degradation in microbial fuel cells. *Chem. Eng. J.* 2009, 147, 259-264.
- [15] Morris, J.M.; Jin, S. Feasibility of using microbial fuel cell technology for bioremediation of hydrocarbons in groundwater. *J. Environm. Sci. Health A: Tox./Hazard. Subst. Environm. Eng.* 2008, 43, 18-23.
- [16] Nevin, K.P.; Richter, H.; Covalla, S.F.; Johnson, J.P.; Woodard, T.L.; Orloff, A.L.; Jia, H.; Zhang, M.; Lovley, D.R. Power output and coulombic efficiencies from biofilms of *Geobacter sulfurreducens* comparable to mixed community microbial fuel cells. *Environ. Microbiol.* 2008, 10, 2505-2514.
- [17] Mahadevan, R., D. R. Bond, J. E. Butler, A. Esteve-Núñez, M. V. Coppi, B. O. Palsson, C. H. Schilling and D. R. Lovley (2006). Characterization of metabolism in the Fe(III)-reducing organism *Geobacter sulfurreducens* by constraint-based modeling. *Appl Environ Microbiol* 72, 1558-1568.
- [18] Methe, B. A., K. E. Nelson, J. A. Eisen, I. T. Paulsen, W. Nelson, J. F. Heidelberg, D. Wu, M. Wu, N. Ward, M. J. Beanan, R. J. Dodson, R. Madupu, L. M. Brinkac, S. C. Daugherty, R. T. Deboy, A. S. Durkin, M. Gwinn, J. F. Kolonay, S. A. Sullivan, D. H. Haft, J. Selengut, T. M. Davidsen, N. Zafar, O. White, B. Tran, C. Romero, H. A. Forberger, J. Weidman, H. Khouri, T. V. Feldblyum, T. R. Utterback, S. E. Van Aken, D. R. Lovley, and C. M. Fraser (2003). Genome of *Geobacter sulfurreducens*: metal reduction in subsurface environments. *Science* 302, 1967-1969.
- [19] Pant, D.; Van Bogaert, G.; Diels, L.; Vanbroekhoven, K. A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production. *Bioresour. Technol.* 2009, 101, 533-1543.
- [20] Patil, S.A.; Surakasi, V.P.; Koul, S.; Ijmulwar, S.; Vivek, A.; Shouche, Y.S.; Kapadnis, B.P. Electricity generation using chocolate industry wastewater and its treatment in activated sludge based microbial fuel cell and analysis of developed microbial community in the anode chamber. *Bioresour. Technol.* 2009, 100, 5132-5139.
- [21] Rabaey, K.; Boon, N.; Hofte, M.; Verstraete, W. Microbial phenazine production enhances electron transfer in biofuel cells. *Environ. Sci. Technol.* 2005, 39, 3401-3408.
- [22] Reguera, G.; McCarthy, K.D.; Mehta, T.; Nicoll, J.S.; Tuominen, M.T.; Lovley, D.R. Extracellular electron transfer via microbial nanowires. *Nature* 2005, 435, 1098-1101.
- [23] Ren, Z.; Steinberg, L.M.; Regan, J.M. Electricity production and microbial biofilm characterization in cellulose-fed microbial fuel cells. *Water Sci. Technol.* 2008, 58, 617-622.
- [24] Schroder, I., E. Johnson, and S. de Vries (2003). Microbial ferric iron reductases. *FEMS Microbiol Rev* 27, 427-447.
- [25] Peece Richard E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment, *Environ. Sci. Technol.*, 1983, 17 (9), pp 416A-427A.
- [26] Tender, L.; Gray, S.; Groveman, E.; Lowy, D.; Kauffma, P.; Melhado, R.; Tyce, R.; Flynn, D.; Petrecca, R.; Dobarro, J. The first demonstration of a microbial fuel cell as a viable power supply: Powering a meteorological buoy. *J. Power Sourc.* 2008, 179, 571-575.
- [27] W.C. Lin, M.V. Coppi and D.R. Lovley. *Geobacter sulfurreducens* can grow with oxygen as a Terminal Electron Acceptor. (2004). *Appl. Environ. Microbiol.* April; 70 (4): 2525-2528
- [28] Weber, K.A., Achenbach, L.A. & Coates, J.D. (2006), Microorganisms pumping iron: anaerobic microbial iron oxidation and reduction. *Nat. Rev. Microbiol.* 4, 752-64.
- [29] White, D. (2000). The physiology and biochemistry of prokaryotes. *Oxford university press* New York.
- [30] Zhang, C.; Li, M.; Liu, G.; Luo, H.; Zhang, R. Pyridine degradation in the microbial fuel cells. *J. Hazard. Mat.* 2009, 172, 465-471.
- [31] Zhu, X.; Ni, J. Simultaneous processes of electricity generation and p-nitrophenol degradation in a microbial fuel cell. *Electrochem. Comm.* 2009, 11, 274-277.

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2012

Estudio del comportamiento de la Trucha Común (*Salmo trutta*), Boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*) y Barbo Común (*Luciobarbus bocagei*) en una escala de peces de hendidura vertical

autora

Miriam Castillo Blanco

directores

Dr. Felipe Morcillo Alonso (CEDEX)
Dra. Irene de Bustamante Gil (UAH)

Alcalá de Henares, 15 de Junio de 2012



D. Felipe Morcillo Alonso, investigador I+D+I en el CEDEX, como tutor del proyecto de fin de master titulado: "Estudio del comportamiento de trucha común (*Salmo trutta*), Boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*) y Barbo Común (*Luciobarbus bocagei*) en una escala de peces de hendidura vertical" doy mi Visto Bueno a la presentación y la lectura de la memoria del proyecto en la convocatoria de Junio de 2012

Fdo.: Felipe Morcillo

Dña. Irene de Bustamante Gil, profesora titular de Geodinámica Externa, como cotutora del proyecto de fin de master titulado: "Estudio del comportamiento de trucha común (*Salmo trutta*), boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*) y barbo común (*Luciobarbus bocagei*) en una escala de peces de hendidura vertical" doy mi Visto Bueno a la presentación y la lectura de la memoria del proyecto en la convocatoria de Junio de 2012

Fdo.: Irene de Bustamante

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría mostrar mis agradecimientos a los siguientes organismos gracias a los cuales disfruto de mi actual beca, y a los organismos financiadores del proyecto de investigación del que surge el presente estudio: Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) del CEDEX, Ministerio de Fomento y Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

También quiero mostrar mis agradecimientos a Felipe Morcillo Alonso, a Enrique Aramburu Godínez y a Juan Antonio Berges Acedo, sin cuya dedicación, este trabajo no habría podido salir adelante. A Ángel Gómez, a Omar Mariani y a Samuel Arias, por su inestimable ayuda durante todo el proceso de los ensayos, a José Luis García, encargado de la instrumentación de la escala de peces, a Jorge Rubén Sánchez y Andrés Mellado por sus aportaciones estadísticas en este artículo, a Fernando Torrent, Director de la Piscifactoría de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de Madrid, a Victoriano Hernández, personal técnico de la Piscifactoría, a Francisco Ramón Andrés, a Alba González y a Isabel León por su colaboración en la edición del documento, a Ángel Lara Domínguez, Director del proyecto en el que se enmarca el estudio actual y a Luis Balairón Pérez, Director del Laboratorio de Hidráulica del Centro de Estudios Hidrográficos.

Además me gustaría agradecer a la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Comunidades de Castilla la Mancha el habernos proporcionado los ejemplares de trucha común. Del mismo modo se agradece a la Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid la autorización para la obtención de ejemplares de barbo común en aguas del río Cofio.



ÍNDICE

1. Resumen	33
2. Introducción.....	33
3. Metodología	34
3.1. Escala de peces	34
3.2. Procedencia y transporte de los ejemplares.....	35
3.3. Identificación y seguimiento de los peces.....	35
3.4. Protocolo de ensayos.....	36
3.5. Análisis del comportamiento de los peces mediante imágenes de video	36
3.6. Estadística.....	37
4. Resultados	37
4.1. Registros por la primera antena	37
4.2. Ascensos completos de la escala	38
4.3. Longitud furcal de los individuos más pequeños que han ascendido la escala	38
4.4. Hora de los primeros registros por la primera antena, de inicio y de finalización de la ascensión ..	38
4.5. Tiempo que han tardado los peces en registrarse por la primera antena	38
4.6. Tiempo que tardaron los peces en los ascensos completos de la escala	39
4.7. Correlación longitud furcal-tiempo de registro por la primera antena y tiempo de ascensión	39
4.8. Análisis del comportamiento durante el ascenso desde un estanque al inmediatamente superior... 40	
4.8.1. Boga del Tajo	40
4.8.2. Barbo común	40
4.8.3. Comparación entre ambas especies	41
5. Discusión	41
6. Conclusiones.....	42
7. Bibliografía.....	43
9. Anexos	44
9.1. ANEXO I. Tablas completas de tiempos y longitudes de los individuos analizados.....	44
9.2. ANEXO II. Tablas completas del análisis de las imágenes de video.....	45

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Número de ejemplares de las tres especies que participaron en los ensayos con 100 l/s y 250 l/s y media de la longitud furcal (rango entre paréntesis) en cm	36
Tabla 3. Hora media y desviación típica de registro por la primera antena, de inicio de la ascensión y finalización de la ascensión para las tres especies	38
Tabla 4. Tiempo (en segundos) que tardan en ser detectados por la primera antena y longitudes furcales (LF) de las tres especies (N: número de individuos,-x : media, Me: mediana, Máx: Rango superior y Mín: Rango inferior).....	38
Tabla 2. Porcentaje de individuos de las tres especies registrados por la primera antena y frecuencia y porcentaje de individuos que han completado la ascensión	38
Tabla 5. Tiempo (en segundos) que tardan en realizar los ascensos completos y longitudes furcales (LF) de las tres especies (N: número de individuos,-x : media, Me: mediana, Máx: Rango superior y Mín: Rango inferior)	39
Tabla 6. Correlación de Spearman (r) ente la longitud furcal (en cm) de los ejemplares que participan en los ensayos con los dos caudales y las variables tiempo de registro por la primera antena (en segundos, s) y tiempo de ascensión completa de la escala (en segundos, s). N es el número de individuos que se registraron por la primera antena o que realizaron la ascensión completa	40
Tabla 7. Frecuencias de subida en los ensayos de boga del Tajo respecto a: desde dónde pasan (zona de recirculación pequeña (ZRP) o zona de recirculación grande (ZRG)), altura de paso (fondo, medio o superficie) y cercanía a deflectores en el paso (cercanía al deflector pequeño (DP), cercanía al deflector grande (DG) o por el centro). Porcentajes entre paréntesis	40
Tabla 8. Frecuencias de subida en los ensayos de boga del Tajo respecto a: desde dónde pasan (zona de recirculación pequeña (ZRP) o zona de recirculación grande (ZRG)), altura de paso (fondo, medio o superficie) y cercanía a deflectores en el paso (cercanía al deflector pequeño (DP), cercanía al deflector grande (DG) o por el centro). Porcentajes entre paréntesis	40

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo físico de la escala de peces en el Laboratorio de Hidráulica del CEH	34
Figura 2. Plano del modelo físico de la escala de peces. Vista lateral y planta	34
Figura 3. Fotografía de la escala de peces en funcionamiento.....	34
Figura 4. Campos de velocidades y patrones de flujo en cada estanque de la escala.....	35
Figura 5. Inserción de PIT tag de 11 mm en una trucha común anestesiada	35



Figura 6. Esquema de la localización de las dos antenas en la escala con sus respectivos lectores y su interacción con los PIT tags implantados en los peces. 36

Figura 7. Esquema aproximado de peces ascendiendo al siguiente estanque desde la zona de recirculación pequeña (ZRP) y desde la zona de recirculación grande (ZRG) respectivamente. 37

Figura 8. Imagen obtenida por una videocámara sumergida. Se ha realizado una representación de las dos zonas de recirculación, de los dos deflectores (grande y pequeño) y de la altura a la que puede pasar un pez por la hendidura (superficie, medio y fondo) 37

Figura 9. Tiempo medio (en segundos, s) en registrarse los peces por la primera antena 39

Figura 10. Tiempo (en segundos, s) que tardan los peces en ascender la totalidad de la escala. Se representan cuartiles, rangos y valores atípicos 39

ÍNDICE DE ANEXOS

Tabla 1. Tiempos de registro hasta la primera antena de todos los individuos 44

Tabla 2. Tiempos de ascenso y longitudes furcales de cada individuo que ascendió la escala 44

Tabla 3. Análisis de los individuos al realizar la subida. Boga del Tajo. Caudal 100 l/s 45

Tabla 4. Análisis de los individuos al realizar la subida. Boga del Tajo. Caudal 250 l/s 45

Tabla 5. Análisis de los individuos al realizar la subida. Barbo común. Caudal 100 l/s 45

Tabla 6. Análisis de los individuos al realizar la subida. Barbo común. Caudal 250 l/s 46

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

- CEDEX:** Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
- CEH:** Centro de Estudios Hidrográficos
- DG:** Deflector Grande
- DP:** Deflector Pequeño
- GLM:** General Linear Model
- PIT:** Transpondedores Integrados Pasivos
- SPSS:** Statistical Package for the Social Sciences
- ZRG:** Zona de Recirculación Grande
- ZRP:** Zona de Recirculación Pequeña



1. RESUMEN

La experimentación que se detalla en este proyecto se ha llevado a cabo en un modelo físico de escala para peces de hendidura vertical (escala 1:1) en el Laboratorio de Hidráulica del CEDEX. Las tres especies estudiadas han sido: trucha común (*Salmo trutta*), barbo común (*Luciobarbus bocagei*) y boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*). La localización, identificación y comportamiento de los peces durante la experimentación se ha evaluado gracias a un sistema de radiofrecuencia que aplica la tecnología de los PIT tag y al uso de cuatro cámaras subacuáticas. Se han realizado dos ensayos con dos caudales distintos (100 l/s y 250 l/s) para cada especie. Se han obtenido estos resultados: El porcentaje de individuos de trucha común que ascendieron completamente la escala (90% para 100 l/s y 67% para 250 l/s) ha sido mayor que el de barbo común (75% para 100 l/s y 44% para 250 l/s) y éste a su vez mayor que el de boga del Tajo (43% para 100 l/s y 12% para 250 l/s). Esta escala por tanto es igualmente eficaz para las tres especies pero menos eficiente para el paso de la boga del Tajo. Además, no existe una correlación entre la longitud furcal de los peces y el tiempo de ascensión completo de la escala, al contrario de lo encontrado por otros autores. Esto puede deberse a la escasez de datos o al escaso rango de valores de longitud furcal de los ejemplares que ascendieron. Los individuos que han ascendido lo han hecho superando la velocidad del agua en las hendiduras (1,1 m/s), que es superior a la velocidad crítica de estas especies según anteriores estudios, por lo que no debe utilizarse la velocidad crítica de natación como único criterio biológico de diseño para las escalas, ya que se puede infravalorar las capacidades nataatorias de los peces. Además, sería necesario conocer otras variables biológicas, como sus velocidades máximas y óptimas. Por otro lado, en este estudio se ha obtenido que el caudal influye por un lado en el tiempo de registro por la antena primera y, por otro, en el tiempo de ascensión, siendo ambos mayores en los ensayos con caudal de 250 l/s. El caudal influye también en el porcentaje de ascensos, siendo en todos los casos menor con el caudal de 250 l/s, por lo que tampoco debe usarse la velocidad del agua, constante y dependiente del caudal en esta tipología de escalas, como único criterio hidráulico de diseño. Debe haber otras variables relacionadas con el caudal que afecten negativamente al ascenso de los peces por la escala. Otros parámetros observados en este estudio que conviene tener en cuenta a la hora de establecer criterios de diseño que contribuyan a la eficacia de las escalas de peces, son las zonas de recirculación (muy importantes pues los peces permanecen en ellas la mayor parte del tiempo utilizándolas para descansar y para ayudarse a ascender al siguiente estanque) y los deflectores que conforman la hendidura, de los cuales se aprovechan la mayoría de los individuos para ascender. Cabe señalar que las dos especies de ciprínidos han mostrado diferentes preferencias a la hora de elegir la altura a la que remontar la hendidura, lo cual hace que la tipología de hendidura vertical suponga una ventaja dada su versatilidad en este aspecto.

2. INTRODUCCIÓN

En los últimos 100 años los ecosistemas acuáticos continentales han sufrido una intensa intervención que ha ocasionado un gran impacto en la biodiversidad de la ictiofauna (Cowx y

Collares-Pereira, 2002). Hoy en día en nuestro país existe una legislación traspuesta de la legislación europea como la Directiva Marco del Agua, la Directiva Hábitats y la Directiva de Evaluación de Impacto Ambiental, que tienen entre sus objetivos alcanzar un "buen estado" ecológico y químico de todas las aguas comunitarias para 2015, contribuir al mantenimiento de la biodiversidad en los Estados miembros definiendo un marco común para la conservación de los hábitats y la fauna y la flora de interés comunitario y en su caso, establecer las medidas de reducción de los efectos negativos del proyecto.

La falta de transitabilidad de los ríos por la existencia de obras hidráulicas transversales es un hecho constatado por numerosos investigadores; recientemente se ha comprobado que en la cuenca del río Guadalquivir dicha falta de transitabilidad producida por la existencia de numerosas presas es la tercera causa de la gran disminución de peces (Fernández-Delgado et al., 2010)

Las escalas de peces son, a día de hoy, una de las medidas correctoras más frecuentemente utilizadas para minimizar el efecto barrera que suponen, para el desplazamiento de los peces, obras transversales como son las presas y los azudes. Y es necesario poder evaluar la eficacia de esta medida con la finalidad de alcanzar los objetivos antes mencionados.

La mayor parte de los estudios sobre la eficacia de las escalas de peces se basan principalmente en la investigación en modelos físicos en laboratorio, analizando básicamente parámetros hidráulicos y los estudios que ensayan con peces lo hacen en cámaras de natación y en canales (Peake et al., 1997; Toepfer et al., 1999; Peake, 2008a), cuyo funcionamiento hidráulico es muy diferente al que se da en una escala de peces.

Por otra parte a día de hoy, el esfuerzo científico y técnico se ha centrado en los salmónidos por lo que es necesario evaluar la eficacia de las escalas para otras familias de peces, como los ciprínidos, una de las familias más importantes de la Península Ibérica por su abundancia, distribución, riqueza y biodiversidad. Respecto a la capacidad natatoria de los peces, existe una abundante información para salmónidos (Tudorache et al., 2008), sin embargo no sucede lo mismo para ciprínidos ibéricos (Silva, 2009).

La experimentación que se detalla en este proyecto se ha llevado a cabo en un modelo físico de escala de hendidura vertical (escala 1:1) existente en el Laboratorio de Hidráulica del Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios de Experimentación y Obras Públicas (CEDEX).

El CEDEX es un organismo autónomo, adscrito orgánicamente al Ministerio de Fomento y funcionalmente a los Ministerios de Fomento y de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. El Organismo proporciona apoyo multidisciplinar en las tecnologías de la ingeniería civil, la edificación y el medio ambiente, y asiste tanto a las administraciones e instituciones públicas como a empresas privadas. Se compone de una serie de unidades técnicas especializadas denominadas Centros y Laboratorios, que proporcionan asistencia técnica de alto nivel, investigación aplicada y desarrollo tecnológico en el marco de la ingeniería civil. Una de estas unidades es el Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) es la Unidad que dentro del CEDEX está especializada



en temas de planificación hidrológica; evaluación de recursos hídricos, inundaciones, sequías y sistemas de alerta en tiempo real; calidad de las aguas continentales y del medio ambiente hídrico; evaluación de demandas y estudios territoriales; normativa y reglamentación técnica; tecnologías de depuración, reutilización y desalación; sedimentación en embalses; y modelos (físicos y matemáticos) de hidráulica fluvial y de dispositivos hidráulicos.

El Laboratorio de Hidráulica es el área del CEH dedicada al estudio de la mecánica de fluidos, en especial del agua y su comportamiento en sus cauces naturales o en estructuras hidráulicas creadas por el hombre. También se estudia el comportamiento de los de los sedimentos dentro del agua. Para hacer estos estudios se desarrollan nuevas herramientas matemáticas o se ensaya en modelos físicos contruidos ad hoc, gracias a las punteras instalaciones de que está dotado. Se desarrolla software especializado y se realizan ensayos en prototipo.

La tipología de escala elegida para comenzar el estudio ha sido la de hendidura vertical, que a pesar de no ser de las más frecuentes en nuestro país (Elvira et al., 1998), presenta una serie de ventajas (Odeh, 1999): es idónea para caudales incontrolables u oscilantes (una característica de los ríos de regímenes mediterráneos), se puede adaptar a las variaciones de calado, proporciona áreas de descanso a los peces, permite ascender a los peces a la profundidad que ellos elijan y es de fácil mantenimiento. Cabe señalar que en esta tipología la velocidad del agua en la hendidura, punto obligado de paso de los peces, no varía con la profundidad y es independiente del caudal lo que constituye una ventaja pues su funcionamiento hidráulico permanecerá constante frente a las variaciones naturales de caudal sin necesidad de elementos de regulación (Pena et al., 2006).

Los resultados que aquí se presentan son los primeros obtenidos en los ensayos llevados a cabo con las especies: trucha común (*Salmo trutta*), boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*) y barbo común (*Luciobarbus bocagei*).

El objetivo del proyecto es mejorar el conocimiento de los parámetros hidráulicos y biológicos necesarios para evaluar la eficacia de las escalas para peces.

3. METODOLOGÍA

3.1. ESCALA DE PECES

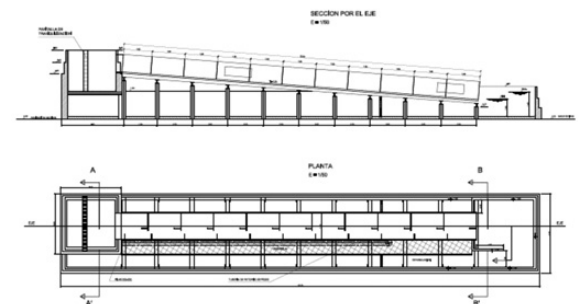
Los ensayos se han llevado a cabo en un modelo físico de escala de hendidura vertical a tamaño real (escala 1:1), constituida por un canal rectangular de 20 m de longitud, 1,5 m de ancho y 1,0 m de alto, dividido en 11 estanques (figura 1).

Figura 1. Modelo físico de la escala de peces en el Laboratorio de Hidráulica del CEH



La escala ocupa una superficie en planta de 27 m longitud x 4,5 m ancho y tiene una pendiente longitudinal del 7,5%. El depósito general de agua, que dispone de un sistema de filtración mecánica y biológica, almacena unos 135.000 litros, con un sistema de recirculación del agua constituido por dos bombas hidráulicas de hasta 250 l/s cada una (figura 2).

Figura 2. Plano del modelo físico de la escala de peces. Vista lateral y planta



Los estanques miden 1,85 m de longitud siendo el ancho de la hendidura de 27 cm. La velocidad máxima aproximada que se da en dicha hendidura es de 1,1 m/s y en el flujo principal sobre 1 m/s (figura 3).

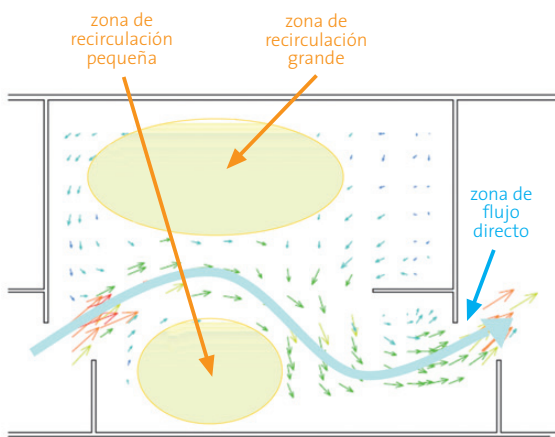
Figura 3. Fotografía de la escala de peces en funcionamiento.





Como indican Pena et al (2006), los campos de velocidades y los patrones de flujo de cada estanque conforman tres regiones: una región de flujo directo donde el agua circula con altas velocidades, en una trayectoria curvilínea, desde la hendidura hasta la siguiente hendidura aguas abajo del estanque, y dos regiones de recirculación (una “grande” y una “pequeña”), caracterizadas por sus bajas velocidades, y por el flujo en sentido inverso (figura 4).

Figura 4. Campos de velocidades y patrones de flujo en cada estanque de la escala



La calidad del agua se ha controlado periódicamente para asegurar el bienestar de los peces, siguiendo los criterios indicados por la Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 6 de septiembre de 2006, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces y por la Guía sobre el cuidado y utilización de peces en investigación, docencia y ensayos en laboratorio (Canadian Council on Animal Care, 2005).

3.2. PROCEDENCIA Y TRANSPORTE DE LOS EJEMPLARES

Los ejemplares de trucha común que se han utilizado en los ensayos, han procedido de la Piscifactoría Regional “Rincón de Uña”, gestionada por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Comunidades de Castilla la Mancha, Uña (Cuenca). Los ejemplares de boga del Tajo han nacido y han sido criados en la Piscifactoría de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid, y los ejemplares de barbo común han sido capturados mediante pesca eléctrica en el río Cofio, aguas abajo de la estación de aforos situada en San Martín de Valdeiglesias. Previo a los ensayos en el Laboratorio de Hidráulica, los ejemplares con los que se ha ensayado han pasado al menos una semana en la Piscifactoría de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes.

El transporte de los peces hasta las instalaciones del Laboratorio de Hidráulica del CEDEX, se ha realizado en bidones y con aireadores para asegurar el bienestar de los ejemplares.

3.3. IDENTIFICACIÓN Y SEGUIMIENTO DE LOS PECES.

El método utilizado para la localización e identificación de los peces durante la experimentación en la escala, ha sido un sistema de radiofrecuencia que aplica la tecnología de los transpondedores integrados pasivos (PIT tag), siguiendo la metodología indicada por Castro-Santos et al. (1996).

Se ha instrumentado la escala de peces con dos antenas colocadas en puntos de obligado paso en sus dos extremos. La primera para detectar la aproximación o entrada en la escala, en la hendidura existente entre el recinto de aguas abajo de la escala y el primer estanque. La segunda está situada en la hendidura entre el estanque undécimo y el recinto de aguas arriba de la escala, con el objetivo de detectar la finalización de la ascensión de los peces.

Estas antenas están conectadas a un emisor/lector y se ha implantado un microcircuito (PIT tag), con un único código determinado, en cada ejemplar de pez. El PIT tag utilizado en todos los ensayos mide 11 mm (Allflex, modelo FDX-B). La inserción del microchip se ha realizado en la cavidad abdominal del individuo previamente anestesiado con tricaina metansulfonato (MS-222) mediante ayuda de jeringas y agujas específicas (figura 5).

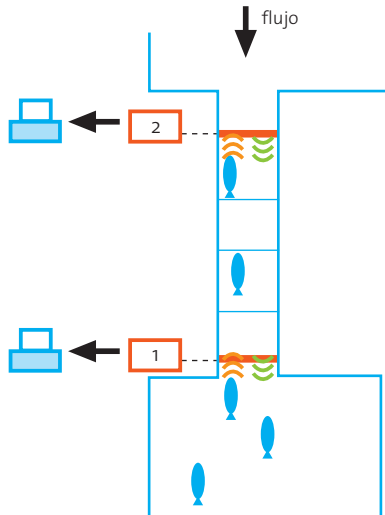
Figura 5. Inserción de PIT tag de 11 mm en una trucha común anestesiada



De este modo, cuando los peces marcados pasan por las proximidades de las antenas, el PIT tag interacciona electromagnéticamente con ellas, recibiendo el circuito lector asociado a cada antena el código único de identificación asignado a cada pez. Se ha obtenido así la información en tiempo real en un sistema informático de los movimientos de los peces durante los ensayos (figura 6).



Figura 6. Esquema de la localización de las dos antenas en la escala con sus respectivos lectores y su interacción con los PIT tags implantados en los peces.



3.4. PROTOCOLO DE ENSAYOS

Los ensayos que aquí se comentan se han llevado a cabo entre enero y mayo de 2010, respetando la época de reproducción de las distintas especies: trucha común (*Salmo trutta*), boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*) y barbo común (*Lucio-barbus bocagei*).

Se han realizado dos ensayos con cada especie, uno ha sido con un caudal bajo circulante por la escala (100 l/s) y otro con un caudal más alto (250 l/s). Para cada uno de estos dos caudales se han fijado los niveles del agua en el recinto de aguas abajo de la escala, con la finalidad de permitir la existencia de una llamada efectiva hacia la escala.

Los peces se han traído al Laboratorio de Hidráulica desde la Piscifactoría de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, de la Universidad Politécnica de Madrid y previo a cada ensayo, los ejemplares han sido medidos, pesados y marcados con un PIT tag. Después, ha transcurrido un periodo mínimo de 48 horas de descanso y aclimatación hasta la realización del ensayo. Al comienzo de cada ensayo, aproximadamente a las 9:00 AM, se ha colocado a los peces en el recinto de aguas abajo de la escala, se ha fijado el caudal correspondiente y se ha permitido el movimiento voluntario de los ejemplares durante 24 horas, tiempo durante el cual las bombas y las antenas, han funcionado ininterrumpidamente. Las cámaras de video han realizado grabaciones de aproximadamente 8 horas de duración en cada ensayo. Una vez finalizados, los ejemplares han sido devueltos a la piscifactoría. Durante el periodo de estancia en el Laboratorio, no se ha proporcionado alimento a los peces que iban a participar en los ensayos con la finalidad de conseguir el mismo estado de repleción gástrica en todos los individuos.

El número de peces utilizado para cada ensayo, así como su longitud furcal, puede consultarse en la Tabla 1. Para las distintas especies, los ensayos con los caudales de 100 l/s y 250 l/s han

sido realizados en el año 2010 en las siguientes fechas: Para la trucha común, los días 28 de enero y 3 de febrero, respectivamente. En el caso de la boga del Tajo los días 8 y 15 de abril. Finalmente, los ensayos con barbo común se han llevado a cabo los días 13 y 20 de mayo.

Tabla 1. Número de ejemplares de las tres especies que participaron en los ensayos con 100 l/s y 250 l/s y media de la longitud furcal (rango entre paréntesis) en cm

	100 l/s		250 l/s	
	Nº ejemplares	Media LF (Rango) cm	Nº ejemplares	Media LF (Rango) cm
Trucha común	10	21 (19 - 26,2)	6	19,6 (18,1 - 24,4)
Boga del Tajo	14	17,1 (14,4 - 24,2)	17	17 (13,8 - 25)
Barbo común	20	33,5 (16,3 - 41,6)	16	33,1 (31 - 38,8)

3.5. ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DE LOS PECES MEDIANTE IMÁGENES DE VIDEO

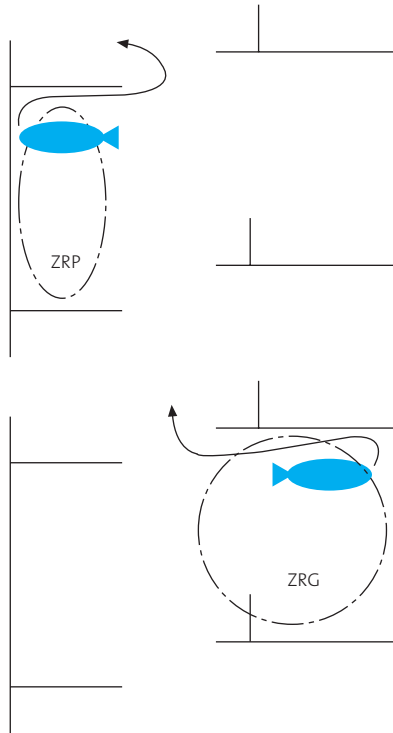
Se han utilizado, durante la experimentación con bogas y barbos, cuatro cámaras subacuáticas de pequeño tamaño y alta resolución para captar imágenes de los peces en los estanques. Este análisis no se ha realizado con truchas debido a no disponer de la instrumentación necesaria durante la realización de los ensayos con esta especie.

Las cuatro cámaras se han situado en cuatro estanques de la escala de peces: en el primero, en el cuarto, en el séptimo y en el undécimo, enfocando a la hendidura y a los deflectores que la forman. Mediante esta instrumentación se ha procedido a realizar un análisis exhaustivo de la grabación de los cuatro ensayos, estudiando tendencias y pautas de comportamiento en el momento en que un pez asciende de un estanque al siguiente. Se han medido tres aspectos generales de las subidas que son detectadas con claridad por los vídeos:

- Desde dónde ha pasado el pez al siguiente estanque: Los peces han pasado desde cualquiera de las dos zonas de recirculación (figura 4): zona de recirculación grande (ZRG) o zona de recirculación pequeña (ZRP) de la forma que se esquematiza en la figura 7.



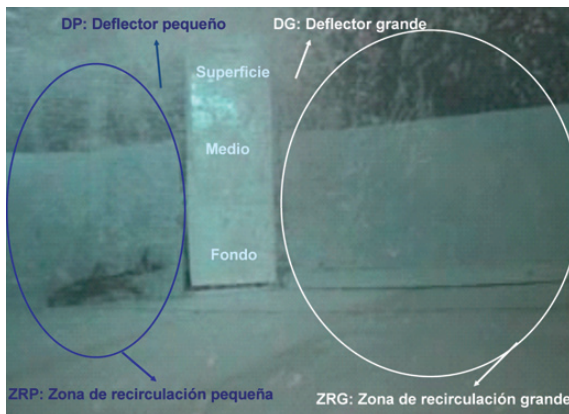
Figura 7. Esquema aproximado de peces ascendiendo al siguiente estanque desde la zona de recirculación pequeña (ZRP) y desde la zona de recirculación grande (ZRG) respectivamente



- Altura de la hendidura a la que el pez ha pasado de un estanque a otro: Los peces han ascendido por el fondo (cuando el pez sube al siguiente estanque muy cerca del suelo de la escala) por el medio (cuando el pez pasa aproximadamente por el centro de la hendidura), o por la superficie (cuando el pez asciende cerca de la superficie de la hendidura) (figura 8).

Figura 8. Imagen obtenida por una videocámara sumergida.

Se ha realizado una representación de las dos zonas de recirculación, de los dos deflectores (grande y pequeño) y de la altura a la que puede pasar un pez por la hendidura (superficie, medio y fondo)



- Cercanía a los deflectores en su ascenso por la hendidura: Los individuos han ascendido pasando cerca del deflector pequeño (DP), cerca del deflector grande (DG) o por el centro de la hendidura (sin aproximarse a ningún deflector) (figura 8).

3.6. ESTADÍSTICA

Para relacionar las ascensiones completas de la escala, los tiempos de aproximación a la antena primera y el de ascensión completa de la escala con la especie, el caudal y la longitud furcal, se han ajustado los datos a modelos de regresión logística (GLM) aplicando el Criterio de Información de Akaike mediante el paquete "Stats" de R (2010).

Se han realizado pruebas de normalidad con el test Shapiro-Wilk. Para comparar las medias, cumplido el supuesto de normalidad, se ha empleado el test de la T de Student, y para comprobar la igualdad de las varianzas se ha aplicado el test de Levene. En caso de no cumplir el supuesto de normalidad se ha aplicado el test Z de Kolmogorov-Smirnov. Se han realizado correlaciones de Pearson en el caso de que los datos fueran normales y correlaciones de Spearman en el caso de que no lo fueran. Para poder realizar las comparaciones de los resultados obtenidos para una misma especie en los ensayos con los dos caudales, se ha comprobado previamente que no existían diferencias significativas entre la longitud furcal de las truchas comunes (Z de Kolmogorov-Smirnov $p=0,888$), ni entre la longitud furcal de las bogas (Z de Kolmogorov-Smirnov $p=0,752$), ni entre la longitud furcal de los barbos (Z de Kolmogorov-Smirnov $p=0,698$).

Para analizar el comportamiento de los peces durante los ascensos, se ha estudiado la relación de las variables "Especie" y "Caudal" con las variables "Desde dónde pasa", "Altura de paso" y "Cercanía a los deflectores" utilizando el estadístico chi cuadrado mediante un test de independencia. Todos estos análisis se han realizado con la versión 15.0.1. del SPSS para Windows (2006).

También se ha realizado una comparación entre frecuencias observadas y esperadas dentro de cada una de las variables "Desde dónde pasa", "Altura de paso" y "Cercanía a los deflectores", por especie y caudal, mediante un test de bondad de ajuste con chi cuadrado. Estos análisis se han realizado con Microsoft Office Excel SP3, parte de Microsoft Office Professional Edition (2003).

4. RESULTADOS

4.1. REGISTROS POR LA PRIMERA ANTENA

El 100% de los individuos de trucha común que participaron en los ensayos con ambos caudales han sido registrados por la primera antena y, lo mismo, ha sucedido con los individuos de boga que participaron en el ensayo con 100 l/s. En cambio en el ensayo de 250 l/s se han registrado un 88% de bogas. El registro de los individuos de barbo es mayor en el ensayo de 100 l/s que en el de 250 l/s, no llegando a ser del 100% en ninguno de los casos (tabla 2).



Tabla 2. Porcentaje de individuos de las tres especies registrados por la primera antena y frecuencia y porcentaje de individuos que han completado la ascensión

Caudal	Trucha común		Boga del Tajo		Barbo común	
	100 l/s	250 l/s	100 l/s	250 l/s	100 l/s	250 l/s
Nº de individuos	10	6	14	17	20	16
Registros por la primera antena (%)	100	100	100	88	90	75
Ascensos completados (frecuencia)	9	4	6	2	15	7
Ascensos completados (%)	90	67	43	12	75	44

4.2. ASCENSOS COMPLETOS DE LA ESCALA

El porcentaje de individuos de trucha común que ascendieron completamente la escala ha sido mayor que el de barbo común y que el de boga del Tajo. En los tres casos se ha observado una diferencia entre los ascensos con los dos caudales, siendo mayor el porcentaje de ascensiones con el caudal de 100 l/s (tabla 2), aunque las únicas variables dependientes son "Boga del Tajo" y "Caudal" (Chi cuadrado $p=0,049$). En cambio las variables "Trucha común" y "Caudal" y "Barbo común" y "Caudal" son significativamente independientes (Chi cuadrado $p=0,247$ y $p=0,056$ respectivamente). Los resultados del GLM indican que las variables especie ($p=0,0207$) y longitud furcal ($p=0,0226$) tienen un efecto significativo en las ascensiones completas de la escala.

4.3. LONGITUD FURCAL DE LOS INDIVIDUOS MÁS PEQUEÑOS QUE HAN ASCENDIDO LA ESCALA

Los individuos más pequeños que han ascendido completamente la escala en los ensayos de 100 l/s presentaron una longitud furcal de 19 cm, 16,3 cm y 31,9 cm (trucha, boga y barbo, respectivamente). En los ensayos de 250 l/s, presentaron una longitud furcal de 18,1 cm, 16,5 cm y 31 cm (trucha, boga y barbo, respectivamente).

4.4. HORA DE LOS PRIMEROS REGISTROS POR LA PRIMERA ANTENA, DE INICIO Y DE FINALIZACIÓN DE LA ASCENSIÓN

Si se realizan comparaciones entre individuos de la misma especie que participaron en los ensayos con los dos caudales, no se observan diferencias significativas entre la hora media de registro por la primera antena, la hora media de inicio de la ascensión ni la hora media de finalización de la ascensión de los ejemplares de boga del Tajo y barbo común. En el caso de la trucha común sí que se encuentra una diferencia significativa entre la hora de inicio de la ascensión (tStudent $0=0,010$) y la hora de finalización de la ascensión (tStudent $p=0,007$), siendo mayor en ambos casos para el ensayo con caudal de 250 l/s (tabla 3).

4.5. TIEMPO QUE HAN TARDADO LOS PECES EN REGISTRARSE POR LA PRIMERA ANTENA

El tiempo medio que ha transcurrido desde el comienzo del ensayo hasta que los peces se han registrado por la primera antena (tabla 4) es mayor para los barbos comunes, sin embargo, los

Tabla 3. Hora media y desviación típica de registro por la primera antena, de inicio de la ascensión y finalización de la ascensión para las tres especies

Caudal	Trucha común		Boga del Tajo		Barbo común	
	100 l/s	250 l/s	100 l/s	250 l/s	100 l/s	250 l/s
Hora de registro	11:36:34 ± 1:44:12	12:53:44 ± 4:24:49	10:19:55 ± 0:57:12	12:26:00 ± 3:54:46	15:13:26 ± 3:02:49	14:31:36 ± 4:28:20
Hora de inicio	11:30:18* ± 1:44:57	14:51:22* ± 1:57:05	10:57:40 ± 2:15:29	10:22:04 ± 0:50:46	14:00:12 ± 7:11:44	14:40:34 ± 2:51:54
Hora de finalización	12:24:23* ± 2:07:22	16:52:38* ± 2:32:49	12:40:41 ± 1:57:58	13:18:08 ± 1:27:58	14:41:59 ± 7:08:47	16:31:52 ± 3:58:48

* $P < 0,05$.

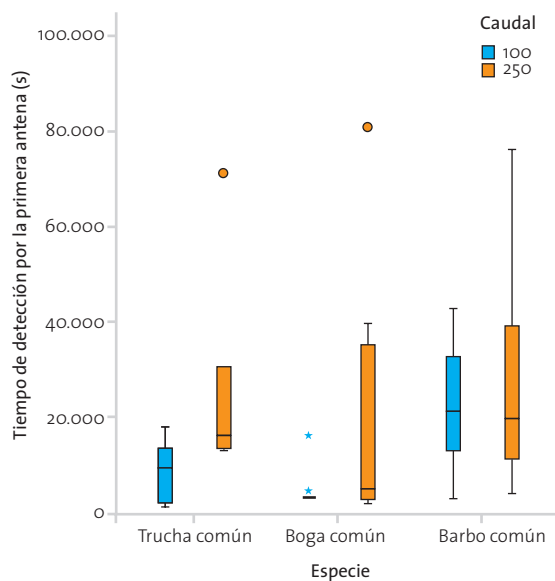
Tabla 4. Tiempo (en segundos) que tardan en ser detectados por la primera antena y longitudes furcales (LF) de las tres especies (N: número de individuos, \bar{x} : media, Me: mediana, Máx: Rango superior y Min: Rango inferior)

	Trucha común		Boga del Tajo		Barbo común							
	100l/s N=10	250l/s N=6	100l/s N=14	250l/s N=15	100l/s N=18	250l/s N=13						
	Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF						
\bar{x}	8554,9	21,0	26384,8	20,4	4195,1	17,1	16980,1	17,2	20865,5	33,7	25703,6	33,1
Me	9401,5	19,9	16048,5	19,8	3156,5	16,3	4783,0	16,5	21104,0	33,7	19533,0	32,5
Máx	18112,0	26,4	68823,0	24,4	16069,0	24,2	80102,0	25,0	42616,0	41,6	76210,0	38,8
Mín	1222,0	19,0	13392,0	18,1	3120,0	14,4	1630,0	13,8	2823,0	16,3	3898,0	31,0



resultados del GLM indican que es el caudal ($p=0,00632$) y la interacción entre el caudal y la longitud furcal ($p=0,04960$) las variables que tienen un efecto significativo en este tiempo. De todos modos, cabe señalar que al realizar las comparaciones entre los individuos de la misma especie que participaron en los ensayos con los dos caudales, no se han encontrado diferencias significativas para ninguna de las especies (figura 9).

Figura 9. Tiempo medio (en segundos, s) en registrarse los peces por la primera antena



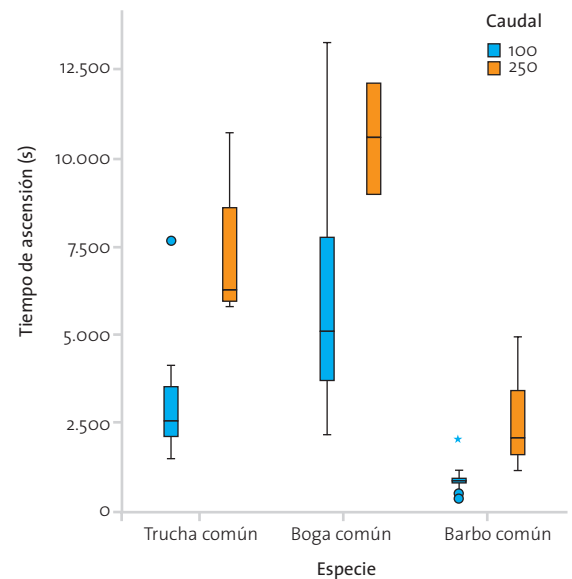
La tabla completa con la relación de los tiempos que tardaron cada uno de los individuos en ser registrados por la primera antena y sus respectivas longitudes furcales, aparece en el Anexo I (tabla 1).

4.6. TIEMPO QUE TARDARON LOS PECES EN LOS ASCENSOS COMPLETOS DE LA ESCALA

El tiempo medio que tardaron los peces en ascender la escala por completo (tabla 5), es mayor para las bogas comunes, siendo el caudal, según los resultados que indica el GLM, la variable que tiene un efecto significativo en este tiempo ($p=0,01$). Al realizar las comparaciones para cada especie, entre los indi-

viduos que participaron en los ensayos con los dos caudales, se encontraron diferencias significativas para la trucha común (Z de Kolmogorov-Smirnov $p=0,025$) y para el barbo común (Z de Kolmogorov-Smirnov $p=0,003$) (Figura 10).

Figura 10. Tiempo (en segundos, s) que tardan los peces en ascender la totalidad de la escala. Se representan cuartiles, rangos y valores atípicos



La tabla completa con la relación de los tiempos que tardaron todos los individuos que ascendieron la escala y sus respectivas longitudes furcales, se muestra en el Anexo I (tabla 2).

4.7. CORRELACIÓN LONGITUD FURCAL-TIEMPO DE REGISTRO POR LA PRIMERA ANTENA Y TIEMPO DE ASCENSIÓN

No existe una correlación lineal estadísticamente significativa entre la longitud furcal de los ejemplares de la misma especie que participaron en los dos ensayos con los dos caudales, con el tiempo de registro por la primera antena y con el tiempo de ascensión completa, excepto con el tiempo de registro por la primera antena del ensayo de 250 l/s con boga del Tajo (tabla 6).

Tabla 5. Tiempo (en segundos) que tardan en realizar los ascensos completos y longitudes furcales (LF) de las tres especies (N: número de individuos, \bar{x} : media, Me: mediana, Máx: Rango superior y Mín: Rango inferior)

	Trucha común		Boga del Tajo		Barbo común							
	100l/s N=9	250l/s N=4	100l/s N=6	250l/s N=2	100l/s N=14	250l/s N=6						
	Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF						
\bar{x}	3245,6	21,2	7275,8	20,4	6181,7	19,1	10564,0	20,8	946,4	35,7	2589,5	33,1
Me	2591,0*	20,0	6275,5*	19,6	5128,0	18,7	10564,0	20,8	894,0*	34,1	2117,5*	32,8
Máx	7653,0	26,4	10725,0	24,4	13226,0	24,2	12142,0	25	2108,0	41,6	4955,0	34,9
Mín	1520,0	19,0	5827,0	18,1	2150,0	16,3	8986,0	16,5	412,0	31,9	1260,0	31,4

* $P < 0,05$.



Tabla 6. Correlación de Spearman (r) entre la longitud furcal (en cm) de los ejemplares que participan en los ensayos con los dos caudales y las variables tiempo de registro por la primera antena (en segundos, s) y tiempo de ascensión completa de la escala (en segundos, s). N es el número de individuos que se registraron por la primera antena o que realizaron la ascensión completa

Especie	Variable dependiente	100 l/s	250 l/s
		(N) r	(N) r
Trucha común	Tiempo de registro por la primera antena	(10) -0,188	(6) -0,086
	Tiempo de ascensión	(9) -0,577	(4) -0,8
Boga del Tajo	Tiempo de registro por la primera antena	(14) -0,434	(15) -0,593*
	Tiempo de ascensión	(6) -0,691	(2) -
Barbo común	Tiempo de registro por la primera antena	(18) 0,212	(13) 0,003
	Tiempo de ascensión	(14) 0,073	(6) 0,314

* $P < 0,05$.

4.8. ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DURANTE EL ASCENSO DESDE UN ESTANQUE AL INMEDIATAMENTE SUPERIOR

Se ha detectado que los individuos de las tres especies han realizado el ascenso al estanque superior desde las zonas de recirculación (independientemente de hacerlo desde la zona de recirculación grande o pequeña), y no desde el flujo principal. Mediante observaciones personales, se ha detectado que el flujo principal solo es utilizado justo en el momento en que han ascendido (o lo han intentado) y cuando han cambiado de una zona de recirculación a otra, minimizando al máximo este tiempo de utilización.

4.8.1. BOGA DEL TAJO

Se han obtenido las frecuencias y las proporciones medias de subida en los ensayos respecto a las tres variables, analizando las imágenes obtenidas en los cuatro estanques para los dos caudales ensayados (tabla 7).

Tabla 7. Frecuencias de subida en los ensayos de boga del Tajo respecto a: desde dónde pasan (zona de recirculación pequeña (ZRP) o zona de recirculación grande (ZRG)), altura de paso (fondo, medio o superficie) y cercanía a deflectores en el paso (cercanía al deflector pequeño (DP), cercanía al deflector grande (DG) o por el centro). Porcentajes entre paréntesis

Boga del Tajo		100 l/s	250 l/s
Desde dónde pasa	ZRP	27 (69,2%)*	12 (80%)*
	ZRG	12 (30,8%)*	3 (20%)*
Altura del paso	Fondo	27 (75%)*	7 (41,2%)
	Medio	4 (11,1%)*	5 (29,4%)
	Superficie	5 (13,9%)*	5 (29,4%)
Cercanía a deflectores	Cerca de deflectores	30 (83,3%)*	11 (78,6%)*
	Centro	6 (16,7%)*	3 (21,4%)*

* Diferencias significativas ($P < 0,05$) entre frecuencias observadas y esperadas para una misma variable.

Se ha observado que las variables “Desde dónde pasa” y “Caudal” son significativamente independientes (Chi cuadrado $p=0,429$), al igual que lo son las variables “Altura” y “caudal” (Chi cuadrado $p=0,055$) y las variables “Cercanía a deflectores” y “Caudal” (Chi cuadrado $p=0,694$).

En cambio se han observado diferencias significativas entre las frecuencias observadas y esperadas en las tres variables para el caudal de 100 l/s (Chi cuadrado: “Desde dónde pasa” $p=0,016$ “Altura de paso” $p=0,000$ y “Cercanía a deflectores” $p=0,000$) y en las variables “Desde dónde pasa” (Chi cuadrado $p=0,020$) y “Cercanía a deflectores” (Chi cuadrado $p=0,033$) para el caudal de 250 l/s, con lo que no podemos aceptar la hipótesis de que los datos estén distribuidos al azar y se ajusten a una distribución uniforme.

En la variable “Desde dónde pasa” la frecuencia mayor se da en la ZRP para ambos caudales. En la variable “Altura de paso” la frecuencia mayor se encuentra en “Fondo” para los dos caudales, y en la variable “Cercanía a los deflectores” la frecuencia mayor es “Cerca de los deflectores” también para ambos caudales.

4.8.2. BARBO COMÚN

Se han obtenido las frecuencias y las proporciones medias de subida en los ensayos respecto a las tres variables, analizando las imágenes obtenidas en los cuatro estanques para los dos caudales ensayados (tabla 8).

Tabla 8. Frecuencias de subida en los ensayos de boga del Tajo respecto a: desde dónde pasan (zona de recirculación pequeña (ZRP) o zona de recirculación grande (ZRG)), altura de paso (fondo, medio o superficie) y cercanía a deflectores en el paso (cercanía al deflector pequeño (DP), cercanía al deflector grande (DG) o por el centro). Porcentajes entre paréntesis

Barbo común		100 l/s	250 l/s
Desde dónde pasa	ZRP	10 (47,6%)	10 (43,5%)
	ZRG	11 (52,4%)	13 (56,5%)
Altura del paso	Fondo	6 (30%)*	6 (26,1%)*
	Medio	14 (70%)*	14 (60,9%)*
	Superficie	0 (0%)*	3 (13%)*
Cercanía a deflectores +	Cerca de deflectores	18 (85,7%)*	11 (50%)
	Centro	3 (14,3%)*	11 (50%)

* Diferencias significativas $P < 0,05$ entre frecuencias observadas y esperadas para una misma variable.

+ Dependencia entre la variable señalada y el caudal.

Se ha observado que las variables “Desde dónde pasa” y “Caudal” son estadística y significativamente independientes (Chi cuadrado $p=0,783$), al igual que lo son las variables “Altura” y “caudal” (Chi cuadrado $p=0,246$). En cambio, las variables “Cercanía a deflectores” y “Caudal” son estadística y significativamente dependientes (Chi cuadrado $p=0,012$), pasando los peces cerca de los deflectores con el caudal bajo y por el centro con el caudal alto.



Existen diferencias significativas entre las frecuencias observadas y esperadas para el caudal de 100 l/s en las variables "Altura de paso" (Chi cuadrado $p=0,000$) y "Cercanía a deflectores" (Chi cuadrado $p=0,001$) y en la variable "Altura de paso" (Chi cuadrado $p=0,008$) para el caudal de 250 l/s, con lo que no podemos aceptar la hipótesis de que los datos de estas tres variables se ajusten a una distribución uniforme.

En la variable "Altura de paso" la frecuencia mayor se encuentra en "Medio" para ambos caudales. Y en la variable "Cercanía a los deflectores" la mayor frecuencia se da en "Cerca de los deflectores" para el caudal de 100 l/s.

4.8.3. COMPARACIÓN ENTRE AMBAS ESPECIES

Se ha observado que las variables "Especie" y "Desde dónde pasa" y las variables "Especie" y "Cercanía a deflectores" son significativamente independientes para el caudal de 100 l/s (Chi cuadrado $p=0,101$ y $p=0,812$ respectivamente). En cambio, las variables "Especie" y "Altura de paso" son estadística y significativamente dependientes (Chi cuadrado $p=0,000$). En este caso se ha encontrado que la boga asciende por el fondo y el barbo lo hace por el medio.

En cambio, para el caudal de 250 l/s, se ha encontrado que las variables "Especie" y "Altura de paso" y las variables "Especie" y "Cercanía a deflectores" significativamente independientes (Chi cuadrado $p=0,133$ y $p=0,086$ respectivamente). Sin embargo, para este caudal, las variables "Especie" y "Desde dónde pasa" son estadística y significativamente dependientes (Chi cuadrado $p=0,026$), encontrándose que la boga pasa desde la ZRP y el barbo no muestra preferencia al respecto.

Las tablas completas con cada individuo y el registro de su ascenso al estanque inmediatamente superior, se muestran en el Anexo II (tablas 1, 2, 3 y 4).

5. DISCUSIÓN

Según las definiciones de eficacia y eficiencia de Larinier (2001), el modelo de escala de hendidura vertical construido en el Laboratorio del Centro de Estudios Hidrográficos, es igualmente eficaz en cuanto que permite el ascenso a los ejemplares de las tres especies con las que se ha ensayado, aunque es menos eficiente para el paso de la boga del Tajo. Una de las causas que ha influido en este resultado ha sido la longitud furcal de los ejemplares de boga que se han utilizado en este estudio, más pequeños que los ejemplares de trucha y barbo, aunque no se pueden descartar otras variables como puede ser la distinta capacidad natatoria de estas especies.

Con relación a la longitud furcal, y cuando se ha correlacionado este parámetro con el tiempo de ascensión completo de los individuos de cada una de las especies del estudio, los resultados obtenidos no son consistentes con la asunción de que la velocidad es dependiente de la longitud del pez (Hammer, 1995). Ojanguren et al (2003) hallaron una relación positiva significativa entre la longitud de la trucha común y su velocidad de natación y resistencia. Para barbo común, Silva et al. (2010) encon-

traron que los barbos mayores ascendían la escala con la que ensayaron en mayor proporción y en menos tiempo que los pequeños. Para la misma especie, Mateus et al. (2008) encontraron una relación positiva y significativa entre el tamaño y la velocidad crítica. A la misma conclusión llegó Silva (2009) con respecto a la boga del Tajo. Esta falta de consistencia de los resultados del presente estudio puede ser debido, por un lado, a la escasez de datos para realizar las comparaciones como sucede en el caso de las ascensiones de boga con un caudal de 250 l/s, y por otro a un escaso rango de valores de longitud furcal de los ejemplares que ascendieron, como es el caso del barbo.

Respecto a la capacidad natatoria de los peces, existe una abundante información para salmónidos (Tudorache et al., 2007), sin embargo no sucede lo mismo para ciprinidos ibéricos (Silva, 2009), centrándose la información existente en la velocidad crítica de natación. Una de las aplicaciones prácticas de la velocidad crítica es como criterio de diseño de escalas de peces y de pasos de agua que se instalan en caminos y carreteras (Peake, 2008b). Mateus et al. (2008) han encontrado una velocidad crítica para barbo de $0,81 \pm 0,11$ m/s y Silva (2009) de $0,78 \pm 0,15$ m/s para boga. La velocidad del agua en el modelo de escala de peces en el que se ha ensayado es superior, siendo 1,1 m/s en la hendidura y de 1 m/s en el flujo principal, y aún así hay ejemplares de estas especies que han logrado la ascensión completa.

Para explicar estas ascensiones de las bogas y de los barbos utilizados en el ensayo, sería necesario conocer otras variables biológicas, como la velocidad máxima y óptima de los peces. El utilizar la velocidad crítica de natación, como criterio único de diseño, es más adecuado para pasos de agua que para escalas de peces, dado el diferente funcionamiento hidráulico de estas infraestructuras.

Por otro lado, estudios previos demuestran que en la tipología de escalas de hendidura vertical la velocidad del agua es independiente del caudal y que por tanto el funcionamiento hidráulico permanece constante frente a las variaciones naturales de caudal (Pena et al., 2006). Esto indicaría que, si únicamente se considerara a la velocidad del agua, como criterio hidráulico de diseño de la escala de peces, el caudal no influiría en las ascensiones de los peces. En cambio, los resultados obtenidos en este estudio indican un efecto del caudal tanto en el tiempo de registro por la antena primera como en el tiempo de ascensión, siendo siempre mayor en los ensayos con caudal de 250 l/s. Para la trucha común, se ha encontrado una diferencia significativa entre la hora de inicio y de finalización de la ascensión, para los dos caudales, siendo mayor en el ensayo con 250 l/s. Del mismo modo, se ha observado una diferencia en el porcentaje de ascensiones para las tres especies entre los ensayos realizados para los dos caudales, aunque solo ha sido significativa para las bogas. Por lo tanto, si la velocidad se mantiene independiente del caudal, debe haber otras variables relacionadas con el caudal que afecten negativamente al ascenso de los peces por la escala, por lo que sería conveniente realizar un estudio hidráulico detallado que mida parámetros como la turbulencia o el calado para ambos caudales. Castro-Santos et al. (2009) apuntan al calado y la turbulencia del agua como variables hidráulicas que deben ser utilizadas como criterios de diseños de pasos para peces.



Hay que señalar además que, en esta tipología de escala, los individuos de las tres especies con las que se ha ensayado permanecen y se desplazan, prácticamente en todo momento, por las zonas de recirculación de cada estanque, donde las velocidades del agua son menores. Wang et al. (2010) al analizar el comportamiento de juveniles de trucha común, encontraron que los peces evitaban las zonas de elevada velocidad en el flujo principal, excepto en la hendidura donde aprovechaban su carácter no estacionario.

Con relación a las dos especies de ciprínidos, al analizar el comportamiento de los ejemplares al ascender de un estanque al inmediatamente superior, se ha observado una clara predisposición por ascender al siguiente estanque desde las zonas de recirculación –donde se registran menores velocidades del agua– en vez de hacerlo directamente desde el flujo principal. Como indica Larinier (2002), los peces son capaces de percibir muy ligeras variaciones en la velocidad del agua y en general, se aprovechan de las zonas más favorables para ayudarse a progresar, como por ejemplo, utilizando un flujo de recirculación para descansar. En concreto, las bogas han mostrado una preferencia significativa para ascender al siguiente estanque desde la zona de recirculación pequeña (para ambos caudales). En cambio el barbo no ha mostrado preferencia por ascender desde ninguna zona en concreto. Esto puede deberse a que los ejemplares de boga con los que se ha ensayado tienen menor longitud furcal que los de barbo, o también a que la orientación hacia el flujo principal es más sencilla desde esta zona., ya que es más pequeña y es más difícil desorientarse. No obstante sería conveniente realizar más estudios profundizando en este aspecto, por si fuera un parámetro a tener en cuenta en el diseño de esta tipología de escalas.

También en otros estudios se evidencia este uso de las zonas de recirculación, como en el realizado por Mateus (2007) donde los barbos ibéricos utilizan las zonas con baja energía cinética turbulenta como áreas de descanso antes de hacer esfuerzos posteriores para atravesar las zonas de mayor velocidad y turbulencia. Esto pone de relieve la importancia de este parámetro, que debe ser tomado en cuenta en el diseño de pasos de peces (Silva et al 2010).

Por otro lado, se ha observado que los ejemplares de boga, en los ensayos con los dos caudales, pasan preferentemente cerca de los deflectores, en vez de por el centro de la escotadura. Lo mismo sucede con el barbo en el ensayo de 100 l/s, lo que puede ser debido a lo señalado anteriormente por Larinier (2002), que los peces tienen una clara tendencia a aprovechar las zonas más favorables en su ascenso, utilizando las velocidades más bajas de las capas límite que se dan en la proximidad de una superficie (pared o suelo) para avanzar.

Respecto a la altura de paso de la hendidura escogida por los ejemplares en el momento del ascenso al siguiente estanque, se ha observado una variabilidad entre ambas especies. La boga ha mostrado además diferentes preferencias en función al caudal, eligiendo ascender por el fondo con el caudal de 100 l/s y no mostrando preferencia en el de 250 l/s. En cambio el barbo ha mostrado una preferencia por ascender a una altura media en ambos caudales, a pesar de no tener las ventajas que supone hacerlo cerca del suelo, como se comentó anteriormente. Por tanto, las bogas y los barbos difieren a la hora de elegir la altu-

ra de paso en su ascenso a través de la hendidura., y esta variabilidad interespecífica convierte a esta tipología de escala en idónea gracias a su versatilidad. Así, se ha confirmado que los peces aprovechan una de las ventajas que según Larinier (2008) ofrecen las escalas de hendidura vertical, que es permitir a los individuos pasar a cualquier altura, desde fondo hasta la superficie, ya que, como apuntan Pena et al (2006), en las escalas de esta tipología, la velocidad del agua en la hendidura, punto obligado de paso de los peces, no varía con la profundidad.

Para finalizar, es necesario comentar que se ha demostrado que los resultados obtenidos en experimentos con peces deben ser aplicados con prudencia al campo (Tudorache et al., 2008) por lo que sería necesario realizar estos ensayos no solo en modelos sino en escalas de similares características existentes en la Naturaleza.

6. CONCLUSIONES

El modelo de escala de hendidura vertical construido en el Laboratorio del Centro de Estudios Hidrográficos, es igualmente eficaz en cuanto que permite el ascenso a los ejemplares de las tres especies con las que se ha ensayado, aunque es menos eficiente para el paso de la boga del Tajo.

En este estudio, la longitud furcal de los peces de cada una de las especies no está correlacionada con el tiempo de ascensión completo de los individuos, lo cual no coincide con los trabajos de otros autores de los que se obtiene que la velocidad es dependiente de la longitud del pez. Esto puede deberse a la escasez de datos para realizar las comparaciones o al escaso rango de valores de longitud furcal de los ejemplares que ascendieron, con lo que convendría realizar más estudios que contemplen más número de individuos y mayores rangos de longitudes furcales.

Los individuos que han ascendido lo han hecho superando la velocidad existente en las hendiduras (1,1 m/s aproximadamente), que es superior a la velocidad crítica de estas especies según anteriores estudios, con lo que se concluye que no debe utilizarse la velocidad crítica de natación como único criterio biológico de diseño para las escalas, ya que se puede infravalorar las capacidades natatorias de los peces, que pueden desarrollar velocidades más altas que las críticas. Sería necesario por tanto conocer otras variables biológicas, como sus velocidades máximas y óptimas.

Los resultados obtenidos en este estudio indican un efecto del caudal en el tiempo de registro por la antena primera y en el tiempo de ascensión, siendo siempre mayor en los ensayos con caudal de 250 l/s, y además en el porcentaje de ascensos, siendo menor en el caudal de 250 l/s. De esto se concluye que a pesar de que en esta tipología de escalas la velocidad del agua es independiente del caudal, éste criterio no debe utilizarse como el único criterio hidráulico de diseño para las escalas de peces de hendidura vertical, ya que debe haber otras variables relacionadas con el caudal que afecten negativamente al ascenso de los peces por la escala, por lo que sería conveniente realizar un estudio hidráulico detallado que mida parámetros como la turbulencia o el calado para ambos caudales.



Otros parámetros a tener en cuenta a la hora de establecer criterios de diseño que contribuyan a la eficacia de las escalas de peces son las zonas de recirculación y los deflectores que conforman la hendidura. Se ha observado que las zonas de recirculación tienen una alta importancia, pues los individuos permanecen en ellas la mayor parte del tiempo y las utilizan para descansar y para ayudarse a ascender al siguiente estanque. En cuanto a los deflectores, se ha observado que la mayoría de los individuos se valen de las menores velocidades que se dan en su capa límite y de esta manera se aprovechan de ellos para ascender, en lugar de hacerlo por el medio de la hendidura.

Con relación a las dos especies de ciprinídeos, estas han mostrado diferentes preferencias a la hora de elegir la altura a la que remontar la hendidura, lo cual hace que la tipología de hendidura vertical pueda suponer una ventaja dada su versatilidad.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Canadian Council on Animal Care. 2005. *CCAC guidelines on: the care and use of fish in research, teaching and testing*. 87 p. Ottawa.
- Castro-Santo T, Cotel A, Webb P. 2009. *Fishway evaluations for better bioengineering: An integrative approach*. American Fisheries Society Symposium 69:557-575.
- Castro-Santos T, Haro A, Walk, S. 1996. *A passive integrated transponder (PIT) tag system for monitoring fishways*. Fisheries Research, 28: 253-261.
- Cowx I.G, Collares-Pereira M.J. 2002. *Freshwater fish conservation: options for the future*. In Collares-Pereira, M. J., I. G. Cowx & M. M. Coelho (Eds), *Freshwater Fish Conservation-Options for the Future*. Fishing News Books, 443-452, Oxford.
- Elvira B, Nicola, G.G, Almodóvar A. 1998. *Impacto de las obras hidráulicas en la ictiofauna. Dispositivos de paso para peces en las presas de España*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, 208 p. Madrid.
- Fernández-Delgado C. 2010. *Estado y problemática de conservación de los peces continentales autóctonos de la cuenca del Guadalquivir e inventariación de los tramos fluviales más importantes para su protección*. Informe Técnico para la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. 257 p. Córdoba.
- Hammer C. 1995. *Fatigue and exercise tests with fish*. *Comparative Biochemistry and Physiology A*, 112: 1-20.
- Larinier M. 2001. *Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution*. Environmental issues, dams and fish migrations. En: G. Marmulla (ed.). *FAO Fisheries Technical Paper Nro 419*.
- Larinier M. 2002. *Fishways: General Considerations*. *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture*. 364: 21-77.
- Larinier M. 2008. *Fish passage experience at small-scale hydro-electric plants in France*. *Hydrobiologia* 609:97-108
- Mateus C.S. 2007. *Performance and swimming behaviour of the Iberian barbel (Barbus bocagei Steindachner, 1865) in an experimental pool-type fishway assessed by electromyogram telemetry*. Tesis. Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Mateus C. S, Quintella B. R, Almeida P. R. 2008. *The critical swimming speed of Iberian barbel Barbus bocagei in relation to size and sex*. *Journal of Fish Biology*. 73, 1783-1789.
- Odeh M. 1999. *Innovations in fish passage technology*. American Fisheries Society, Bethesda, 209 p. Maryland.
- Ojanguren A. F, Braña F. 2003. *Effects of size and morphology on swimming performance in juvenile brown trout (Salmo trutta L.)*. *Ecology of Freshwater Fish* 2003: 12: 241-246.
- Peake S.J. 2008a. *Gait transition speed as an alternate measure of maximum aerobic capacity in fishes*. *Journal of Fish Biology*, 72: 645-655.
- Peake S.J. 2008b. *Swimming performance and behaviour of fish species endemic to Newfoundland and Labrador: A literature review for the purpose of establishing design and water velocity criteria for fishways and culverts*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 2843, v52 p.
- Peake S.J, Beamish F.W.H, McKinley R.S, Scruton D.A, Katopodis C. 1997. *Relating swimming performance of lake sturgeon, Acipenser fulvescens, to fishway design*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 1361-1366.
- Pena L, Puertas J, Teijeiro T, Peña E. 2006. *Dispositivos de remonte para peces: escalas de hendiduras verticales*. *Ingeniería del Agua*, 13 (2): 113-128.
- R Development Core Team. 2010. *R: A language and environment for statistical computing*. *R Foundation for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Silva F.A. 2009. *Determinação das velocidades críticas de natação da bogacomum (Pseudochondrostoma polylepis Steindachner, 1865) e do escalão do Norte (Squalius carolitertii Doadrio, 1988)*. Tesis. Universidade de Évora e Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa. 25 p.
- Silva A.T, Santos J.M, Ferreira M.T, Pinheiro A.N, Katopodis C. 2010 early view. *Effects of water velocity and turbulence on the behaviour of Iberian barbel (Luciobarbus bocagei, Steindacher 1864) in an experimental pool-type fishway*. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.1465.
- SPSS Inc. 2006. *SPSS Base 15.0 for Windows User's Guide*. SPSS Inc., Chicago IL.
- Toepfer C.S, Fisher W.L, Haubelt J.A. 1999. *Swimming performance of threatened leopard darter in relation to road culverts*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128: 155-161.
- Tudorache C, Viaene P, Blust R, Vereecken H, De Boeck G. 2008. *A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species*. *Ecology of Freshwater Fish*, 17(2): 284-291.
- Tudorache C, Viaene P, Blust R, Vereecken H, De Boeck G. 2007. *A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species*. *Ecology of Freshwater Fish* 2007. Journal compilation.
- Wang R.W, David L, Larinier M. 2010. *Contribution of experimental fluid mechanics to the design of vertical slot fish passes*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 396, 02.



9. ANEXOS

9.1. ANEXO I. TABLAS COMPLETAS DE TIEMPOS Y LONGITUDES DE LOS INDIVIDUOS ANALIZADOS

Tabla 1. Tiempos de registro hasta la primera antena de todos los individuos

Trucha común				Boga del Tajo				Barbo común			
100l/s N=10		250l/s N=6		100l/s N=14		250l/s N=15		100l/s N=18		250l/s N=13	
Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF
13696	19	18310	19	16069	16,2	27439	17,4	15627	33,3	19465	34,9
1911	20	30445	19	3157	17,9	2905	19,3	17098	32,2	17239	32,0
1962	20	68823	21	3154	17,3	2547	20,7	4662	34,2	21798	32,5
3442	26	13392	20	3155	19,1	17791	14,8	16277	41,6	39398	31,4
13669	20	13787	18	3308	16,0	1630	25,0	5891	24,4	4039	33,2
18112	20	13552	24	3155	24,2	2692	15,6	2823	32,2	3898	31,8
12732	20			3310	16,0	2743	21,2	25157	32,1	7673	32,4
6118	26			3312	14,4	4783	16,8	33826	38,2	40265	32,5
12685	19			3150	14,9	39831	14,9	32754	38,7	76210	31,0
1222	20			3156	14,9	27300	17,0	32747	31,8	43995	34,0
				4369	14,7	6060	15,7	42616	34,9	29534	34,5
				3120	18,2	33450	13,8	35268	34,0	11100	31,4
				3196	19,1	80102	14,3	25669	16,3	19533	38,8
				3120	16,3	2737	16,5	26182	40,8		
						2691	15,1	25110	33,2		
								15649	40,4		
								5310	31,9		
								12913	36,6		

Tabla 2. Tiempos de ascenso y longitudes furcales de cada individuo que ascendió la escala

Trucha común				Boga del Tajo				Barbo común			
100l/s N=9		250l/s N=4		100l/s N=6		250l/s N=2		100l/s N=14		250l/s N=6	
Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF	Tiempo	LF
2591	19,6	6085	19	13226	17,9	8986	25	903	33,3	4955	35
3565	19,5	6466	20,2	3714	19,1	12142	16,5	979	32,2	2015	32
2007	26,2	10725	18,1	3714	24,2			412	34,2	3441	33
3070	20,0	5827	24,4	7744	18,2			2108	41,6	1260	32
7653	20,0			2150	19,1			885	32,2	1646	35
2135	19,7			6542	16,3			877	32,1	2220	31
2568	26,4							634	38,2		
4101	19,0							542	38,7		
1520	20,2							1167	34,0		
								1190	40,8		
								825	33,2		
								817	40,4		
								941	31,9		
								969	36,6		

9.2. ANEXO II. TABLAS COMPLETAS DEL ANÁLISIS DE LAS IMÁGENES DE VIDEO

Tabla 3. Análisis de los individuos al realizar la subida. Boga del Tajo. Caudal 100 l/s

Subidas	Cámara	Desde dónde pasa	Altura de paso respecto al suelo	Cercanía a deflectores en el paso
1	1	ZRP	Fondo	DP
2	1	ZRP	na	na
3	1	ZRP	Fondo	DP
4	1	ZRG	Fondo	DG
5	1	ZRP	Fondo	DP
6	1	ZRG	Medio	DG
7	1	ZRP	Fondo	DP
8	1	ZRP	Fondo	DP
9	1	ZRG	Fondo	Centro
10	1	ZRP	Superficie	DP
11	1	ZRP	Medio	DP
12	1	ZRP	Medio	DP
13	1	ZRG	Medio	DG
14	1	ZRP	Fondo	Centro
15	1	ZRP	Fondo	DP
16	1	ZRP	Medio	DP
17	1	ZRP	Fondo	DP
18	1	ZRP	Fondo	DP
19	1	ZRP	Superficie	DP
20	1	ZRP	Fondo	DP
21	1	ZRP	Superficie	DP
22	1	ZRG	Fondo	DG
23	2	ZRG	Fondo	DP
24	2	ZRG	Fondo	DP
25	2	ZRP	na	na
26	2	ZRP	na	na
27	2	ZRP	Fondo	DP
28	3	ZRP	Fondo	DP
29	3	ZRP	Fondo	Centro
30	3	ZRG	Superficie	DG
31	3	ZRP	Fondo	DP
32	3	ZRP	Fondo	DP
33	3	ZRP	Fondo	DP
34	4	ZRG	Fondo	Centro
35	4	ZRG	Fondo	Centro
36	4	ZRP	Fondo	Centro
37	4	ZRP	Superficie	DP
38	4	ZRG	Fondo	DG
39	4	ZRG	Fondo	DG

Tabla 4. Análisis de los individuos al realizar la subida. Boga del Tajo. Caudal 250 l/s

Subidas	Cámara	Desde dónde pasa	Altura de paso respecto al suelo	Cercanía a deflectores en el paso
1	1	na	Superficie	na
2	1	ZRG	Fondo	DG
3	1	ZRG	Fondo	DG
4	1	ZRP	Medio	DP
5	1	ZRP	Fondo	Centro
6	1	ZRP	Fondo	DP
7	1	ZRP	Fondo	Centro
8	1	ZRP	Fondo	Centro
9	2	ZRG	Superficie	na
10	2	ZRP	Medio	DP
11	2	na	Superficie	na
12	2	ZRP	Medio	DP
13	3	ZRP	Fondo	DP
14	3	ZRP	Superficie	DP
15	3	ZRP	Medio	DP
16	4	ZRP	Superficie	DP
17	4	ZRP	Medio	DP

Tabla 5. Análisis de los individuos al realizar la subida. Barbo común. Caudal 100 l/s

Subidas	Cámara	Desde dónde pasa	Altura de paso respecto al suelo	Cercanía a deflectores en el paso
1	1	ZRG	Medio	DG
2	1	ZRG	Medio	DG
3	1	ZRG	Medio	DG
4	1	ZRG	Medio	DG
5	1	ZRP	Medio	DP
6	1	ZRG	Fondo	DP
7	1	ZRG	Fondo	na
8	1	ZRP	Fondo	Centro
9	1	ZRP	Medio	DP
10	2	ZRP	Fondo	DG
11	2	ZRP	Fondo	DP
12	3	ZRP	Medio	DP
13	3	ZRP	Medio	DP
14	3	ZRP	Medio	DG
15	3	ZRG	Medio	DP
16	3	ZRP	na	DP
17	4	ZRP	Medio	DP
18	4	ZRG	Medio	Centro
19	4	ZRG	Medio	Centro
20	4	ZRG	Medio	DG
21	4	ZRG	Fondo	DG

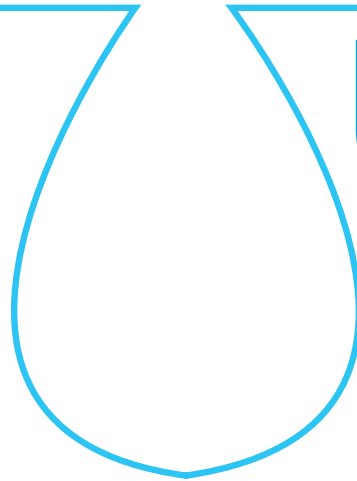


Tabla 6. Análisis de los individuos al realizar la subida. Barbo común. Caudal 250 l/s

Subidas	Cámara	Desde dónde pasa	Altura de paso respecto al suelo	Cercanía a deflectores en el paso
1	1	ZRP	Medio	Centro
2	1	ZRG	Fondo	Centro
3	1	ZRP	Medio	Centro
4	1	ZRG	Medio	DG
5	1	ZRP	Fondo	DP
6	1	ZRP	Superficie	DP
7	1	ZRG	Medio	DG
8	1	ZRG	Superficie	DG
9	2	ZRP	Medio	na
10	2	ZRG	Medio	Centro
11	2	ZRG	Medio	DG
12	2	ZRP	Medio	DP
13	2	ZRP	Fondo	Centro
14	3	ZRG	Medio	Centro
15	3	ZRG	Fondo	Centro
16	3	ZRP	Superficie	DP
17	3	ZRP	Medio	Centro
18	3	ZRG	Medio	Centro
19	4	ZRP	Fondo	Centro
20	4	ZRG	Medio	Centro
21	4	ZRG	Fondo	DG
22	4	ZRG	Medio	DG
23	4	ZRG	Medio	DG

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2012

Utilización de herramientas de información geográfica para la integración en modelos hidrogeológicos

autor

Damián Córdoba

directores

Dra. Raffaella Meffe (IMDEA Agua)

Virtudes Martínez (IMDEA Agua)

Prof. Manuel Segura (UAH)

Alcalá de Henares, 15 de Junio de 2012



Dña. Raffaella Meffe, investigadora postdoctoral, y Virtudes Martínez, investigadora predoctoral, como tutoras del PROYECTO DE FIN DE MASTER TITULADO: "UTILIZACIÓN DE HERRAMIENTAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA PARA LA INTEGRACIÓN EN MODELOS HIDROGEOLÓGICOS", damos nuestro VISTO BUENO a la presentación y la lectura de la memoria del proyecto en la convocatoria de Junio de 2012

Fdo.: Raffaella Meffe

Fdo: Virtudes Martínez

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Madrileño de Estudios Avanzados - IMDEA Agua por facilitarme las herramientas para la realización de este proyecto, en especial a la Dra. Irene de Bustamante por la oportunidad que me brindó de ser parte de este grupo tan talentoso y trabajador.

A mis tutoras por su compañía, sus enseñanzas, por no creer en un horario de trabajo para este proyecto sino demostrar su vocación y devoción constante para el éxito del mismo. Realmente es un placer y un orgullo personal y profesional, el realizar este tipo de proyectos tan complejos con personas que con su capacidad, su profesionalismo, su talento y humanismo, hacen ver los problemas como un continuo aprendizaje donde sobresalen las ganas de trabajar por encima del miedo a fracasar.

A D. José Antonio Iglesias y D. Raúl Noguerras del Canal de Isabel II por su asesoramiento y comunicación así como por las herramientas brindadas para el diseño de este modelo.

Al profesor Manuel Segura de la Universidad de Alcalá por su acompañamiento en la definición geológica de la zona de estudio a partir de su amplio conocimiento de la zona.

Al Dr. Carlos Martínez Navarrete del Instituto Geológico y Minero de España IGME y al Dr. Javier Temiño de la Universidad de Alcalá por facilitarme parte de la información bibliográfica.

A María del Valle Gamiz, Ana Pérez Fernández, Luis de Celis, Alba San Martín y Elvira Bocos Álvarez por su compañía durante la realización del máster, por brindarme la oportunidad de conocerlos y de hacer de esta experiencia, el punto de partida de una fuerte amistad.

A mi familia y amigos de "aquí y de allá" por siempre creer en mí, por escucharme y permitirme el creer que todos ellos son hidrólogos. Porque siempre me hacen reír aunque las cosas no le den espacio a la felicidad.

A mi madre, gestora de este camino, por ser hombre y mujer para no sentirme solo y creer que en ese camino la oportunidad es para personas que crecen en la fe y en la dedicación en las cosas.

A todos ellos, MUCHAS GRACIAS.



ÍNDICE

1. Resumen	50
2. Introducción	50
2.1. Estudios previos	50
3. Objetivos	52
4. Metodología	52
4.1. Zona de estudio	52
4.1.1. Situación geográfica	52
4.1.2. Geología	53
4.1.3. Hidrogeología	53
4.2. Modelo conceptual	57
4.3. Entorno ArcGIS – PMWIN	57
4.4. Tratamiento de la información espacial en ArcGIS	58
4.5. Proceso de modelización en PMWIN	59
4.5.1. Discretización del sistema	59
4.5.2. Condiciones de frontera	60
4.5.3. Definición de parámetros	61
5. Resultados	63
5.1. Calibración	63
5.1.1. Parámetros calibrados	63
5.1.2. Comparación de los resultados con las características espaciales del área modelizada	64
5.2. Resultados de la calibración	64
6. Discusiones	64
7. Conclusiones	66
8. Bibliografía	69
9. Anejos	71

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estudios previos sobre los parámetros hidrogeológicos del ATDM	52
Tabla 2. Información espacial utilizada para el proceso de modelización. t.c: tamaño de celda	59
Tabla 3. Parámetros de georreferenciación del modelo	59
Tabla 4. Espesores de cada una de las capas que componen el modelo realizado	60
Tabla 5. Valores de conductividad hidráulica horizontal (Kh)	63
Tabla 6. Flujos de circulación obtenidos para cada una de las capas que configuran el modelo desarrollado	66

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la zona de estudio	52
Figura 2. Distribución de sistemas deposicionales en la Cuenca de Madrid durante el Aragoniense (Unidad Intermedia)	54

Figura 3. Corte ideal simplificado de la Cuenca del Tajo. Fuente: Navarro Alvargonzález et al (1993)	54
Figura 4. Mapa piezométrico del ATDM	55
Figura 5. Esquema conceptual del funcionamiento del ATDM. Arriba se describe el esquema propuesto por Hubbert. Abajo se muestra el esquema simplificado del ATDM adoptado	55
Figura 6. Red de flujo del ATDM	56
Figura 7. Metodología empleada para el tratamiento de la información a partir de la conexión entre el SIG y el ModFlow mediante un fichero tipo ASCII	57
Figura 8. Esquema simplificado de la red desarrollada en PMWIN ModFlow	58
Figura 9. Límite superior e inferior del modelo hidrogeológico	60
Figura 10. Dominio del modelo	61
Figura 11. Mapas de Isocontenidos arena/arcilla entre A) 600 - 700 m s.n.m con el aluvial del Jarama. B) 600 - 700 m s.n.m. C) 500-600 m s.n.m. D) 400-500 m s.n.m. E) 300-400 m s.n.m. F) 200 - 300 m s.n.m.	62
Figura 12. Proceso de calibración	63
Figura 13. Comparación entre los niveles piezométrico (N.P.) calculados y los niveles piezométricos observados	64
Figura 14. Balance de agua en el modelo desarrollado en régimen estacionario. Unidades: m ³ y día	65
Figura 15. Resultado del modelo de flujo en estado estacionario	65
Figura 16. Modelo de circulación general obtenido de la simulación para la masa Manzanares - Jarama. En rojo se aprecian las líneas de flujo de puntos localizados en las zonas de mayor altitud y en verde aquellos que han sido localizados en zonas de baja altitud	66

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

SIG: Sistema de Información Geográfica.
PMWIN: Processing MODFLOW for Windows.
RASTER: Tipo de estructura de datos matricial configurada por celdas denominadas píxeles. El área que representa cada celda define la resolución de la información.
ATDM: Acuífero Terciario Detrítico de Madrid
IGME: Instituto Geológico y Minero de España
S.A.: Sistema Acuífero
ARCGIS: Conjunto de productos de software en el campo de los SIG producido y comercializado por la compañía ESRI.
MDT: Modelo Digital del Terreno.
CAD: Computer-aided design.
ASCII: American Standard Code for Information Interchange



1. RESUMEN

El siguiente proyecto se basa en el estudio e implementación de las herramientas de un Sistema de Información Geográfico (SIG) con el propósito de preparar y analizar la información necesaria para la ejecución de un modelo de flujo. Como ejemplo práctico de aplicación se propuso la masa de agua Manzanares-Jarama del Acuífero Terciario Detrítico de Madrid (ATDM)

El proceso consistió en la definición de los parámetros iniciales necesarios para la ejecución de un modelo de flujo en condiciones estacionarias. Este procedimiento se realizó una vez discretizada la zona por sus características geológicas considerando los estudios realizados por Torres *et al*, 1995. Asimismo se utilizó una recarga homogéneamente distribuida en todo el modelo, originada por la precipitación con el estudio de las posibles incidencias que podrían tener las fugas en la red de abastecimiento de la ciudad de Madrid incluida en el dominio del modelo. El modelo conceptual de flujo sigue las ideas de Hubbert (1940) y Toth (1962) el cual ha sido ampliamente definido en estudios realizados en el ATDM.

Durante los procesos de calibración se observó una gran sensibilidad del modelo a la variación de los parámetros de conductividad hidráulica y la recarga. Por otro lado se observó que la incorporación de las herramientas SIG en los procesos de calibración permiten aparte de reducir el tiempo de trabajo requerido, controlar las características espaciales de la masa de agua modelizada, garantizando una relación directa entre el comportamiento hidrogeológico de la zona y las características físicas, hidrológicas y geológicas de la zona de estudio.

El presente proyecto permitió definir el comportamiento hidrogeológico de la masa de agua Manzanares-Jarama donde se aprecia que la zona activa de circulación se encuentra en los 200 primeros metros del acuífero. A través del módulo PMPATH se ha definido los tiempos de residencia del flujo intermedio y profundo los cuáles se han estimado entre 40.000 y 60.000 años y 200.000 años respectivamente

Con este proyecto se define una propuesta de modelización cuya aplicabilidad se puede extender a todo el ATDM observando la calidad de los resultados obtenidos para la zona de estudio, considerando en todo momento las particularidades de cada sector a estudiar.

2. INTRODUCCIÓN

Es bien sabida la importancia histórica que han tenido las aguas subterráneas del Acuífero Terciario Detrítico de Madrid (ATDM) en el abastecimiento de Madrid (Yélamos y Villarroya Gil, 2007) debiendo incluso su nombre a la castellanización del nombre árabe "Mayrit" que significa *matriz* o *madre de agua* (Llamas, 1976).

Aunque una parte de España carece de acuíferos importantes a nivel general, pueden encontrarse acuíferos de gran interés local (Custodio, 1977) siendo el ATDM uno de ellos, no solo por su extensión sino también por su gran espesor, alcanzando en algunas zonas potencias superiores a los 3000 m (Montes de El Pardo).

Una de las diversas formas de caracterizar un acuífero se basa en la realización de un modelo hidrogeológico del mismo el cual es una representación física o numérica de un sistema hidrogeológico real. Los modelos pueden ser de tres tipos: predictivos cuando se utiliza para predecir futuras condiciones, interpretativo cuando se utiliza para estudiar la dinámica del sistema y la correlación de la información disponible al respecto, y genérico usado para analizar un sistema hidrogeológico hipotético (Anderson y Woessner, 1992).

Aunque la modelización es importante, esta no es más que un componente de la investigación hidrogeológica ya que necesita de información sólida. Asimismo, son varios los intentos que se han realizado en incorporar nuevas herramientas de investigación de carácter tecnológico en los procesos de modelización, tanto de nuevos programas de modelización de amplia resolución y acoplamiento de variables como de utilización de programas informáticos para el manejo de la información espacial, como los SIG.

Es este último el que nos concierne en este proyecto y el que hemos desarrollado en base a otras experiencias (Flügel y Michl, 1995; Steward y Bernard, 2006; Aber *et al*, 2007) evidenciando el interés por acoplar los Sistemas de Información Geográfica (SIG) a los procesos de modelización (Aber *et al*, 2007) en un programa de modelización hidrogeológica. Para este proyecto se ha empleado el programa ArcGIS y PMWIN para la realización del modelo hidrogeológico.

Como ejemplo de aplicación de esta metodología propuesta, se realizará el proceso de modelización en la masa Manzanares-Jarama perteneciente al ATDM.

2.1. ESTUDIOS PREVIOS

El conocimiento hidrogeológico del área elegida para la aplicación del modelo es escaso o tal vez producto de una generalización basada en los estudios y trabajos de campo así como de los diversos modelos que se han desarrollado para la caracterización del ATDM. Atendiendo a esta primicia, existen numerosos estudios en los acuíferos detríticos, y en particular sobre el de Madrid (Custodio, 1977), mientras que el número de trabajos en relación con la hidrogeología de las rocas ígneas y metamórficas en este sector es muy escaso (Heredia *et al*, 2001).

Fue durante las décadas de los setenta y ochenta del pasado siglo en las universidades madrileñas que se comenzó a investigar en el ATDM¹ el cuál se definió como el conjunto de

¹ A comienzos de la década de los setenta en los trabajos iniciales del programa de Investigación de Aguas Subterráneas del IGME, el ATDM se definía como Sistema Acuífero (S.A.) nº 14 Terciario detrítico Madrid - Toledo-Cáceres. Las dos diferencias entre este último y el ATDM son que por un lado la denominación del IGME incluía a los sedimentos de la depresión de Campo Arañuelo, dejando fuera los materiales detríticos de la cuenca del río Henares y una buena parte de los del Jarama que se clasificaban como zonas con acuíferos aislados o prácticamente sin acuíferos, excepto aluviales. Posteriormente en el Catálogo de Unidades Hidrogeológicas de la España Peninsular y Baleares, el S.A. fue dividido en



las subcuencas de los cinco grandes afluentes del Tajo por su margen derecha que de oriente a occidente son: Henares (en realidad subsidiario del siguiente), Jarama, Manzanares (subsidiario del anterior), Guadarrama y Alberche. El estudio de la hidrogeología de cada una de estas cuencas fue el objeto específico de cinco tesis doctorales dirigidas por el Profesor Ramón Llamas desde la Facultad de Ciencias Geológicas de Madrid (Yélamos *et al*, 2007) de las cuales destacan las realizadas por López Vera (1975) y Martínez Alfaro (1977) debido a que el primero desarrolla su investigación en la cuenca del río Jarama y el segundo en la del río Manzanares.

A partir de estos trabajos se han desarrollado una gran variedad de trabajos de investigación desarrollados bajo la figura de tesis doctorales y proyectos de licenciatura de universidades madrileñas, así como de la subdirección general del Servicio Geológico de la Dirección General de Carreteras y Obras Hidráulicas, la Confederación Hidrográfica del Tajo, ENRESA y el IGME (Heredia *et al*, 2001).

Contando con una base teórica en desarrollo, se han analizado cuatro proyectos de modelización en la zona los cuales fueron desarrollados a partir de lo expuesto hasta este momento. Estos proyectos se exponen brevemente a continuación:

El primero de ellos fue realizado por Ramón Llamas de la Universidad Complutense de Madrid y Cruces de Abia de la Universidad Politécnica de Madrid. Los dos profesores desarrollaron un modelo conceptual y digital en el Terciario de la Cuenca del Tajo en el año 1976 (Llamas *et al*, 1976). El proceso de modelización parte de la base teórica recogida en este proyecto asumiendo un prototipo representado por tres acuíferos superimpuestos con transmisividades y coeficientes de almacenamiento constante durante el tiempo, por lo menos en la primera etapa. Se realizaron tres premodelos, dos en dos dimensiones y otro en tres dimensiones previa ejecución de los dos anteriores.

Se utilizó una rejilla cuadrangular y uniforme de 2 km x 2 km definida por 25 filas y 15 columnas. Los parámetros hidráulicos obtenidos se presentan en la tabla 1. El valor de recarga debido a la lluvia utilizado fue de 50 mm/año. El objetivo principal era la realización de un modelo de flujo.

Seguidamente el IGME bajo la dirección de Agustín Navarro, Antonio Fernández y Juan Domínguez (1993) realizaron un modelo de flujo para todo el S.A. 14. Basados en la teoría expuesta en este documento, adoptaron un prototipo de acuífero de tres capas que coincide con el modelo antecesor. La recarga se ha estimado considerando el agua de lluvia y el agua que circula hasta los ríos. Los resultados obtenidos indican largos tiempos de residencia de las aguas subterráneas en el acuífero en

dos: Unidad 03.04 Guadalajara, para el sector oriental y Unidad 03.05 Madrid – Talavera Para el sector occidental. El límite entre ambas venía definido por un meridiano más o menos coincidente con el cauce del río Jarama. Actualmente el ATDM está dividido en masas de aguas subterráneas de acuerdo a la Directiva Marco del Agua. La masa Manzanares Jarama se incluye dentro de la Unidad Madrid – Talavera (Yélamos *et al*, 2007).

especial aquellas que se ubican por debajo de los 500 metros profundidad.

Una vez incorporado un modelo conceptual a partir de los estudios anteriormente descritos, se realizó una síntesis hidrogeológica y una modelización regional de la Cuenca media del Tajo asistida por un SIG. El trabajo que fue desarrollado por Heredia *et al*. (2001), se basó en un desarrollo metodológico para analizar el comportamiento del ATDM (Heredia *et al*, 2001).

El proyecto se desarrolló en base a la teoría expuesta en este documento junto con información específica de la empresa privada. El prototipo de modelo base se fundamentó en un acuífero de cinco capas compuestas de 104.755 celdas, alcanzando una profundidad de 5500 metros en los cuales se definían tridimensionalmente siete zonas de permeabilidades correspondiéndose con los distintos grupos litológicos. La recarga se determinó fundamentalmente por la precipitación la cual variaba entre 30 mm/año y 42,5 mm/año representando el 10% aproximadamente de la precipitación total en la zona. Los parámetros hidráulicos obtenidos de la calibración se recogen en la tabla 1.

Finalmente se realizó un modelo hidrogeológico del ATDM por Martínez Santos *et al*. (2010). A igual que todos los modelos expuestos anteriormente, este modelo se basó en la teoría expuesta en este documento, adoptando como prototipo de acuífero de tres capas, discretizado en 109 columnas y 99 filas y celdas de 1 km x 1 km alcanzando una profundidad de 2000 metro (Martínez - Santos *et al*, 2010).

El valor de la recarga se estimó a partir de balances hídricos realizados previamente, adoptando como valor de trabajo el rango de 40 – 50 mm/año. Los parámetros hidráulicos iniciales fueron estimados mediante procedimiento geoestadísticos (Martínez Alfaro y Camacho, 1979; Martínez Alfaro, 1979). Estos parámetros fueron incorporados en el modelo mediante una discretización del área de estudio en tres zonas: una con baja conductividad (0.01 m/d), otra con alta conductividad (0.25 m/d) y finalmente una con conductividad intermedia (0.1 m/d). A través del proceso de calibración se obtuvieron los parámetros hidráulicos que se recogen en la tabla 1.

Como se puede apreciar son diversos los modelos conocidos en la bibliografía que se han desarrollado en la zona en base a los estudios previos de investigación realizados durante la década de los setenta y ochenta, y que en la actualidad favorecen el refinamiento de estos modelos tanto a escala local como regional con la incorporación de las nuevas tecnologías. En la tabla 1 se recogen los parámetros hidrogeológicos obtenidos bien por calibración de modelos, por ensayos de bombeo o de laboratorio y que se recogen en los documentos anteriormente citados. Esta tabla fue elaborada en base a lo expuesto por Fornés Azcoiti y Villarroya Gil (1990).



Tabla 1. Estudios previos sobre los parámetros hidrogeológicos del ATDM

Autores	Año	T (m ² /día)	Parámetros hidrogeológicos K (m/día)		S
			Horizontal	Vertical	
Llamas y López Vera*	1975				0.00001-0.001
Llamas y Cruces de Abia ^o	1976	50-100			0.0001-0.1
López Vera*	1977		0.053-1.28	0.001	
Martínez Alfaro*	1977		0.04-4.63	0.0005-0.0028	
Rebollo*	1977		2.5	0.15	
Villarroya*	1977				0.00003-0.00017
López Palancar y Alfaro ^o	1980		0.1-16	0.00001-0.9	0.001-0.01
Miguel Marín*	1982		0.02-0.3		
Heredia et al ^o	2001		0.08-0.8	0.0008-0.008	
Martínez et al ^o	2010		0.10-0.27-0.09	0.001-0.0027-0.0009	0.07-0.1

Los valores fueron determinados: (*) mediante ensayos de bombeo, (*) mediante ensayos de laboratorio ó (°) mediante calibración de modelos. T: Transmisividad, K: conductividad hidráulica S: coeficiente de almacenamiento.

3. OBJETIVOS

Los objetivos de este proyecto se han basado en la evaluación metodológica del proceso de modelización con la integración de un software capaz de organizar y almacenar información espacial (i.e SIG) junto a otro destinado a la modelización hidrogeológica (i.e PMWIN). Bajo esta premisa, los objetivos se concretan en los siguientes puntos:

- Almacenar y organizar la información geológica, hidrogeológica, climática y geográfica mediante un SIG con el fin de acondicionar las variables necesarias para la modelización y garantizar las propiedades espaciales y las características particulares de la zona de estudio durante todo el proceso de modelización.
- Integrar los resultados obtenidos en el proceso de almacenamiento y organización de la información descrita en el objetivo anterior en un software de modelización hidrogeológica mediante el tratamiento de información tipo RASTER y los ficheros asociados y compilados en una base de datos.
- Desarrollar un modelo de flujo en estado estacionario con el doble objetivo de evaluar la metodología empleada y acondicionar la base de un modelo de flujo en estado transitorio identificando tendencias, comportamientos y condicionantes que se controlaran en base a la integración de los dos software propuestos.

4. METODOLOGÍA

4.1. ZONA DE ESTUDIO

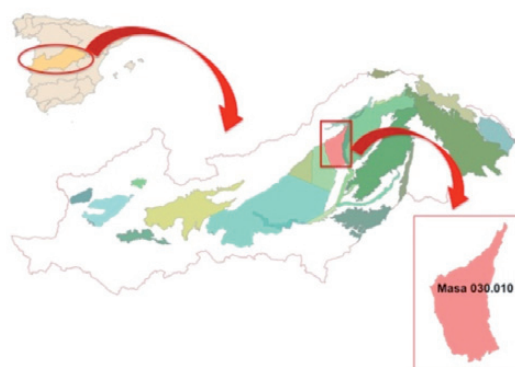
4.1.1. SITUACIÓN GEOGRÁFICA

El área objeto de estudio se sitúa en la provincia de Madrid, entre los ríos Manzanares, al oeste y el aluvial del Jarama, al este (figura 1). La masa de agua Madrid: Manzanares – Jarama (Código

030.010)² pertenece a la cuenca Hidrográfica del Tajo, ubicándose al norte de la misma próxima al bloque central de la Sierra de Guadarrama entre el batolito granítico del Pico de la Miel y las cumbres de Peñalara y Maliciosa.

La zona tiene una superficie de 538,6 km² y se extiende desde las primeras estribaciones de la Sierra de Guadarrama hasta el nor – noreste de Madrid Capital. El límite oeste coincide con el discurrir del río Manzanares, mientras que el límite sur y este es meramente geológico, ya que el primero está definido por los materiales evaporíticos de la cuenca de Madrid y el segundo coincide con el contacto con el Aluvial del Jarama: Guadalajara – Madrid (Código 030-024).

Figura. 1. Localización de la zona de estudio



El área presenta un rango altitudinal entre los 577 y los 824 m s.n.m. Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 14° y los 16 °C mientras que la precipitación alcanza valores medios anuales de 600 mm en las zonas de más altitud y próximas a la Sierra, y 400 mm en el sector restante (AEMET, 2005).

² Código asignado a las masas de agua subterránea para la Demarcación Hidrográfica del Tajo.



4.1.2. GEOLOGÍA

La zona de estudio se ubica en la Cuenca de Madrid la cual junto a la cuenca de Loranca, definen el dominio de la cuenca o depresión del Tajo (Alonso – Zarza *et al.*, 2004; Yélamos & Fermín Villarroya, 2007)

La Cuenca de Madrid es una cuenca intracratónica de forma triangular bordeada por la Cordillera Ibérica al noreste, la Sierra de Gredos y Guadarrama al noroeste, la somera Sierra de Altomira al este, y los Montes de Toledo al sur (figura 2). Dicha cuenca constituye, junto con la del Duero y Ebro, unas de las tres grandes cuencas terciarias continentales interiores de la Península Ibérica. En ella se encuentran depósitos del Paleógeno (Oligoceno) y del Neógeno (Mioceno y Plioceno) con un notable desarrollo de complejos lacustres (Calvo *et al.*, 1989), presentando en su base un conjunto de materiales de edad Cretácico Superior formado por arenas y calizas (Yélamos y Fermín Villarroya, 2007).

Respecto a los depósitos cuaternarios, destacan por un lado aquellos que están ligados a la dinámica aluvial asociados a los arroyos y principales cauces fluviales constituidos por materiales arenosos o limosos, con mayor presencia de gravas en las terrazas de los ríos Jarama y Manzanares (Rodríguez Ortiz, 2000), y aquellos ligados a terrazas antiguas, conos de deyección, derrubios de ladera, etc., que constituyen el Cuaternario indeferenciado.

En resumen el área de estudio está caracterizada por materiales detríticos terciarios y cobertura cuaternaria de la fosa del Tajo. El área madre de los sedimentos de la zona es la propia Sierra de Guadarrama, formada por materiales preordovícicos (gneises y granitos) los cuáles tienen contacto con los materiales miocénicos mediante un sistema de fracturas inversas en superficie, cuya dirección principal es sur-norte (Nogueras Martínez, 2007). En el anexo – Mapa geológico se puede consultar las principales litologías presentes en la zona de estudio.

4.1.3. HIDROGEOLOGÍA

4.1.3.1. Generalidades

Al interior de la Cuenca de Madrid se ubica el ATDM con una extensión de 6000 km² formado mayoritariamente por depósitos del Mioceno (Fornés Azcoiti y Villarroya Gil, 1990). La potencia de estos sedimentos queda definida por el contacto entre el Oligoceno – Mioceno en las partes centrales de la cuenca el cuál se determinó mediante el sondeo de hidrocarburos del Pradillo I (Torres *et al.*, 1995).

El transporte de sedimentos desde la Sierra hacia la cuenca se ajusta al modelo general de distribución de facies de relleno de varios sistemas de abanicos aluviales asociados a los bordes de cuenca, superpuestos y de carácter fundamentalmente endorreico. Las facies se solapan e interdigitan entre sí y presentan una litología diferenciada en función de la distancia variando desde materiales detríticos de distinta granulometría y heterogeneidad hasta facies evaporíticas en la zona distal de sedimentación. De esta forma los materiales detríticos tienen su máximo desarrollo en el sector que mira al Sistema Central, coincidiendo con el borde de cuenca de mayor elevación tanto actual

como en el pasado, y son los materiales que constituyen, de forma general, el denominado ATDM (Martínez - Santos *et al.*, 2010). En la figura 3 se observan las principales litologías dominantes en la cuenca de Madrid las cuales se corresponden con el ambiente deposicional descrito.

La variación horizontal de facies que caracteriza a un abanico aluvial permite dividirlo en tres sectores: cabecera, cuerpo (dividido en interno y externo) y pie (también dividido en interno y externo; Vivanco y Ávila, 1995). Al respecto de esta clasificación, Torres *et al.* (1995) estudiaron la evolución de los sistemas de abanicos aluviales del Mioceno de la cuenca de Madrid a partir de la información disponible de sondeos realizados en la zona procedentes de proyectos de investigación de minerales radiactivos, y de búsqueda de aguas subterráneas. De este estudio se determinaron unos mapas de isocontenidos basados en la relación “arena/arcilla” definidos entre los 200 y 800 m s.n.m (Torres *et al.*, 1995).

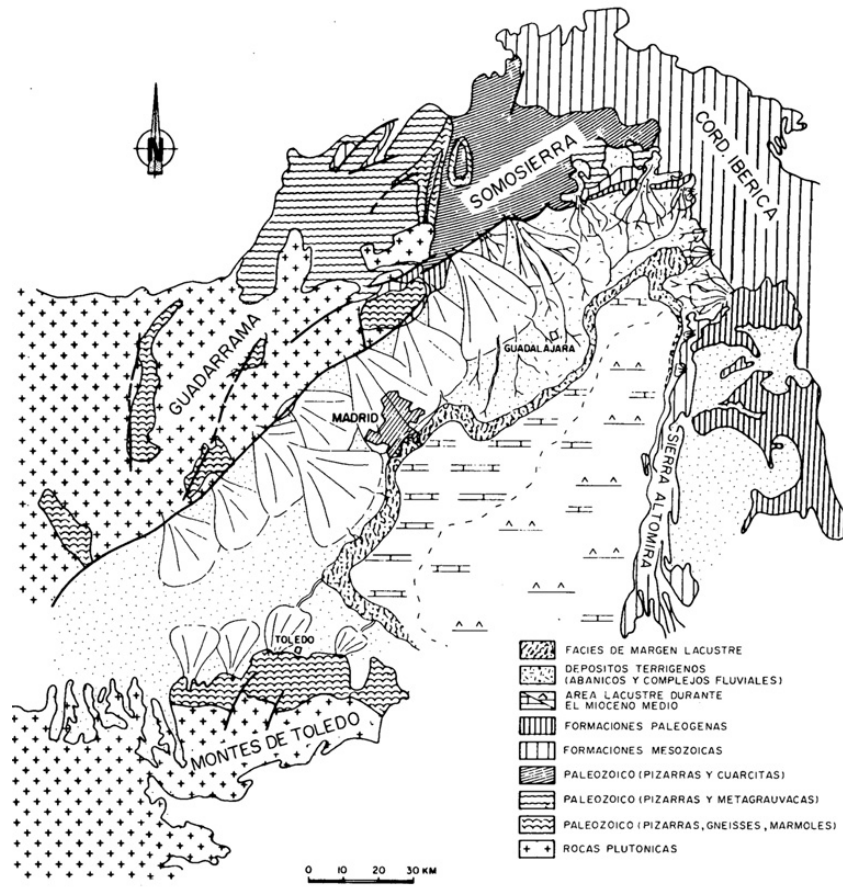
Dicho mecanismo deposicional hace que estas facies detríticas estén constituidas por un conjunto de lentejones irregulares de gravas y arenas arcillosas de escasa permeabilidad envueltos en una serie de materiales acillo-arenosos de permeabilidad mucho menor. Esto se traduce en un comportamiento muy irregular y cambiante del acuífero según la porción que se considere del mismo (Navarro Alvargonzález *et al.*, 1993; Martínez – Santos *et al.*, 2010; López Vera *et al.*, 1981; Yélamos *et al.*, 2007; Llamas y Cruces de Abia, 1976). Dicho lentejones están desarrollados en dirección noroeste – sureste con varios metros de espesor, decenas de metros de ancho y cientos de metros de largo, algunos conectados o separados por esos materiales finos. Por otro lado el contenido de arena tiende a disminuir gradualmente con la profundidad (Martínez - Santos *et al.*, 2010).

Debido a esto, el nivel piezométrico que se pueda medir en los pozos no presenta una correspondencia entre los registros. Este varía no solo con la profundidad de los mismos pozos y con su posición respecto a la zona de recarga y descarga sino también con el número de tramos arenosos atravesados, influenciado a su vez por la técnica de construcción y el tipo de acabado del pozo. De esta forma se puede afirmar que el análisis de los niveles de agua en los pozos y sondeos presenta dificultades debido a las características del acuífero relacionados con la imposibilidad de asignar un único valor a un punto superficial determinado así como al posicionamiento de las zonas filtrantes, llegando a tener un “nivel intermedio” de los distintos tramos de acuíferos atravesados, por lo que al final, un mapa piezométrico en la zona carecerá de un sentido hidrogeológico riguroso (Navarro Alvargonzález *et al.*, 1993).

Por lo tanto la figura 4 que muestra un mapa piezométrico del ATDM, debe interpretarse atendiendo a las consideraciones expuestas y prestando mejor atención a la definición de las direcciones de flujo en el mismo. En este mapa piezométrico se presentan las isopiezas correspondientes a marzo de 1981 las cuales se pueden considerar como las características del comportamiento hidrogeológico general del acuífero ya que las mediciones efectuadas en campo y las respuestas de los modelos matemáticos de simulación admiten que el sistema presenta una “inercia” a variar sus niveles de agua y solo acciones prolongadas y concentradas (bombeos intensos) tienen efectos apreciables (Navarro Alvargonzález *et al.*, 1993).

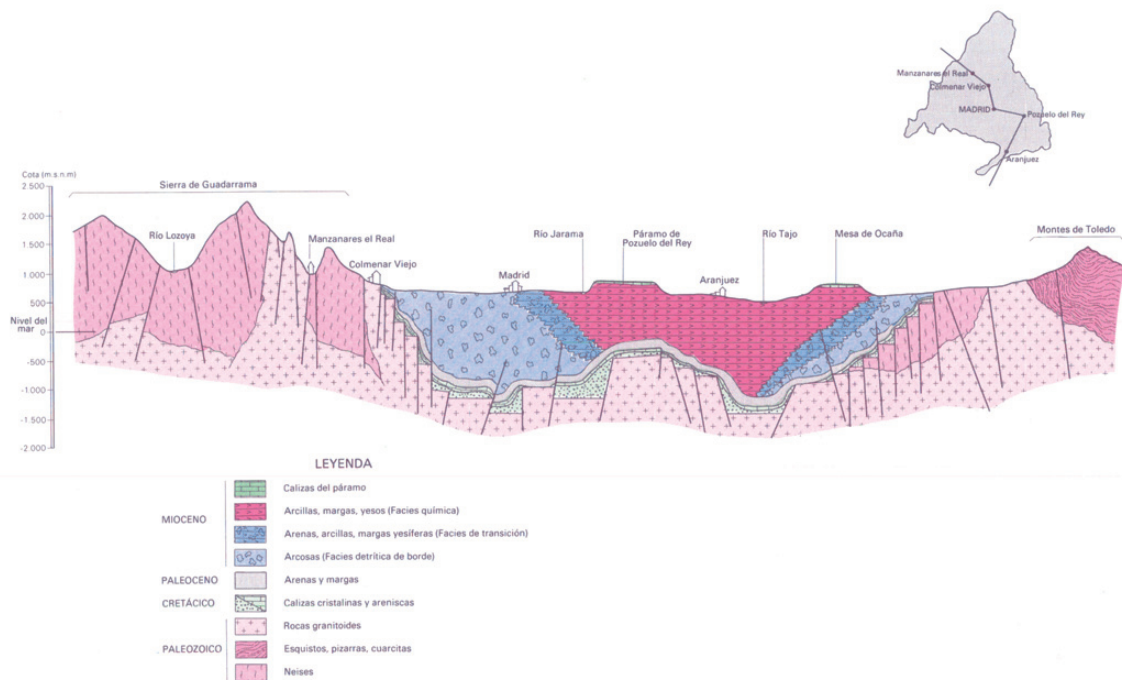


Figura 2. Distribución de sistemas deposicionales en la Cuenca de Madrid durante el Aragoniense (Unidad Intermedia)



Fuente: Calvo et al, 1989

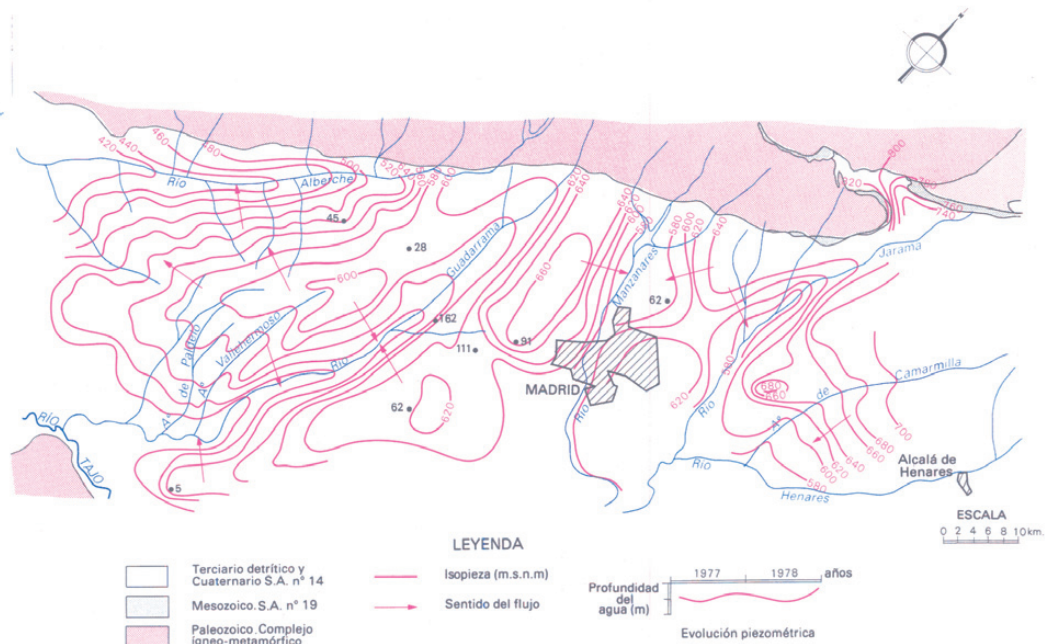
Figura 3. Corte ideal simplificado de la Cuenca del Tajo.



Fuente: Navarro Alvargonzález et al (1993)



Figura 4. Mapa piezométrico del ADTM



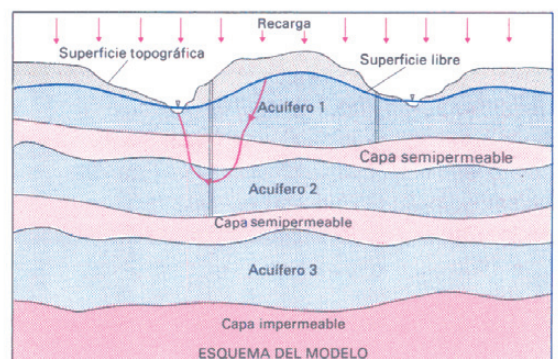
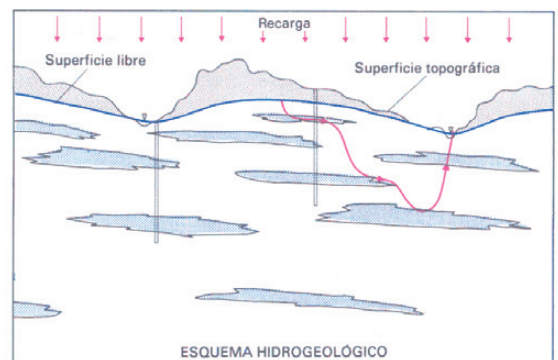
Fuente: Navarro Alvargonzález et al (1993). La abreviatura S.A se define como "Sistema Acuífero" debido a que el Instituto Geológico y Minero de España, de donde procede esta figura, llama a las respectivas masas de aguas subterráneas como "Sistemas Acuíferos". En el caso de este proyecto, el ATDM coincide con el Sistema Acuífero nº. 14 (S.A. nº 14).

Del análisis de la figura 4 se deduce que las aguas subterráneas en su lenta circulación, se dirigen hacia los ríos Alberche, Guadarrama, Jarama, Manzanares, Henares (tributarios del río Tajo) procedentes de las zonas de recarga las cuales coinciden con los interfluvios de estos ríos (Llamas y López Vera, 1975; López Vera 1977). La recarga lateral por los límites impermeables del acuífero (complejo ígneo – metamórfico de la Sierra de Guadarrama y materiales evaporíticos) se supone despreciable. El sistema de flujo está controlado generalmente por la anisotropía y heterogeneidad de los materiales (López Vera et al, 1981) siendo el nivel piezométrico más profundo en las zonas de recarga y más superficial en las zonas próximas a los ríos.

Esto se evidencia ya que a escala local la conductividad hidráulica del acuífero cambia aleatoriamente, pero a escala regional estudios estadísticos sobre este parámetro han demostrado un patrón en estos cambios de acuerdo a la geología (Llamas et al, 1982). Por lo tanto, la anisotropía del acuífero se define como K_h/K_v de 100 (Martínez - Santos et al., 2010; López Vera et al., 1981; Llamas et al., 1982; Llamas y Cruces de Abía, 1976; Navarro Alvargonzález et al., 1993).

Considerando todo lo anterior, el modelo conceptual del acuífero admite la tesis de Hubbert (Hubbert, 1940) el cual considera la heterogeneidad del medio (figura 5). Si los lentes fueran frecuentes y distribuidos con una cierta uniformidad estadística, el sistema sería prácticamente equivalente a un acuífero homogéneo anisótropo con una permeabilidad vertical más pequeña que la horizontal (Llamas y Cruces de Abía, 1976).

Figura 5. Esquema conceptual del funcionamiento del ATDM. Arriba se describe el esquema propuesto por Hubbert. Abajo se muestra el esquema simplificado del ATDM adoptado



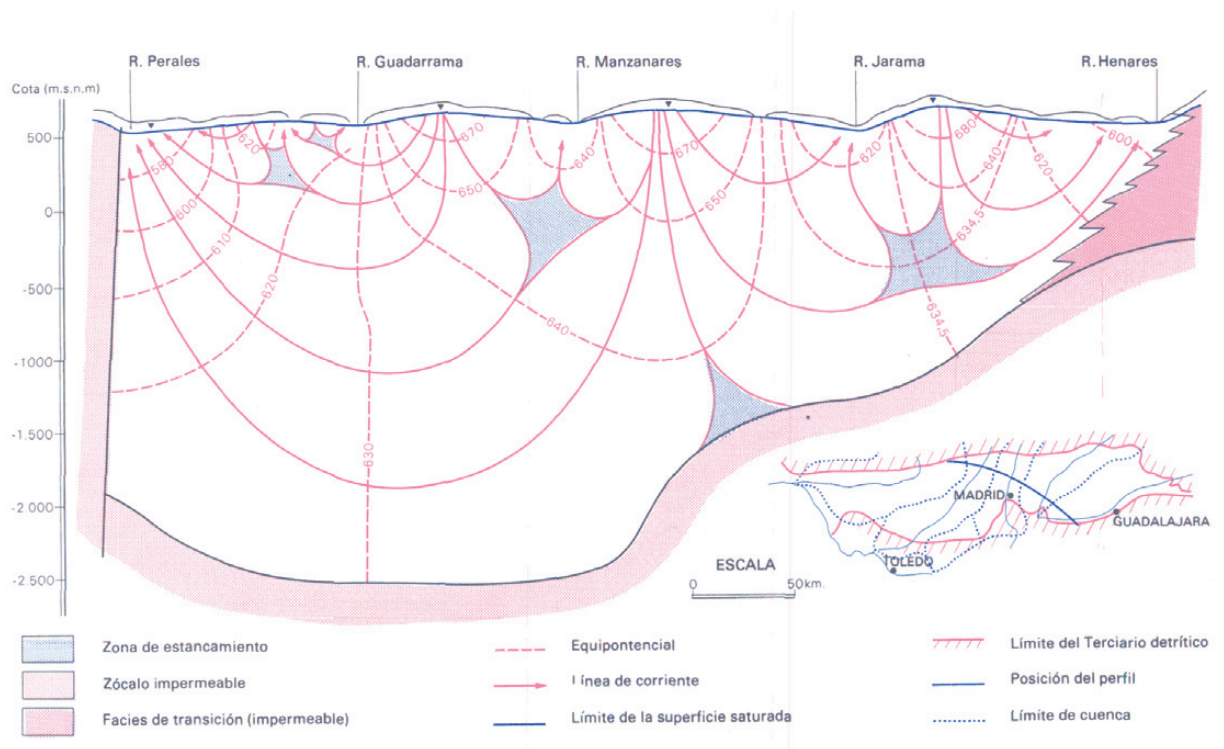
Asimismo también se admite el esquema propuesto por Toth (1962) que supone la existencia de flujos locales intracuenca, intermedios entre cuencas vecinas y regionales de mayor envergadura (Yélamos *et al*, 2007). Estudios con isótopos en aguas subterráneas comprueban la existencia de estos flujos y proporcionan, tiempos de residencia de 5000 años para los flujos locales y de cientos de miles de años para los flujos regionales (Llamas *et al*, 1982; López Vera *et al*, 1981; Navarro Alvargonzález *et al*, 1983).

Más simplemente, el sistema puede ser considerado como un acuífero multicapa (Llamas y Cruces de Abía, 1976) compuesto de una serie de acuíferos y acuitardos.

En resumen se puede afirmar que:

- La recarga se origina principalmente de la infiltración de la precipitación en las zonas de interfluvio mientras que la descarga se realiza en las partes bajas de los valles (ríos).
- Los niveles piezométricos son más profundos en las zonas de recarga mientras que en las zonas de descarga ocurre lo contrario.
- En el ATDM coexisten según lo comprobado en estudios de datación isotópica (Llamas *et al*, 1982; López Vera *et al*, 1981; Navarro Alvargonzález A. *et al*, 1993) un flujo local, un flujo intermedio y un flujo regional los cuales se aprecian en la figura 6.

Figura 6. Red de flujo del ATDM



Fuente: Navarro Alvargonzález A. *et al*, 1983.



4.2. MODELO CONCEPTUAL

Un modelo conceptual es una representación gráfica del sistema de flujo del agua subterránea que se realiza incorporando toda la información geológica e hidrogeológica disponible en un simple esquema del modelo a realizar (Anderson y Woessner, 1992). La primera fase consiste en elaborar un modelo conceptual definiendo la litología dominante, espesores, continuidades y estructuras de los acuíferos y de las unidades confinantes (Scott, 2005) de manera que se pueda identificar los límites, las características y el comportamiento del acuífero a estudiar. Con esta previsualización se logra identificar el sistema de flujo característico, el cual es esencial para entender el movimiento del agua a través del sistema hidrogeológico. En el caso de la masa Manzanares – Jarama el modelo conceptual adoptado es el desarrollado para el ATDM el cual se expuso en el apartado anterior y el cual se esquematiza en la figura 6.

Analizando el sistema de flujo del ATDM se debe de considerar que: La determinación de los límites de la masa Manzanares – Jarama se realizó mediante una clasificación geológica y administrativa dejando por un lado la masa Manzanares – Jarama y por otro el aluvial del Jarama como dos masas “independientes” aunque dichas masas presentan una continuidad hidrogeológica según el modelo expuesto en la figura 6. Por lo tanto, en el proceso de modelización realizado en este trabajo se considera el margen derecho del aluvial del Jarama como parte integrante del sistema, teniendo como límite oriental del mismo al río Jarama.

Asimismo, el modelo adoptado define como zonas de recarga-descarga al sistema: el flujo profundo del borde tanto oriental como occidental de la zona de estudio y la infiltración en las zonas de interfluvios originada por la precipitación. En el caso

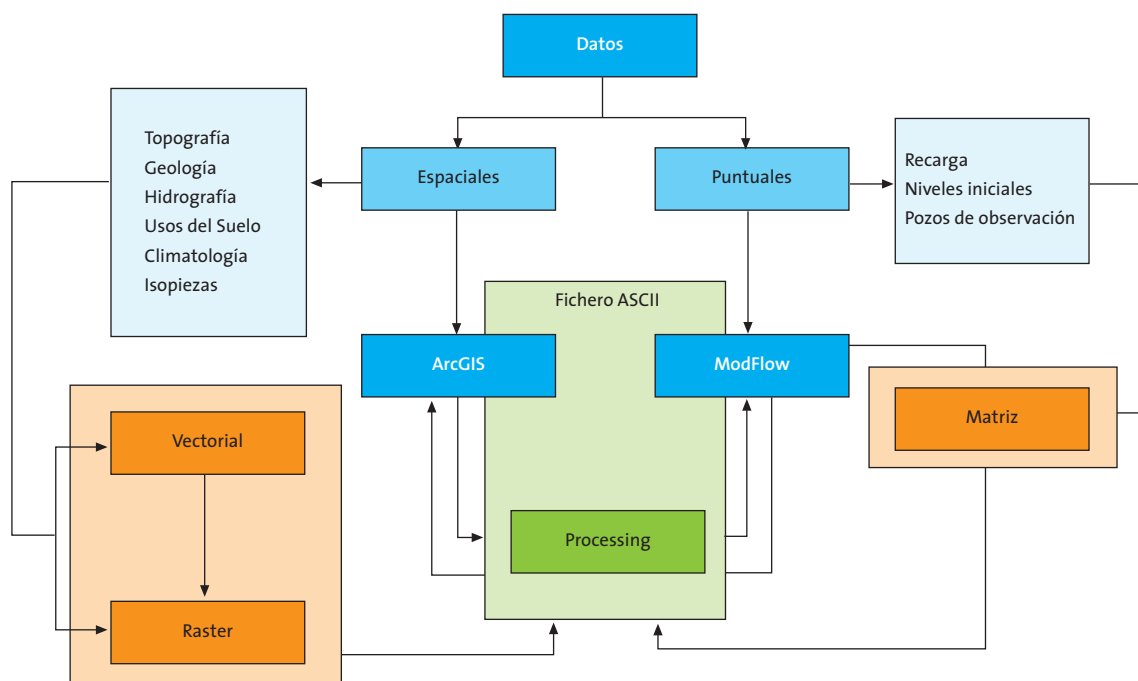
del primero es de difícil cuantificación debido a la ausencia de información al respecto, por lo que considerando lo expuesto en el apartado anterior en relación a lo propuesto por Toth sobre la existencia de flujos locales intracuenca, intermedios entre cuencas vecinas y regionales de mayor envergadura, se deberá de considerar unos límites más alejados de la zona de estudio debido a que la misma representa tan solo una parte de dos cuencas: la del río Manzanares y el río Jarama; de manera que se pueda visualizar de alguna u otra forma el origen o incidencia de algún flujo regional.

4.3. ENTORNO ARCGIS – PMWIN

En este proyecto se ha empleado ArcGIS en su versión 9.3 y 10.0 para el tratamiento de la información espacial y el programa PMWIN 8 para realizar la modelización hidrogeológica de la zona. El acoplamiento de las dos herramientas es lo que concierne a uno de los objetivos de este proyecto para el cual se ha propuesto la metodología descrita en la figura 7. El tratamiento de la información se debe realizar posteriormente a la conceptualización del modelo hidrogeológico de la zona de estudio, la cual es una componente de la metodología de modelización hidrogeológica junto con la calibración y la predicción.

ModFlow es un modulo tridimensional de diferencias finitas desarrollado y publicado por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (*United States Geological Services, USGS*). El modulo cuenta con una serie de códigos usualmente llamados “paquetes”, “módulos” o algunas veces simples programas. Los paquetes se integran en ModFlow con técnicas particulares y exclusivas para resolver el sistema de ecuaciones o un componente específico del sistema hidrológico simulado, mientras que los

Figura 7. Metodología empleada para el tratamiento de la información a partir de la conexión entre el SIG y el ModFlow mediante un fichero tipo ASCII



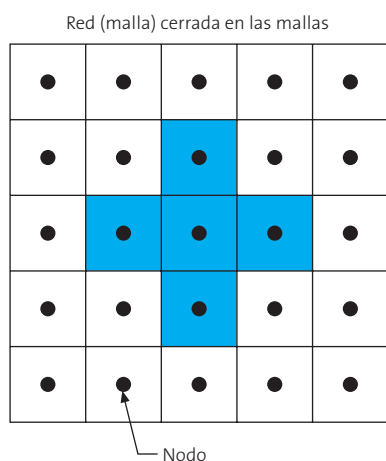


módulos o programas no se integran en ModFlow pero se comunican con él mediante archivos de datos (Chiang, 2005). En este proyecto se ha utilizado el módulo PMPATH para la visualización de la trayectoria del agua infiltrada de acuerdo al modelo obtenido previamente.

Processing ModFlow fue desarrollado y publicado un año después del lanzamiento de ModFlow, el cual se convirtió en la interfaz gráfica del ModFlow durante los procesos de modelización (Aber *et al*, 2007) llevando en años posteriores a fusionarse en un mismo nombre: PMWIN, soportando los paquetes, módulos y programas contenidos en ModFlow bajo un entorno gráfico de fácil manejo y comprensión (Chiang, 2005).

Dicho entorno consiste en una red en la cual a cada celda se le asigna un valor. La técnica de solución de diferencias finitas contempla, en el caso del ModFlow, que dichos valores se configuran en una red centrada en las mallas donde los nodos se ubican de forma esquemática en el centro de cada celda (figura 8).

Figura 8. Esquema simplificado de la red desarrollada en PMWIN ModFlow



Por otro lado, ArcGIS es el nombre de un conjunto de programas de software en el campo de los SIG, los cuales se agrupan en varias aplicaciones para la captura, edición, análisis, tratamiento, diseño, publicación e impresión de información geográfica. ArcGIS Desktop, la familia de aplicaciones SIG de escritorio, es una de las herramientas más utilizadas y en las cuales se incluyen ArcMap, ArcCatalog, ArcToolbox, ArcScene, ArcReader y ArcGlobe (Kennedy, 2009). Para este proyecto se han utilizado las cuatro primeras para la edición y visualización de las capas y la información en general, la gestión de archivos y bases de datos, la utilización de herramientas de geoprocésamiento y la visualización y acondicionamiento de los resultados.

La información en los SIG puede ser de tipo raster o vectorial (Kennedy, 2009). En el caso del primer tipo, los datos se organizan en forma de píxeles configurando una red de celdas en las cuales la información se localiza en cada una de estas celdas. En el tipo vectorial la información se acondiciona según las relaciones topológicas las cuales definen una base de datos estructurada de forma más compacta aunque más compleja, ocupan

do menos memoria (Kennedy, 2009). Las relaciones topológicas pueden ser de tipo puntual, lineal y poligonal que pueden ser editables como coberturas tipo CAD. Esta información tanto raster como vectorial, se suelen agrupar en un término de trabajo conocido como capa o "layer" en inglés.

La metodología propuesta (figura 7) se basa en el manejo de la información espacial en ArcGIS bien sea en formato vectorial para su manipulación y posterior conversión a formato tipo raster, o bien en formato raster para su reclasificación o procesamiento. En todos los procedimientos con raster se debe de tener en cuenta el tamaño de celda definido en PMWIN y sus características espaciales (georreferenciación) las cuales deben coincidir en ambos entornos. En el proceso de conversión "vectorial a raster" se debe indicar que la información de la capa vectorial se debe asignar en el centro de cada pixel de la capa raster a originar para que la información resultante no presente conflictos con la tipología de malla de ModFlow (figura 8). Este procedimiento se hace con las herramientas de geoprocésamiento de ArcGIS.

Una vez generado los raster de trabajo, se genera mediante una herramienta de geoprocésamiento un fichero tipo ASCII que contiene la información original del raster. Este archivo es una matriz de datos cuya posición de cada dato coincide con la posición original del mismo en el raster. Este fichero será la conexión entre ArcGIS y ModFlow ya que este último al configurarse en una red similar al tipo raster, genera un fichero del mismo tipo.

Por otro lado, la posición espacial empleada en ArcGIS debe definirse con valores enteros sin decimales ya que las mismas serán utilizadas para georreferenciar la red de ModFlow, garantizando de esta forma el entorno espacial entre los dos programas. Esto se debe a la configuración del entorno gráfico de ModFlow (*Processing*) el cual acepta valores enteros para el tamaño de sus celdas, por lo que un valor con decimales no tendría sentido.

En el caso de datos puntuales, como la recarga y el registro de los sondeos empleados para la calibración, su tratamiento se realiza directamente en PMWIN por las herramientas especializadas con las que cuenta el programa para estas variables, aunque esto es válido para este proyecto, ya que los dos conjuntos de datos también se pueden integrar al PMWIN como dos ficheros: en el caso de la recarga, en un fichero tipo ASCII y en el caso del registro de sondeos en un fichero de formato tipo *.obs_borehole*.

4.4. TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN ESPACIAL EN ARCGIS

Las capas necesarias para el proceso de modelización, incorporadas como tal a PMWIN después de la generación de los ficheros correspondientes, deben tratarse con el siguiente procedimiento:

1. *Digitalización de la información y georreferenciación de nuevas capas:* esto se lleva a cabo con aquella información que se encuentra en soporte papel y para lo cual, es necesaria



Tabla 2. Información espacial utilizada para el proceso de modelización. t.c: tamaño de celda

Infor.	Fuente	Formato	Proceso				Observaciones
			1	2	3	4	
MDT	Instituto Geográfico Nacional	Raster		x	x	x	t.c. 200 x 200 m
Masas de Agua Subterránea	Confederación Hidrográfica del Tajo – Ministerio de Medio Ambiente	Vectorial		x	x		Tipología poligonal
Hidrografía	Instituto Geográfico Nacional	Vectorial		x	x	x	Tipología lineal
Geología	Instituto Geológico y Minero de España	Vectorial		x			Tipología múltiple
Isobatas	Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Madrid – Canal de Isabel II	Papel	x	x	x		Escaneados y georeferenciados
Isocontenidos (arena/arcilla)	Torres et al, 1995	Papel	x	x	x		Escaneados y georeferenciados
Núcleos Urbanos	Instituto Geográfico Nacional	Vectorial		x	x		Tipología poligonal

su digitalización en ArcGIS para su incorporación al entorno de trabajo.

2. *Adecuación de la información a la zona de estudio:* implica la utilización de herramientas de geoprocésamiento para la selección definitiva de la información genérica en base al área objeto de la modelización la cual fue definida previamente como una capa “base de trabajo”.
3. *Conversión de formato tipo vectorial a raster:* se realiza para aquella información que una vez organizada, georeferenciada y tratada necesita ser transformada a tipo raster según lo expuesto en párrafos anteriores. En este proceso se debe controlar por un lado el tamaño de celda a asignar, el cual debe coincidir en todo momento con el tamaño de celda definido en PMWIN, así como las coordenadas del raster resultante que deben coincidir con las definidas para el modelo en programa de modelización.
4. *Reclasificación de información tipo raster:* se realiza para todas aquellas capas tipo raster cuyo tamaño de celda debe ser reclasificado para que coincida con el tamaño de celda definido en PMWIN. Asimismo se aplicaran herramientas de geoprocésamiento específicas para solventar posibles errores incompatibles con PMWIN y que se han originado por procedimientos propios del proceso de rasterización.

Después de cada uno de estos procesos, según sea el caso, se genera el fichero tipo ASCII tal y como se comentó en párrafos anteriores.

La información espacial utilizada se presenta en la tabla 2 especificando la fuente y los procedimientos a los que fue sometido para su correcta incorporación a PMWIN.

En el caso del Modelo Digital del Terreno (MDT) y la hidrografía se debe considerar que en el primero, los procesos de rasterización obligan a que la celda o pixel en su defecto, asuma un valor genérico el cual corresponde al de mayor ponderación en el área de la respectiva celda. Esto obliga a que en muchas ocasiones pequeños valles o cambios fuertes en la topografía no queden registrados alterando claramente la realidad del entorno. Si se solapa la capa hidrología con el MDT, es de esperar que los ríos discurren por los puntos bajos o *talweg* de los respectivos valles, pero debido al problema intrínseco de los MDT,

no siempre ocurre esto por lo que es necesario corregir el MDT mediante herramientas de geoprocésamiento específicas y definir la red hidrográfica a partir de este nuevo MDT generado.

Para la corrección de estos errores presentes en los MDT se ha utilizado la aplicación *ArcHydroTools* de ArcGIS (ESRI, 2005) y a partir de un nuevo MDT se ha definido la red hidrográfica. Este proceso es necesario realizarlo ya que de no ser así, se pueden presentar conflictos de convergencia en el modelo resultante.

4.5. PROCESO DE MODELIZACIÓN EN PMWIN

4.5.1. DISCRETIZACIÓN DEL SISTEMA

La discretización del sistema respecto al método de diferencias finitas se ha realizado empleando celdas cuadradas de 500 x 500 m las cuales se configuran en una malla rectangular de 167 filas y 122 columnas para un total de 20374 celdas por capa, de las cuales 6275 (30%) corresponden al acuífero a modelizar.

El tamaño de la celda se ha determinado a partir de la limitación del propio programa con el fin de asegurar una buena resolución y posibles aplicaciones de discretización detallada al desarrollar a partir de este modelo de flujo constante, un modelo de flujo transitorio.

Los parámetros de georeferenciación se exponen en la tabla 3.

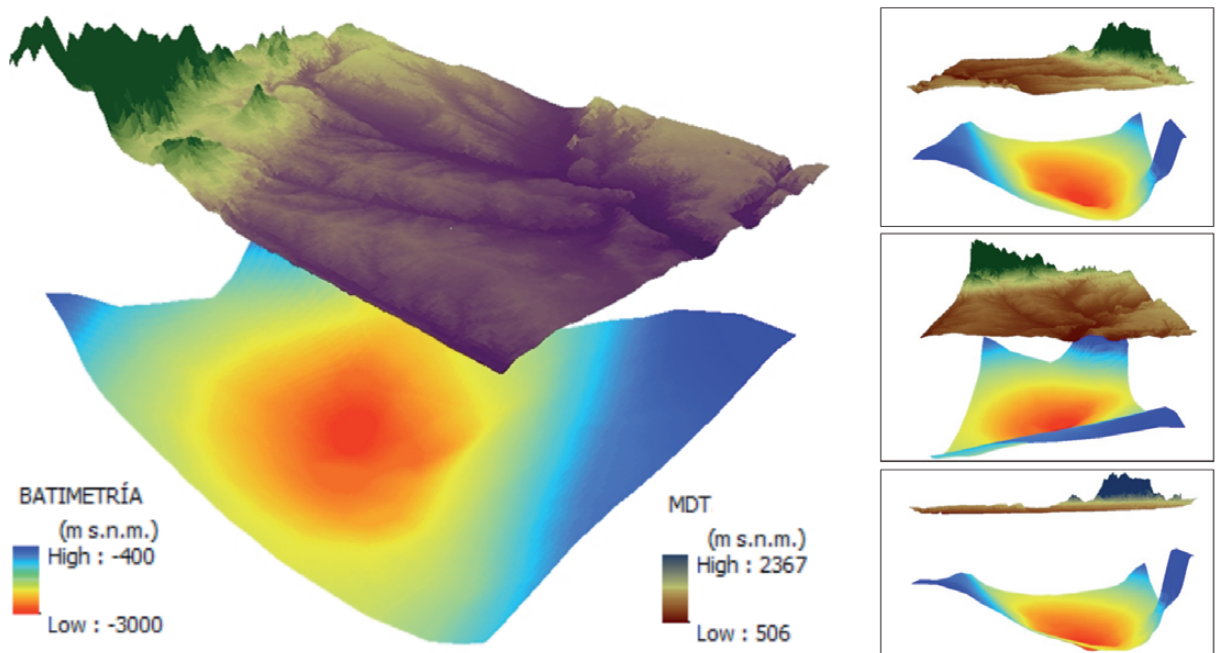
Tabla 3. Parámetros de georeferenciación del modelo

Descripción	Coordenadas UTM	
	Norte (m)	Este (m)
GRID POSITION		
(Origen del modelo/red)	Y ₁ =4533871	X ₁ =418297
A (Ángulo del Malla)	0°C. El Norte de la malla coincide con el Norte geográfico	
VIEWING WINDOW SIZE		
(Ventana de trabajo)*	Y ₁ =4450371 Y ₂ =4533871	X ₁ =418297 X ₂ =479297

* Las coordenadas de la ventana de trabajo son las mismas de todo el modelo del sistema acuífero.



Figura 9. Límite superior e inferior del modelo hidrogeológico



Por otro lado, las capas son empleadas en los modelos para representar las unidades hidroestratigráficas las cuales son unidades geológicas con similares o distintas propiedades. De acuerdo a esto, se ha considerado un total de ocho capas distribuidas de la siguiente manera:

En la primera capa el límite superior está definido por el MDT (previamente modificado) y el límite inferior varía en el área de estudio de acuerdo a la siguiente clasificación: Como se ha descrito en el modelo conceptual, se ha tenido en cuenta el Aluvial del Jarama el cuál presenta características geológicas diferentes a la masa Manzanares – Jarama, por lo que es de esperar que los parámetros hidrogeológicos sean distintos entre estas dos zonas. Son varios los estudios que señalan el gran desarrollo del Aluvial del Jarama (López Vera, 1983) así como de sus propiedades hidrogeológicas (Martínez Pérez *et al*, 1996; Martínez Pérez y Sastre, 1999; López Vera, 1983).

Atendiendo a estos estudios, la primera capa tiene una profundidad que varía entre 5 y 20 m con el fin de considerar el aluvial del Jarama. Esta discretización produce en las siguientes tres capas una variación de los espesores en función de la topografía de los límites de cada una de las capas, según las condiciones que se realicen al respecto.

Para las otras capas, el espesor se determino en función del número de mapas de isocontenidos (relación arena/arcilla; Torres *et al*, 1995) disponibles (figura 11), de la batimetría y de una primera aproximación de definir la presencia del flujo regional en el sistema acuífero. Esta última se realizó mediante el análisis de la conductividad en las diagráfias del Sondeo el Pradillo³

³ Este sondeo es el más representativo de la serie sedimentaria en la zona Norte de la Cuenca de Madrid. Tiene una profundidad de 3554 m y fue realizado por la compañía Shell durante la década de los 70 y 80.

la cual señalaba un cambio evidente de este parámetro a los 600 m de profundidad. De esta forma en la tabla 4 se exponen los espesores de cada una de las capas que constituyen el modelo.

Tabla 4. Espesores de cada una de las capas que componen el modelo realizado

Capa	Espesor (m)
1	5 - 20
2	6 - 90
3	10 - 100
4	50 - 100
5	100
6	200
7	300
8	>1500 (depende de la batimetría)

De esta forma se aprecia que los límites superior e inferior determinados por el MDT y la batimetría de la zona, definen el dominio de la modelización en la vertical. La distribución de las singularidades que presentan estos dos límites se muestran en la figura 9.

4.5.2. CONDICIONES DE FRONTERA

Las condiciones de frontera son restricciones impuestas sobre las mallas del modelo a fin de representar la interface entre el modelo, el acuífero y sus externalidades. Teniendo en cuenta lo anterior, para el modelo desarrollado en este proyecto se tienen dos tipos de condiciones impuestas: una por la hidrogeología de la zona y otra por las condiciones de frontera comúnmente empleados en modelos de acuíferos:



En cuanto a la hidrogeología se refiere, al norte y sur de la zona los límites del modelo están determinados por dos litologías de características y edades diferentes:

- Al norte se encuentran los materiales paleozoicos de la Sierra los cuales presentan una permeabilidad muy baja o nula, resultando el flujo en estas zonas despreciable desde el punto de vista del abastecimiento (Heredia *et al*, 2001). De esta manera se ha considerado el límite norte correspondiente a los materiales de la Sierra como un límite de no-flujo o impermeable.
- Asimismo, en el extremo nororiental sobresale entre la Sierra y el área de interés, la masa de agua Torrelaguna compuesta por formaciones carbonatadas de edad cretácica, confiriéndole un comportamiento hidrogeológico particular que lo diferencia del acuífero Terciario (Navarro Alvargonzález *et al*, 1993) por lo que se ha considerado, para este proyecto, como un borde de no-flujo o impermeable aunque esto es solo cierto a efectos de considerar los límites en PMWIN. Este límite junto con los materiales de la Sierra, constituyen el límite norte de la zona de estudio configurándose como un borde de no-flujo o impermeable.
- Al sur de la masa Manzanares-Jarama se encuentran los materiales evaporíticos señalados en el apartado 3.1.3 (hidrogeología) los cuales puede presentar una permeabilidad por karsificación en la parte más superficial (Yélamos y Villarroya Gil, 2007). Aun así, debido a esta consideración y atendiendo a la litología tanto de la masa Manzanares – Jarama como de los materiales evaporíticos, estos últimos se consideran impermeables ya que al comparar la permeabilidad de estos materiales con los de la masa de estudio, los valores son muy bajos en comparación del detrítico del área de estudio

En cuanto a las condiciones de frontera empleadas, se han identificado también dos tipos de condiciones:

- La primera condición de frontera está referida a los ríos Manzanares y Jarama en los cuales se ha asumido como tramos de nivel constante y por ende conocido, ya que el mismo se puede definir a partir del valor del MDT en cada celda por donde discurren los ríos. Este tipo de condición es del tipo Dirichlet. Los ríos se han definido a partir de la modificación del MDT según lo expuesto en párrafos anteriores.

Es necesario precisar que esta consideración particular no es más que una aproximación ya que se ha asumido que los mismos están conectados hidráulicamente con el acuífero.

En caso contrario, sería necesario disponer de información cómo espesores del lecho fluvial y su litología, conductividad hidráulica de estos materiales, etc., los cuales son necesarios para que PMWIN pueda considerar los ríos de forma distinta a los aquí considerados en este estudio. Como bien se puede suponer, dicha información no es fácil de precisar lo que conlleva a un estudio de detalle en campo y laboratorio, alejándose de los objetivos y del tiempo estipulado para este proyecto.

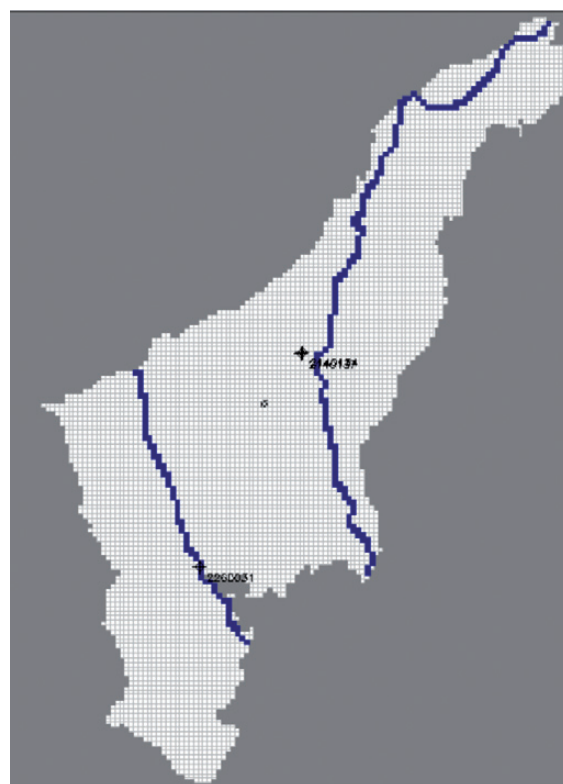
- La segunda condición de frontera está referida a las divisorias de aguas la cual se definió mediante herramientas espe-

ciales de geoprocésamiento a partir del MDT modificado. Se definen las divisorias de agua como límite ya que se consideran como límites de “no flujo”, es decir, de tipo Neuman.

Teniendo en cuenta lo dicho en párrafos anteriores en cuanto a la consideración de los flujos intermedio y regional según el modelo propuesto por Toth, se ha considerado las cuencas completas de los ríos Manzanares y Jarama en el ámbito de estudio, es decir, que dichas divisorias quedan definidas en las masas Guadarrama – Manzanares (030-011) y Guadalupe (030-006; ver anejos - mapa piezométrico de 1972) ubicadas a ambos márgenes de la zona de estudio con el fin de definir las dos cuencas de interés.

De esta forma el dominio del modelo queda definido según lo representado en la figura 10.

Figura 10. Dominio del modelo



4.5.3. DEFINICIÓN DE PARÁMETROS

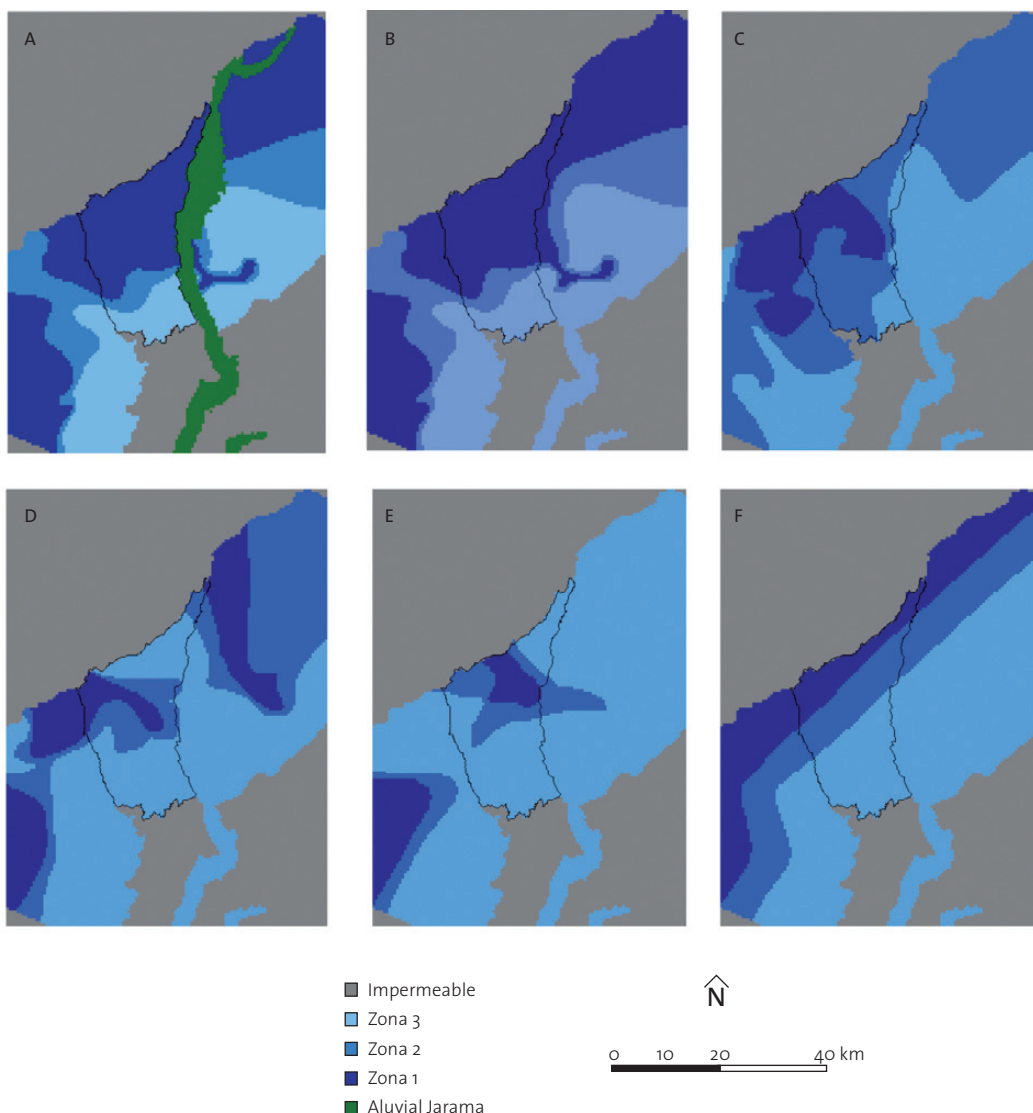
4.5.3.1. Conductividades hidráulicas (Kh)

Para la definición de las conductividades hidráulicas se han considerado los mapas de isocontenidos “arena/arcilla” entre 200 – 300, 300-400, 400-500, 500-600 y 600-700 m s.n.m. (Torres *et al*, 1995).

En estos mapas se han distinguido tres zonas basadas en la relación “arena/arcilla”: Zona 1: >40% de arena/arcilla; Zona 2: 40-20% de arena/arcilla; Zona 3: <20% de arena/arcilla.



Figura 11. Mapas de Isocontenidos arena/arcilla entre A) 600 - 700 m s.n.m con el aluvial del Jarama. B) 600 - 700 m s.n.m. C) 500-600 m s.n.m. D) 400-500 m s.n.m. E) 300-400 m s.n.m. F) 200 - 300 m s.n.m.



En el caso del mapa de isocontenidos “arena/arcilla” entre 600-700 m s.n.m. se ha considerado el aluvial del Jarama, el cual según lo expuesto al respecto, presenta características diferentes al resto del área modelizada, por lo que es pertinente diferenciarlo a efectos de determinar las conductividades hidráulicas en la zona. Estas consideraciones junto con la definición del dominio del flujo regional mediante el análisis de diagráficas, han determinado la discretización del modelo en el número de capas anteriormente descrito. En la figura 11 se muestran cada una de las zonas en cada una de las capas consideradas.

En cada una de estas zonas se definió un valor de conductividad hidráulica (tanto vertical como horizontal) característica, basado en el criterio de clasificación y en los estudios previos en la zona de estudio.

4.5.3.2. Recarga

La determinación de la recarga se ha realizado considerando lo expuesto en el modelo conceptual, en el cual se asume que la misma está definida únicamente por la infiltración de la precipitación.

Asimismo, se ha realizado un análisis de las posibles recargas en la ciudad de Madrid debido a las fugas de la red de abastecimiento tal y como propuso Llamas y Cruces de Abia (1976) en la elaboración del modelo hidrogeológico de la cuenca terciaria del Tajo. Para esto, se tuvo en cuenta la densidad poblacional de Madrid del área incluida en la zona de estudio junto con los datos del Instituto Nacional de Estadística referente a las pérdidas registradas por fugas en la red de abastecimiento de la ciudad de Madrid en el año 2009⁴

⁴ Se ha empleado la información de este año debido a la disponibilidad de datos.

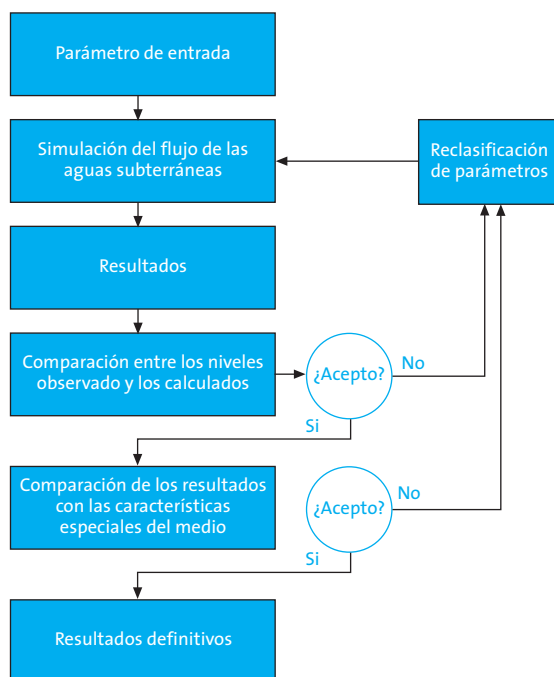


5. RESULTADOS

5.1. CALIBRACIÓN

El proceso de calibración consiste en la modificación de uno o más parámetros de entrada en un intento de reproducir las condiciones de campo dentro de ciertos criterios aceptables (Scott, 2005). El proceso de calibración usualmente se desarrolla en estado estacionario así como en condiciones transitorias. De esta forma, el proceso de calibración del modelo desarrollado en este estudio se representa en la figura 12.

Figura 12. Proceso de calibración



En el caso de un modelo estacionario, como es el caso del modelo realizado en este proyecto, el proceso de calibración se basa en la reproducción de los niveles piezométricos medidos en el año 1972. La razón principal de escoger este año para el proceso de calibración, se debe a que este periodo se considera lo suficientemente representativo para determinar las condiciones naturales del sistema ya que los bombeos de agua subterránea empiezan a ser relevantes a finales de la década de los setentas (Martínez-Santos *et al*, 2010). En el anejo – mapa piezométrico de 1972, se puede consultar este mapa y el inventario de los pozos empleados para la calibración del modelo resultante. Este mapa se realizó manualmente para su posterior digitalización y tratamiento en ArcGIS.

Durante todo el proceso de calibración es pertinente el control de cambios en el modelo en especial lo referente a la convergencia y discrepancia del mismo. En el caso de la convergencia, se realiza un control sobre las iteraciones celda por celda para determinar posibles valores anómalos, mientras que la discrepancia, determina la diferencia entre el flujo total de entrada y salida del modelo resultante. Estos valores deben de ser lo

suficientemente bajos para que el modelo pueda ser aceptado. Valores bajos de estos dos parámetros indican que en las técnicas de solución numérica, el sistema de ecuaciones ha sido resuelto de forma correcta (Chiang, 2005).

5.1.1. PARÁMETROS CALIBRADOS

Los parámetros que han sido utilizados para la calibración son la recarga debida a la precipitación y la conductividad hidráulica de las tres zonas definidas en el apartado 3.5.3. Dichos parámetros han sido seleccionados como parámetros de calibración por dos razones principales: en primer lugar, la conductividad hidráulica en la zona solo se conoce de forma aproximada ya que generalmente la información y los datos de los ensayos de bombeo no contemplan grandes áreas como la de este estudio. Además, la asignación de este parámetro se complica cuando el acuífero es muy heterogéneo. En segundo lugar, la conductividad hidráulica y la recarga debida a la precipitación influyen notablemente en la dinámica del modelo, por lo que un estudio sobre la sensibilidad de estos dos parámetros en los resultados del modelo se consideró necesario.

5.1.1.1. Conductividades hidráulicas

Según lo establecido en el apartado 3.5.3 se determinaron los siguientes valores óptimos de conductividad hidráulica horizontal (Kh) para cada una de las zonas descritas en dicho apartado (tabla 5):

Tabla 5. Valores de conductividad hidráulica horizontal (Kh)

Zona	Kh (m/día)
1	0,09
2	0,30
3	0,15
Aluvial del Jarama	5

La estimación inicial de estos valores se realizó en base a las experiencias en estudios previos y al análisis y recopilación de información respecto a las características hidrogeológicas de la zona de estudio. De esta forma el procedimiento de determinar el valor de la conductividad hidráulica para cada una de las zonas se basó inicialmente en la aplicación de valores teóricos procedentes de estudios anteriores, de estimativos en base a las características hidrogeológicas y de experiencias con las metodologías propuestas por Martínez Alfaro y Camacho (1979) y Martínez Alfaro (1979) respecto a la estimación de las mismas utilizando métodos geoestadísticos. Posteriormente se recurrió a la calibración para la determinación definitiva de estos parámetros. La identificación de las zonas con conductividades hidráulicas entre 0,09 y 0,30 m/día (tabla 5) se ha realizado en las primeras 6 capas del modelo, es decir, hasta una profundidad de aproximadamente 700 m de acuerdo a los mapas de isocontenidos de arena/arcilla elaborados por Torres *et al* (1995) (figura 11).

La información sobre la distribución espacial de las tres zonas con diferentes conductividades hidráulicas en las profundidades representadas por las capas 7 y 8 no está definida, por lo que se asumió una distribución espacial similar a la realizada en la



capa 6. Sin embargo, los valores de Kh para la zona 1,2 y 3 en estas dos capas profundas se consideraron más bajos debido a la disminución de Kh al aumentar la profundidad (Mazurek, 2009). El proceso de calibración al respecto ha sido de gran utilidad para comprobar la sensibilidad del modelo a las variaciones de la Kh en las capas más profundas, para las cuales se han definido como valores óptimos de Kh un 50% y un 100% menos que los valores de este parámetro en la capa 6.

Asimismo, el valor de las conductividades hidráulicas verticales (Kv) de cada una de las zonas se determinó a partir de los valores establecidos en función de la anisotropía descrita anteriormente y coincidente por los distintos autores que han realizado estudios similares en el ATDM (ver apartado 1.1 Estudios previos), la cual se definió en $Kh/Kv = 100$.

El valor de Kh en el aluvial del Jarama se determinó en base a los estudios de López Vera (1983) y Martínez Pérez y Sastre (1999) donde se indican valores de conductividades hidráulicas tan altos que junto a la conexión directa entre el río Jarama y el acuífero aluvial, originan inevitablemente manantiales (Martínez Pérez y Sastre, 1999). Atendiendo a esto se determinó como Kh del aluvial del Jarama el valor de 5 m/día y $Kv=Kh/10$, la cual es habitual en este tipo de acuíferos (López Vera, 1983).

Esta consideración explica el por qué de aislar el aluvial del Jarama de la discretización de isocontenidos "arena/arcilla" determinada por Torres *et al* (1995) debido a la diferencia de las propiedades entre el aluvial y el acuífero Terciario. Cabe resaltar que esta consideración se ha realizado solo en la primera capa del modelo en donde se ha asumido la afección del aluvial del Jarama.

5.1.1.2. Recarga

Al utilizar un SIG es muy útil determinar las variaciones de la precipitación en la zona de estudio y a partir de esta la recarga potencial. Uno de los métodos más utilizado es el de la estimación de la recarga potencial a partir del balance hídrico, para el cual es necesario definir la distribución de la precipitación, la evapotranspiración, el cambio de humedad en el suelo y la escorrentía superficial (Ruíz Amaya, 2010). La forma de determinar estas variables, en especial la escorrentía superficial, implica disponer de una serie de datos acordes con el periodo de tiempo en el que se basa el estudio (Ferré *et al*, 1995). Para el periodo de calibración definido (año 1972) no es posible la realización de estos procedimientos debido a que para el año considerado no se cuenta con un mapa o un estudio de los usos del suelo disponible, siendo este uno de los datos necesarios para la determinación de estas variables.

Por consiguiente, se ha decidido partir de los datos genéricos observados en otros proyectos en la zona, los cuales después de ser sometidos al proceso de calibración, indican como valor óptimo para toda la zona de estudio una recarga de 30 mm/año.

Asimismo se ha considerado la posible recarga adicional en la ciudad de Madrid debido a las fugas en la red de abastecimiento. El periodo considerado para el análisis fue el año 2009 en el cual se registraron fugas de 19 l/hab/día en promedio (INE, 2012). Teniendo en cuenta que para el mismo año la ciudad de Madrid tenía una densidad poblacional de 5376,86 hab/km² (INE, 2012) y que en la zona de estudio solo se representa el

25% de la superficie total de la ciudad, mediante el uso de las herramientas de geoprocésamiento se determinó que la recarga en la ciudad de Madrid debido a fugas en la red de abastecimiento representa el 0,33% de la recarga producida por la precipitación. La incorporación de esta recarga en el modelo no supuso ningún cambio aparente en los resultados por lo que se considera despreciable a efectos de la modelización.

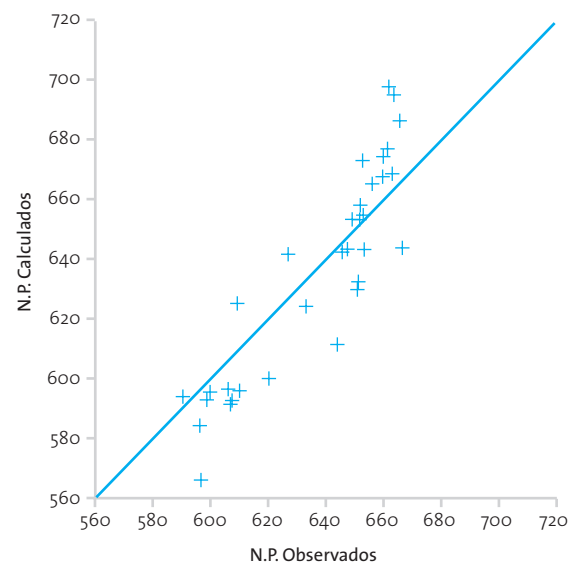
5.1.2. COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS CON LAS CARACTERÍSTICAS ESPACIALES DEL ÁREA MODELIZADA

Otro de los procedimientos desarrollados para comprobar la calidad de los resultados, fue la comparación de los mismos con las características espaciales del área modelizada. Gracias a la incorporación de un SIG en el proceso de modelización se permitió comparar los resultados obtenidos en PMWIN y el MDT de la zona de estudio con el fin de apreciar si existe alguna correspondencia con las características físicas del medio (i.e. topografía, hidrografía, etc.) y los niveles de agua subterránea obtenidos de la modelización.

5.2. RESULTADOS DE LA CALIBRACIÓN

En la figura 13 se muestra la comparación entre los niveles piezométricos simulados y calculados para el año 1972. Para cuantificar la calidad del ajuste se ha calculado el coeficiente lineal de correlación a partir de la siguiente fórmula (Zheng y Bennett, 2002)

Figura 13. Comparación entre los niveles piezométricos (N.P.) calculados y los niveles piezométricos observados



$$EC.1 \quad r = \frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})(x_i - \bar{x})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}}; \text{ Para } -1 \leq r \leq 1$$

Donde y_i son los valores piezométricos calculados, x_i los valores piezométricos observados, \bar{x} es la media de los valores pie-



zométrico observados y \bar{y} la media de los valores piezométricos calculados. Un valor de r igual a 1 significa que la correlación entre ambos valores es exacta, mientras que un valor de r igual a 0 significa que no hay ninguna correlación entre los valores.

El valor de r obtenido fue de 0,903 indicando un buen ajuste del modelo de acuerdo a las condiciones de la piezometría registrada en 1972 en los pozos utilizados para la calibración, los cuáles al encontrarse distribuidos a lo largo de la zona de estudio, indican que el modelo resultante se puede considerar como válido.

Como se señaló en el apartado 4.1, la aceptación de los resultados de la simulación se evalúa considerando el balance volumétrico de agua para el modelo general. En el caso de simulaciones de flujo en estado estacionario, como es el caso de este modelo, el porcentaje de la discrepancia debe ser igual a 0 para evaluar que las ecuaciones del modelo han sido resultados correctamente. La figura 14 muestra el resultado del balance volumétrico de agua en el cual se aprecia que la discrepancia obtenida es 0.

Figura 14. Balance de agua en el modelo desarrollado en régimen estacionario. Unidades: m^3 y día

CUMULATIVE VOLUMES	L**3	RATES FOR THIS TIME STEP	L**3/T
IN:		IN:	
---		---	
CONSTANT HEAD =	40025548.0000	CONSTANT HEAD =	21916.8125
RECHARGE =	226174976.0000	RECHARGE =	123846.5860
TOTAL IN =	266200528.0000	TOTAL IN =	145763.4060
OUT:		OUT:	
---		---	
CONSTANT HEAD =	266200336.0000	CONSTANT HEAD =	145763.3910
RECHARGE =	0.0000	RECHARGE =	0.0000
TOTAL OUT =	266200336.0000	TOTAL OUT =	145763.3910
IN - OUT =	192.0000	IN - OUT =	1.5625E-02
PERCENT DISCREPANCY =	0.00	PERCENT DISCREPANCY =	0.00

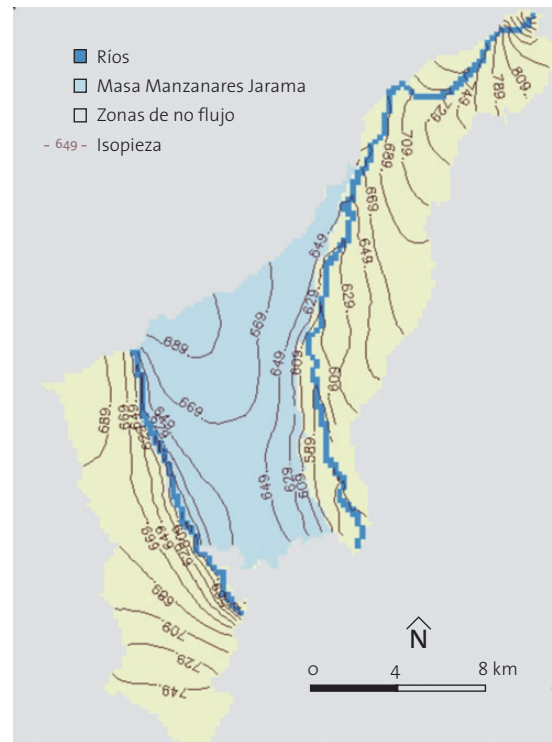
La representación gráfica de los niveles piezométricos resultantes de la simulación se representan en la figura 15.

En este mapa se aprecia que la distribución de las isopiezas se asemeja a las determinadas en el mapa piezométrico de 1972 (anejo – Mapa piezométrico 1972) aunque difiere en ciertos valores en algunas zonas del área modelizada como en el sector noreste donde se tienen valores más bajos que los determinados en el mapa piezométrico de 1972. Esta variación es debida a las aproximaciones del proceso de modelización en el cual se han considerado solamente tres valores medios de permeabilidades para describir un acuífero tan heterogéneo.

En un modelo de flujo en estado estacionario los niveles piezométricos calculados por el modelo son en gran medida dependientes de la relación entre la recarga y la conductividad hidráulica (Martínez-Santos *et al*, 2010).

En el caso de la recarga, se aprecia que el modelo está muy relacionado con dicho parámetro a diferencia de lo citado en otros trabajos (i.e. YUCA, 2004). En efecto durante los procesos de calibración se ha podido observar que una variación de 10 mm/año de recarga se traduce en una variación de 20 m de los niveles piezométricos en la zona de recarga, mientras que en las zonas cerca de los ríos las variaciones no son tan notables.

Figura 15. Resultado del modelo de flujo en estado estacionario



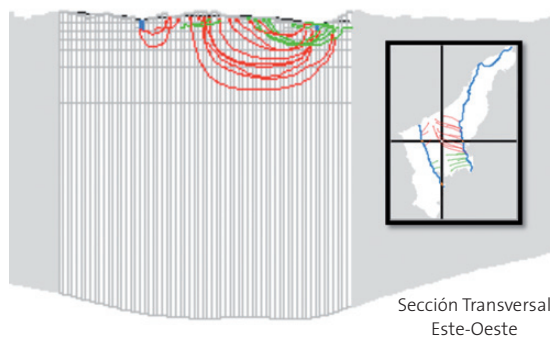
Asimismo, en la zona suroeste del dominio del modelo fuera de la masa de agua Manzanares-Jarama, los niveles piezométricos aparecen demasiado altos. Esta posible incidencia se debe a efectos de los límites ya que esta zona se encuentra entre dos límites impermeables sin conexión al río Manzanares. De todas formas, la imposibilidad de reproducir la piezometría en esta área no impide una correcta simulación de los niveles piezométricos en la zona de estudio debido al hecho de que se trata de un fenómeno localizado alejado de la zona objeto de estudio.

Como se mencionó en el apartado 4.1.2, la comparación de los resultados obtenidos con las características espaciales de la zona demuestra que los resultados, en lo que compete al área objeto de estudio, son coherentes con las características espaciales de la misma. Se aprecia que en aquellos lugares donde se determinan niveles de agua por encima de la topografía, coinciden con los arroyos tributarios presentes en la zona de los ríos Jarama y Manzanares (ver anejos – Modelo Digital del Terreno).

Para identificar la trayectoria del agua subterránea en una sección transversal del acuífero simulado, se ha empleado el paquete PMPATH incluido en PMWIN (figura 16).



Figura 16. Modelo de circulación general obtenido de la simulación para la masa Manzanares - Jarama. En rojo se aprecian las líneas de flujo de puntos localizados en las zonas de mayor altitud y en verde aquellos que han sido localizados en zonas de baja altitud



En la figura 16 se aprecia que los flujos más profundos se originan en las zonas centrales de mayor altitud y las descargas se originan en los ríos Jarama y Manzanares dejando ver la importancia de los mismos dentro de la zona de estudio y su relación con la distancia a las zonas principales de recarga, apreciándose que a mayor distancia se favorece la profundización del agua infiltrada en las zonas de recarga.

Este resultado coincide con el modelo de circulación propuesto para el ATDM (figura 6) apreciándose una circulación general entre todas las capas como se expone en la tabla 6 donde se representan los flujos circulantes en cada una de las capas del modelo, salvo en la primera capa donde no se ha registrado nivel piezométrico alguno⁵ en gran parte de la zona del modelo debido al espesor considerado, lo que se podría considerar como una definición aproximada de la zona no saturada del modelo obtenido.

Tabla 6. Flujos de circulación obtenidos para cada una de las capas que configuran el modelo desarrollado

Capa	1	2	3	4	5	6	7	8
hm ³ /año	0	5,21	12,83	7,94	5,02	3,35	1,01	0,096
%	0	14,7	36,3	22,4	14,2	9,5	2,8	0,1

De esta forma se aprecia que más del 50% del flujo total del modelo circula en los 200 primeros metros del acuífero, el 37% entre los 200 y 400 m, el 9,5% entre los 400 y 600 m y el 2,9% por debajo de los 600 m. Esto demuestra por un lado que la zona activa de circulación del acuífero comprende fundamentalmente los 400 primeros metros del mismo, confiriéndoles por lo tanto tiempo de residencia menores a los esperados en profundidades por debajo de los 400 m.

Mediante el modulo PMPPath se han definido los tiempos de residencia aproximados del agua en el acuífero. A partir de esto se ha podido distinguir un flujo profundo con un tiempo de resi-

⁵ ModFlow al no registrar nivel piezométrico alguno considera a las celdas respectivas como zonas de no-flujo asumiéndolas como inactivas.

dencia mayor de 200.000 años y un flujo intermedio con un tiempo de residencia entre 40.000 y 60.000 años.

6. DISCUSIONES

Son abundantes los estudios realizados en el Terciario detrítico de la Cuenca de Madrid con el propósito de definir sus características hidrogeológicas y evaluar los recursos hidráulicos (Fornés Azcoiti y Villarroya Gil, 1990) aunque según lo desarrollado en este proyecto y teniendo en cuenta los parámetros obtenidos en estudios previos sobre el dominio detrítico de la Cuenca de Madrid (tabla 1), la definición de los parámetros hidrogeológicos mediante la realización de estudios específicos sigue siendo una componente ausente en la caracterización más acertada del ATDM (Fornés Azcoiti y Villarroya Gil, 1990).

Por un lado la definición de estos parámetros en el laboratorio inducen un cierto error por despreciar las condiciones intrínsecas del medio o bien, por realizarse en zonas pocas profundas del ATDM (Fornés Azcoiti y Villarroya Gil, 1990; Rodríguez Ortiz, 2000). Asimismo la aplicación de métodos geoestadísticos en la definición de estos parámetros (Martínez Alfaro y Camacho, 1979; Martínez Alfaro, 1979) implica considerar los errores de las consideraciones previas a la realización de este tipo de estudios en un acuífero tan heterogéneo en cuanto a su comportamiento hidrogeológico se refiere.

Posiblemente los parámetros obtenidos mediante ensayos de bombeo son más acertados ya que reflejan el comportamiento *in situ* de la unidad perforada, pero aun así la heterogeneidad característica del ATDM no permite la extrapolación de estos parámetros a toda la unidad acuífera.

Son diversas las ventajas y desventajas que se presentan entre las distintas metodologías propuestas para la determinación no solo de los parámetros hidrogeológicos sino del comportamiento hidrogeológico del ATDM, destacándose entre ellos los modelos numéricos o matemáticos cuyo uso ha alcanzado gran difusión en el campo de la hidrogeología debido posiblemente a su capacidad para el tratamiento de cantidades ingentes de información y la posibilidad de realizar simulaciones según ciertos escenarios que se puedan definir (Heredia *et al*, 2001).

Aunque los procesos de modelización regional (i.e. todo el ATDM) son más complejos que los procesos de modelización a menor escala (i.e. en la masa de agua subterránea Manzanares - Jarama), la representación numérica conjunta de ámbitos de naturaleza, características y rasgos de gran contraste entre sí y la falta de desarrollo de una herramienta para gestión, tratamiento e integración de la ingente y heterogénea información requerida y resultante, se convierten en las principales desventajas en los procesos de modelización (Heredia *et al*, 2001).

No obstante, se considera que los SIG ofrecen una respuesta adecuada a este requerimiento así como se manifiesta en estudios realizados previos al que compete (Goodchild *et al*, 1996; Flügel y Michl, 1995) destacándose el realizado por Heredia *et al* (2001) en la cuenca media del Tajo como el primero de este tipo en realizarse en España.



La utilización de las herramientas propias del ArcGIS en el proceso de modelización de la masa de agua subterránea Manzanares – Jarama, permitió discretizar la zona de interés atendiendo a los estudios previos de Torres *et al* (1995) los cuales, de alguna u otra forma, han intentado definir una distribución de los materiales acorde con la dinámica de los abanicos aluviales que dieron origen a gran parte del ATDM, en especial a la zona objeto de este estudio. Esta discretización difiere del modelo conceptual que definieron los estudios previos realizados en el ATDM la cual se realizó en base a un acuífero de tres capas (Llamas *et al*, 1976; Navarro Alvargonzález *et al*, 1993) atendiendo al modelo representado en la figura 3.5, o bien de cinco capas (Heredia *et al*, 2001) cuyos valores de permeabilidad fueron definidos por las litologías características en cada una de las mismas.

Fue hasta principios de este siglo cuando se realizó una discretización en la horizontal en función de las características hidrogeológicas o bien por las características del modelo de sedimentación de la cuenca (Martínez – Santos *et al*, 2010). Los respectivos valores de permeabilidad fueron asignados a cada una de las zonas definidas. De los resultados de este artículo se han tomado como punto de partida los valores de conductividad hidráulica definidos inicialmente para cada una de las zonas, distinguiéndose una zona de baja, alta e intermedia conductividad hidráulica coincidente con la discretización realizada del área modelizada en este proyecto.

Aunque el proceso de discretización empleado por Martínez – Santos *et al* (2010) coincidía inicialmente con lo definido para este proyecto, una vez realizado el proceso de calibración los valores de permeabilidad difieren entre sí: Mientras que se coincide en que la zona de mayor conductividad es la zona central, Martínez – Santos *et al* (2010) consideran que la zona próxima a la Sierra es de mayor permeabilidad que la zona más progrediente con diferencias mínimas entre sus valores (0.10 y 0.09 m/día respectivamente), siendo un aspecto que difiere de lo conseguido en este estudio. Por otro lado, hay que destacar que la anisotropía definida en este modelo es coincidente con los estudios realizados al respecto.

Algo similar ocurre con el valor de la recarga. El valor determinado en este estudio se corresponde con lo conseguido por Heredia *et al* (2001) los cuales definen este valor entre 10 y 30 mm/año para el detrítico de Madrid, mientras que Martínez – Santos *et al* (2010) definen este valor entre los 40 y 50 mm/año ó entre los 20 y 50 mm/año como lo definen Llamas y Cruces de Abia (1976) según la zona considerada dentro del ATDM. Es de esperar que en una cuenca de este tipo la precipitación esté condicionada por la topografía, por lo que los valores altos de recarga definidos en estos estudios coincidirán con las zonas más próximas a la Sierra y los valores más bajos en las zonas más centrales de la misma. Heredia *et al* (2001) realiza una discretización del ATDM en función de la recarga por precipitación, definiendo tres zonas (norte, central y sur) en la cuenca del Tajo con valores característicos de precipitación.

Esta discretización puede aplicarse fácilmente mediante las herramientas de geoprocésamiento de ArcGIS, suponiendo además una ventaja para la definición del sistema ya que incorpora la variabilidad en las precipitaciones así como la importancia tanto de la topografía, el tipo de suelo y vegetación en la definición de la recarga potencial (Ruíz Amaya, 2010). Como bien

se citó en el apartado 4.1.1.2 referente a la recarga del sistema, esta discretización no fue posible debida a la ausencia de información para el periodo considerado.

Aun así, los intervalos descritos de recarga están establecidos para todo el ATDM por lo que en los procesos de calibración se ha comprobado que para la zona de estudio el valor mínimo de recarga se corresponde con los 30 mm/año definidos en este proyecto, ya que de ser superior al mismo aumenta la superficie en la que el agua está por encima de la topografía mientras que un valor inferior origina celdas de “no-flujo” en los primeros 200 m del modelo. Este comportamiento se debe especialmente a la anisotropía definida para la zona ya que los ensayos de calibración demuestran que valores bajos de anisotropía favorecen la infiltración de la precipitación como es de esperar.

Estos dos parámetros, la conductividad hidráulica y la recarga por precipitación, son parámetros cuya definición y variación condicionaron el comportamiento del sistema. En el caso de la conductividad hidráulica la sensibilidad a las variaciones de dicho parámetro se manifestaba especialmente en las zonas de recarga, en mayor y menor medida según se considere la capa analizada ya que la discretización en base a los mapas de isocóntidos en cada una de las capas, diferían entre si de acuerdo a lo establecido por Torres *et al*, 1995 salvo en las capas 6, 7 y 8 donde se ha considerado la misma discretización, por lo que en una misma vertical era de esperar valores de conductividad más altos en la primera capa seguido de valores bajos o intermedios de conductividad en la siguiente, condicionando el flujo y la infiltración del agua procedente de la recarga superficial.

De forma distinta ocurrió con la recarga, ya que al ser un valor distribuido homogéneamente en toda el área modelizada, el proceso de calibración demostró que una variación de 10 mm/año en el valor de la recarga suponía una variación proporcional de 20 m en los niveles piezométricos calculados, lo que sugiere que la variación de este parámetro condiciona ampliamente el comportamiento hidrogeológico del sistema. De nuevo la alta anisotropía del acuífero acentúa el efecto de las variaciones de este parámetro en los niveles simulados.

Por otro lado, una vez tenidas en cuenta estas consideraciones, los resultados del modelo de flujo en estado estacionario obtenido en este estudio, se corresponde con la distribución definida para la zona en el modelo regional (figura 4) aunque difiere en los valores de las isopiezas definidas tanto en el modelo regional como en los proyectos realizados con anterioridad. La razón principal se debe a que en los procesos de calibración de modelos elaborados por otros autores (Navarro Alvargonzález *et al*, 1993; Llamas y Cruces de Abia, 1976; Martínez – Santos *et al*, 2010) se consideraron los registros de sondeos distribuidos en todo el ATDM debido a que se trabajaba sobre un modelo regional, por lo que el número de sondeos utilizados para la calibración del modelo en la zona de estudio es menor que el considerado en este proyecto.

Asimismo, el resultado del modelo muestra en el extremo sureste que el nivel piezométrico está muy por encima de la topografía. Tal y como se comentó en el apartado 4.2, esta afectación se debe al efecto de los límites. Aun así, durante los pro-



cesos de calibración se observa que dicha anomalía no repercute en los resultados del área de interés, debido principalmente a que la zona de estudio se encuentra alejada de los bordes de no-flujo responsables de este comportamiento particular.

De forma general se aprecia que el modelo resultante se puede considerar válido debido a las consideraciones realizadas fundamentadas en ejercicios diarios de simulación, complementados con la experiencia de otros proyectos de investigación y con el conocimiento propio y bibliográfico de este tipo de acuíferos. Este procedimiento se manifiesta en la calidad del ajuste obtenido entre los valores piezométricos calculados y observados el cual se aproxima al obtenido por Heredia *et al* (2001) utilizando el mismo entorno SIG-ModFlow a pesar de que el periodo considerado es más contemporáneo que el empleado para la calibración del modelo resultante de este estudio.

Asimismo el modelo de circulación obtenido el cual se corresponde con el modelo de circulación general, deja de manifestar la zona activa de circulación en los 200 primeros metros del acuífero los cuales coinciden con lo establecido por Navarro Alvargonzález *et al* (1993). En la clasificación de los flujos según lo propuesto por Toth (1962), haría falta la realización de un análisis isotópico en las aguas de descarga en la zona como el realizado por Llamas *et al* (1982) en donde se define de forma generalizada la existencia de aguas con mayor periodo de residencia y conductividades muy altas en comparación con las aguas de menor periodo de residencia. Esta consideración es de gran importancia en el modelo obtenido debido principalmente al espesor y la anisotropía del acuífero modelizado (Fernández Uría *et al*, 1985).

Al respecto, los modelos regionales desarrollados por Carrera y Neuman (1983) y Martínez Alfaro (1982) confirman la existencia de este flujo regional. Estos modelos indican que la mayor parte (90-95%) de la recarga natural circula en las partes menos profundas del acuífero (hasta los 300-600 m de profundidad) siendo predominantemente flujos locales (Fernández Uría *et al*, 1985). Asimismo los modelos basados en perfiles verticales confirman la baja proporción de la recarga en las zonas profundas (Llamas y Martínez Alfaro, 1981; López Camacho y López García, 1979) así como en los análisis de la circulación de flujos por la recarga en el modelo general (Navarro Alvargonzález *et al*, 1993).

Bajo estos supuestos, en el modelo obtenido en este proyecto se observó que a los 600 m de profundidad circula tan solo el 2,9% de las recargas totales, coincidiendo con lo expuesto en el párrafo anterior. La definición a partir de estos datos del dominio del flujo regional en la zona de estudio se determina a partir del cambio de conductividad apreciable en las diagráfias del Sondeo El Pradillo, la cual se localizaba a partir de los 600 m de profundidad. Al respecto, los tiempos de residencia del agua en el acuífero definidos en este estudio coinciden con los definidos por Llamas *et al* (1982).

7. CONCLUSIONES

Del estudio realizado se puede concluir que:

- La aplicación de los SIG permitió una distribución de los parámetros en función de las características espaciales que definieron la geología de la zona de estudio, permitiendo incorporar una consideración que en estudios anteriores se realizaba de forma aproximada. Asimismo se contempla las otras ventajas de los mismos para la preparación de las capas de información que definen el modelo, permitiendo la modificación y tratamiento de los datos en función de los intereses y controlando los errores que pueden incidir en problemas en la modelización.

- Los resultados del proceso de calibración dejan ver la sensibilidad del modelo obtenido a las variaciones de la recarga y de la conductividad hidráulica, la cual estaba a su vez condicionada por la anisotropía adoptada y definida en los estudios previos en el ATDM.

En cuanto a la conductividad hidráulica se refiere, la distribución de este parámetro en base a la geología condiciona el comportamiento del modelo como es de esperar que lo haga en la realidad; esto se evidencia al incorporar en la capa 1 el aluvial Manzanares – Jarama. Por otro lado en lo que compete a la recarga, se comprueba una vez más que la misma se debe a la producida por la precipitación despreciando los posibles efectos que pueda repercutir las fugas en la red de abastecimiento en la ciudad.

- En un acuífero tan heterogéneo y profundo como el modelizado, la ampliación de los límites de acuerdo a las cuencas de los ríos que discurren sobre él según lo definido por Toth (1962), permitió apreciar la circulación de flujos en las capas más profundas. La cuantificación de los mismos a partir del balance de agua en el modelo permite apreciar que la zona activa de circulación se ubica en los 200 primeros metros del acuífero, existiendo un flujo profundo (por debajo de los 600 m de profundidad) que equivale al 2,9% de la recarga total del sistema. Asimismo se aprecia que la circulación del agua es fundamentalmente sub vertical, descendente en las zonas de recarga y ascendente en las zonas de descarga, siendo casi horizontal en el resto del recorrido. Todo esto coincide con el modelo conceptual de flujo definido por Toth (1962) y Hubbert (1940).

- El tiempo de residencia del agua en el acuífero se ha estimado mediante la aplicación del módulo PMPATH. Los resultados indican la existencia de un flujo intermedio con un tiempo de residencia entre 40.000 y 60.000 años, y un flujo profundo con un tiempo de residencia aproximado de 200.000 años.

- El modelo obtenido en condiciones de flujo estacionario se considera como bueno debido a la calidad de ajuste obtenida y a su relación con las características espaciales de la zona ($r=0,93$). Por lo tanto, el modelo obtenido se considera apropiado para la realización de una modelización de flujo transitorio.



Por otro lado se recomienda en futuros procesos de modelización en la zona de estudio:

Realizar mediante las herramientas SIG una distribución de la recarga potencial considerando la topografía, la geología y los usos del suelo y la precipitación para el año base de calibración. En caso de querer utilizar este modelo para la incorporación de la recarga distribuida en base a esos parámetros, será necesario la determinación mediante imágenes de satélite de la fecha para la definición de los usos en el periodo considerado.

Considerar los evaporíticos que han definido el límite sur de nuestra zona de estudio, dentro del dominio activo de modelización ya que son varios los autores que admiten en la parte más superficial de los mismos, una permeabilidad por karstificación (Yélamos y Villarroya Gil, 2007).

8. BIBLIOGRAFÍA

<http://aguas.igme.es> (Dirección de Hidrogeología del Instituto Geológico y Minero de España)

<http://www.chtajo.es> (Confederación Hidrográfica del Tajo)

<http://www.ine.es> (Instituto Nacional de Estadística)

Aber T.J., Yang X., Steward D.R. (2007). *Modeling groundwater flow using PMWIN and ArcGIS*. Water resources Research Lab. Kansas State University. pp. 61

AEMET (2005). *Guía resumida del clima en España 1971-2000*. Agencia Estatal de Meteorología. Madrid, España. ISBN 9788483202715.

Alonso – Zarza A.M., Calvo J.P., Silva P.G., Torres T. (2004). *Cuenca del Tajo*. En: Vera J.A. Geología de España, ed. Pral. Madrid: Sociedad Geológica de España; Instituto Geológico Minero de España, 2004. p. 556-559.

Anderson, M.P., Woessner W.W. (1992). *Applied groundwater modelling simulation of flow and advective transport*. Ed. Academic Press, San Diego California.

Calvo J.P., Ordóñez S., García del Cura M.A., Hoyos M., Alonso- Zarza A.M., Sanz E., Rodríguez Aranda J.P. (1989). *Sedimentología de los complejos lacustres miocenos de la Cuenca de Madrid*. Acta Geológica Hispánica, v. 24, nº 3-4, p. 281-298.

Carrera, J. y Neuman, Sh.p. (1983). *Modelo cuasitridimensional en elementos finitos del acuífero de la cuenca del Tajo*. Memorias III Simposio Nacional de Hidrogeología, Madrid. p. 61-73.

Chiang W.H. (2005). *3D – Groundwater Modeling with PMWIN*. 2ª Edición. Editorial Springer. Integrated Environmental Services, Inc. New York. pp. 414.

Colombo, F. (1989). *Sedimentología*. Colección Nuevas Tendencias, vol.1. Madrid. p. 143-218.

Custodio E. (1977). *Las aguas subterráneas en España*. Revista de Obras Públicas, Abril. ed. Madrid. p. 321-334.

ESRI (2005). *ArHydro Tools Tutorial*. ESRI. New York. pp. 109.

Fernández Uría A., Fontes C., Herráez I., Llamas M.R., Rubio L. (1985). *Tridimensional groundwater chemical and isotopic variations as*

related to the Madrid aquifer flow system. Estudios Geológicos, nº 41 Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas – CSIC. p.229-236.

Ferrér M., Rodríguez J., Estrela T. (1995). *Generación automática del número de curva con sistemas de información geográfica*. Ingeniería del agua vol. 2. nº 4, diciembre. p. 43-58.

Fornés Azcoiti J.M., Villarroya Gil F.I. (1990). *Nuevos datos experimentales sobre parámetros hidrogeológicos de la Cuenca de Madrid obtenidos a partir de muestras de sondeos*. Estudios Geológicos, v. 46. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas – CSIC. p. 399-408.

Flügel A.W., Michl C. (1995). *Using MODFLOW/MODPATH combined with GIS analysis for groundwater modeling in the alluvial aquifer of the river Sieg, Germany*. Models for Assessing and Monitoring Groundwater Quality (Proceedings of a Boulder Symposium, July 1995). Ed. IAHS, nº 227. p. 117-123

Goodchild M., Steyaert L., Park B. (1996). *GIS an Environmental Modeling: Progress and Research issues*. Edit. John Wiley & Sons, Inc. pp. 486.

Heredia J., Martín-Loeches M., Rosino J., del Olmo C., Lucini M. (2001). *Síntesis hidrogeológica y modelización regional de la cuenca media del Tajo asistida por un SIG*. En: Estudios Geológicos, nº 57. p. 31-46.

Hubbert M.K. (1940). *The theory of ground-water motion*. J Geol 48(8). p. 785-944

Kennedy M. (2009). *Introducing information systems with ArcGIS a workbook approach to learning GIS*. Ed. John Wiley & Sons. pp. 571. ISBN: 9780470398173.

Llamas, M.R., López Vera, F. (1975). *Estudio sobre los recursos hidráulicos subterráneos del Área Metropolitana de Madrid y su zona de influencia. Avance de las características hidrogeológicas del Terciario del Jarama*. Revista Agua, nº 88. p. 36-55.

Llamas M.R. (1976). *La utilización de aguas subterráneas en Madrid. De los "mayrat" musulmanes a los modelos digitales*. Estudios Geológicos, nº 32 Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas – CSIC. p.121-139.

Llamas M.R., Cruces de Abia J. (1976). *Conceptual and digital model of the groundwater flow in the Tertiary basin of the Tajo River (Spain)*. I.A.H. Conf., Budapest, Int. Assoc. Hydrogeol., Mem., 11. p. 186-202.

Llamas M.R., Simpson E.S., Martínez Alfaro P.E. (1982). *Ground-water age distribution in Madrid Basin, Spain*. En: Ground Water, vol. 20, nº6, November – December. p. 688-695.

López Vera F. (1983). *Paleohidrología del borde NW de la fosa de Madrid*. Actas de la VI Reunión do grupo español de trabajo de cuaternario. Santiago o Castro Vigo. p. 463-482.

López Vera F., Lerman J.C., Muller A.B. (1981). *The Madrid basin aquifer: Preliminary isotopic reconnaissance*. W. Back & R. Létolle (Guest-Editors), Symposium of Geochemistry of Groundwater – 26th International Geological Congress. J. Hydrol., 54; p. 151-166.

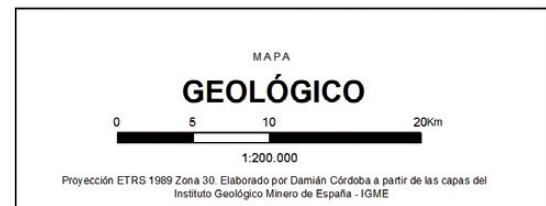
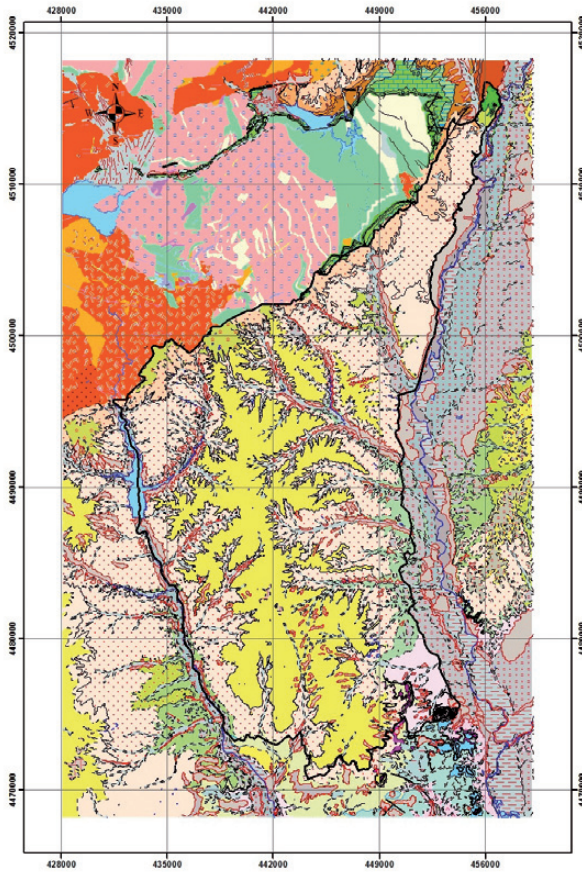
López Vera, F. (1975). *Hidrogeología de la Cuenca del río Jarama en los alrededores de Madrid*. Tesis Doctoral. 3 Tomos. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.



- López Vera, F. (1977). *Hidrogeología regional de la cuenca del río Jarama, en los alrededores de Madrid*. Memoria del Instituto Geológico y Minero de España nº 91. p. 227.
- Martínez Alfaro P.E. (1977). *Hidrogeología de los materiales terciarios y cuaternarios de la cuenca del río Manzanares*. Tesis Doctoral. 3 Tomos. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.
- Martínez Alfaro P.E. (1979). *Análisis estadístico de los materiales del Terciario detrítico de la fosa del Tajo*. II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. p. 287-307.
- Martínez Alfaro P.E., Lopez- Camacho B. (1979). *Análisis estadístico del comportamiento de acuíferos muy heterogéneos. Aplicación a la identificación de parámetros*. II Simposio Nacional de Hidrogeología. Pamplona. p. 37-56..
- Martínez Alfaro, P.E. (1982). *Análisis del funcionamiento del Sistema Hidrogeológico de la fosa del Tajo mediante un modelo digital tridimensional*. Academia de Ciencias Exactas, Madrid. 132 pp.
- Martínez Pérez S., Sastre A., Álvarez Díaz I., Galán Vergara J.I., Hernández Ramírez J. (1996). *Explotación/restauración de graveras de mediana entidad: análisis de un caso en la vega del Jarama (Madrid)*. Geogaceta, ed. Sociedad Geológica de España Madrid. v.20. p. 1145-1147.
- Martínez Pérez S., Sastre A. (1999). *Gravel pit restoration and associated land use change in the Jarama river valley (Madrid, Spain)*. EMine Water & Environment Congress, Sevilla, Spain.
- Martínez Santos P., Pedretti D., Martínez Alfaro P.E., Conde M., Casado M. (2010). *Modelling the effects of groundwater – based urban supply in low-permeability aquifers: Application to the Madrid Aquifer, Spain*. Water Resour Manage, nº 24. Ed. Springer Science. p.4613-4638. DOI 10.1007/s11269-010-9682-0.
- Mazurek M. (2009). *Natural tracer profiles across argillaceous formations: The Claytrac project*. Natural Energy Agency – Organisation for Economic Co-operation and Development. p.p. 361.
- Navarro Alvargonzález A., Fernández Uría A., Dobles Domínguez J.G. (1993). *Cuenca del Tajo*. En: Las aguas subterráneas en España. Ed. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid. Cap.IX, p. 217-230.
- Nogueras Martínez R. *Estudio hidrogeológico del acuífero Terciario detrítico de Madrid (Madrid). Masa de agua Manzanares – Jarama*. Director: Xavier Sánchez Vila e Irene de Bustamante. Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea.Barcelona, 2007.
- Rodríguez Ortiz J.M. (2000). *Propiedades geotécnicas de los suelos de Madrid*. Revista de Obras Públicas/Extraordinario Nº. 3405 – Diciembre. ed. Madrid. p. 59-84.
- Ruiz Amaya G. (2010). *Estudio de uso combinado de agua superficial y subterránea para el suministro de agua potable para el municipio de Turbo, Antioquia*. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.
- Scott W. A. *Hydrogeology, conceptual model and groundwater flow within alluvial aquifers of the thenthill and Ma Ma catchments, lockyer valley, Queensland*. Director: Malcom Cox y Vivienne McNeil. School of Natural Resource Sciences Queensland University of Technology. 2005.
- Steward D.R., Bernard E.A. (2006). *The synergistic powers of AEM and GIS geodatabase models in water resources studies*. Ground water, vol. 44, nº 1 January – February. p. 56-61.
- Torres T., Maldonado A., Querol R., Zamora I. (1995). *Evolución en el subsuelo de los sistemas de abanicos aluviales del Mioceno de la cuenca de Madrid (España)*. Geogaceta, ed. Sociedad Geológica de España Madrid. v.18. p. 56-58.
- Toth J. (1962). *A theory of groundwater motion in small drainage basins in Central Alberta, Canada*. Journal of Geophysical Research, 67.11. p. 4372 – 4387.
- Vivanco García M., Ávila Aracil E. (1995). *Abanicos aluviales de la cuenca Norte de Madrid. Análisis matemáticos*. Geogaceta nº 18. p. 52-55. ISSN:0213683X.
- Yélamos J.G., Villarroya Gil F. (2007). *El acuífero Terciario detrítico de Madrid: Pasado, posibilidades actuales y retos pendientes*. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, nº 15.3, p. 317-324. ISSN:1132-9157.
- Zheng, C., Bennett, G.D.(2002). *Applied contaminant transport modeling*. 2nd ed. John Wiley & Sons: New York, 621 pp.



9. ANEJOS

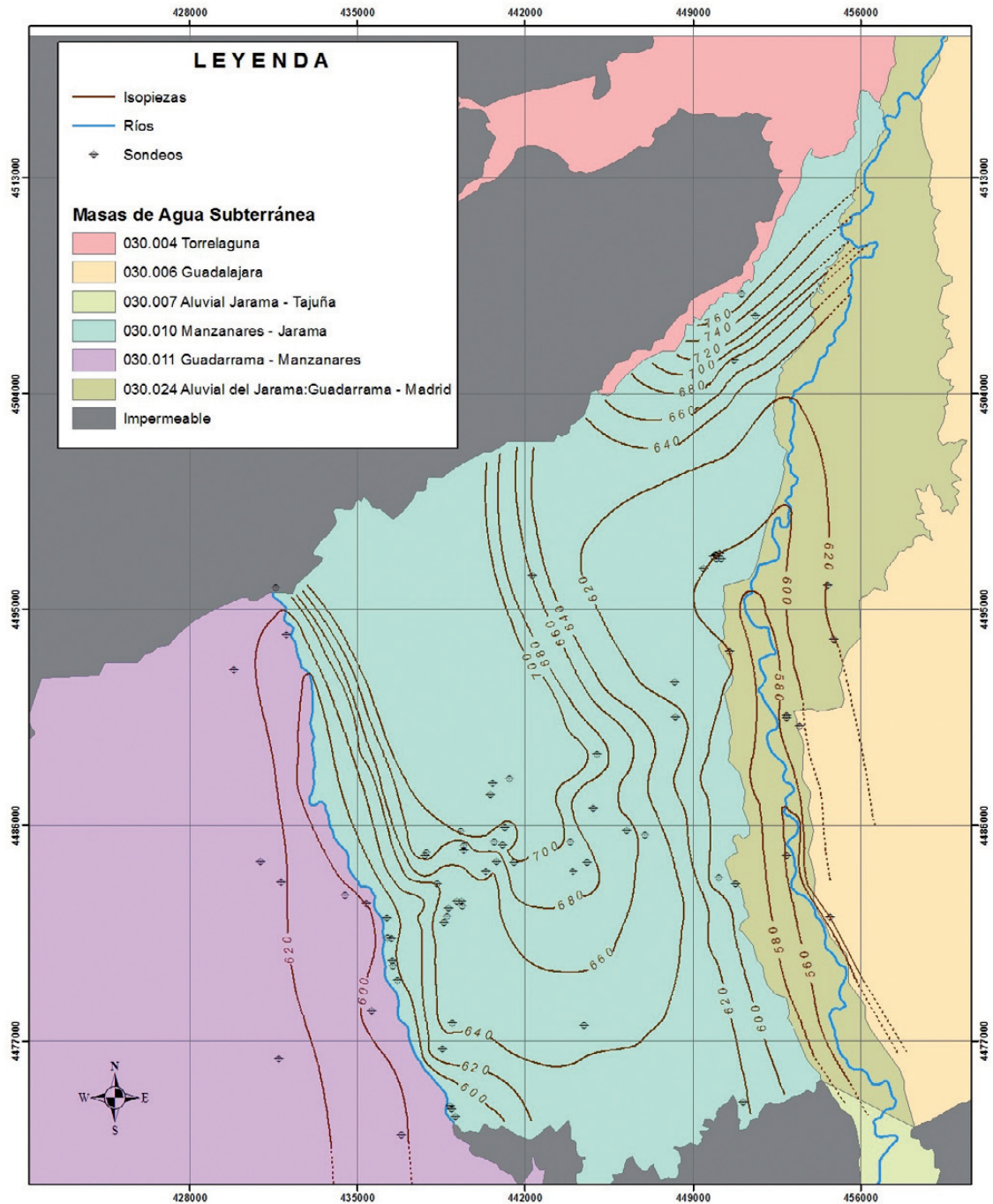


LEYENDA

	Zona de Estudio		Cambio Lateral de Facies
	Anticlinal de Fase III		Limite de terraza
	Linea auxiliar negra		Masas de Agua
	Sinclinal de Fase III		Borde de hoja
	Monoclinal		Falla
	Monoclinal Supuesto		Falla supuesta (oculta)
	Contacto Normal o Concordante		Falla Inversa
	Contacto Supuesto		Cicatriz de deslizamiento
	Contacto Discordante		Frente de Deslizamiento
	Contacto Discordante Supuesto		Cuaternario
	Contacto Mecanico		

LITOESTRATIGRAFIA

	Masas de agua		Margas grises con ammonites y equinidos, lutitas. CRETÁCICO
	Rocas intermedias y básicas. Granodioritas y tonalitas. PALEOZOICO		Conglomerados y bloques poligénicos. MIOCENO
	Yesos tabreados y nodulares intercalados entre arcillas verdes, gises, marrones y rojas. MIOCENO		Granitoides biotíticos. Facies equigranulares. PALEOZOICO
	Leucogneises. PALEOZOICO		Yesos masivos y fibrosos. PALEÓGENO
	Mármoles. PALEOZOICO		Arcosas con cantos y bloques. MIOCENO
	Rocas intermedias (dioritas, doleritas). PALEOZOICO		Microbrechas, arenas micáceas amarillentas y yesos detriticos. MIOCENO
	Ortogneises glandulares feldespáticos. PALEOZOICO		Arenas y areniscas caoliníferas. CRETÁCICO
	Ortogneises glandulares mesócratos-melanocratos. PALEOZOICO		Niveles con silix. MIOCENO
	Arcosas con cantos y bloques. MIOCENO		Lutitas rojas. Yesos, yesos detriticos. PALEÓGENO
	Conglomerado, areniscas y lutitas rojas. PLIOCENO		Lutitas rojas y yesos. PALEÓGENO
	Arenas arcóscicas con intercalaciones de lutitas, a veces niveles discontinuos de carbonatos. MIOCENO		Arenas micáceas y lutitas verdes. MIOCENO
	Calizas y dolomías micríticas con silix y niveles de sepiólita. MIOCENO		Arcosas blancas y lutitas ocre o rojizas. MIOCENO
	Pórfidos graníticos y granodioríticos. PALEOZOICO		Arcosas con cantos. MIOCENO
	Arenas arcóscicas finas, arenas micáceas y lutitas verdosas y ocre. MIOCENO		Lutitas ocre con intercalaciones carbonatadas. MIOCENO
	Arcillas verdes y rojas. CRETÁCICO		Alternancia de lutitas verdes y arenas micáceas. Carbonatos. MIOCENO
	Dolomías margosas y margas dolomíticas. Localmente, brechas dolomíticas. CRETÁCICO		Yesos masivos grises, a veces con margas yesíferas. MIOCENO
	Esquistos, melareniscas porfiróides, paragneises y rocas de silicatos cálcicos. Serie del Duero, Capas de Mediana, etc. PALEOZOICO		Lutitas verdes y rosadas, areniscas micáceas y carbonatos blancos. MIOCENO
	Cuarzo. PÉRMICO		Conglomerados de cantos y bloques polimícticos. PALEÓGENO
	Arcosas gruesas y lutitas ocre. MIOCENO		Arenas, limos y arcillas. PALEÓGENO
	Arcosas gruesas y limos rojos. MIOCENO		Conglomerados. Areniscas y conglomerados. PALEÓGENO
	Arcosas blancas y fangos arcóscicos rojos. MIOCENO		Yesos. PALEÓGENO
	Arcosas con cantos. MIOCENO		Gravas y cantos poligénicos, arenas, limos y arcillas. Carbonatos. CUATERNARIO
	Margas, dolomías y areniscas. CRETÁCICO		Arenas, limos y gravas. (Conos y abanicos antiguos). CUATERNARIO
	Arcillas verdes y rojas. CRETÁCICO		Limos grises y arenas. CUATERNARIO
	Dolomías, calizas dolomíticas y calizas. Dolomías oscaroides. Il argas en la base. CRETÁCICO		Gravas y cantos poligénicos de cuarcita. Arenas, limos y arcillas. CUATERNARIO
	Dolomías tabreadas, dolomías, calcarenitas, margas y arcillas. CRETÁCICO		Gravas y cantos poligénicos de cuarcita. Arenas, limos y arcillas. CUATERNARIO
	Niveles de sepiólita. MIOCENO		Gravas y cantos poligénicos de cuarcita. Arenas, limos y arcillas. CUATERNARIO
	Recinto auxiliar cuaternario. CUATERNARIO		Limos y arcillas en matriz limo-arenosa. CUATERNARIO
	Granitoides biotíticos. Facies equigranulares. PALEOZOICO		Arenas con gravas y cantos. CUATERNARIO
	Granitoides biotíticos. Facies equigranulares. Grano grueso. PALEOZOICO		Limos yesíferas. CUATERNARIO
	Granitoides biotíticos. Facies porfídicas. PALEOZOICO		Limos y arcillas con cantos dispersos. Sales. CUATERNARIO
	Granitoides biotíticos. Facies porfídicas. Con cordierita. PALEOZOICO		Arcillas arenosas con fragmentos de rocas. CUATERNARIO
	Leucogranitos. Facies de dos micas. PALEOZOICO		Cantos, gravas, arenas y arcillas. CUATERNARIO
	Leucogranitos. Facies biotíticas. PALEOZOICO		Bloques y cantos angulosos (Canchales). CUATERNARIO
	Arenas pardas, arcillas y dolomías. CRETÁCICO		Cantos, bloques y arcillas arenosas desorganizadas. CUATERNARIO
	Arenas, arcillas y gravas. Fm. "Arenas y Arcillas de Segovia". CRETÁCICO		



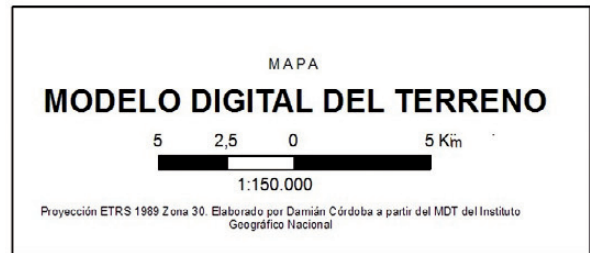
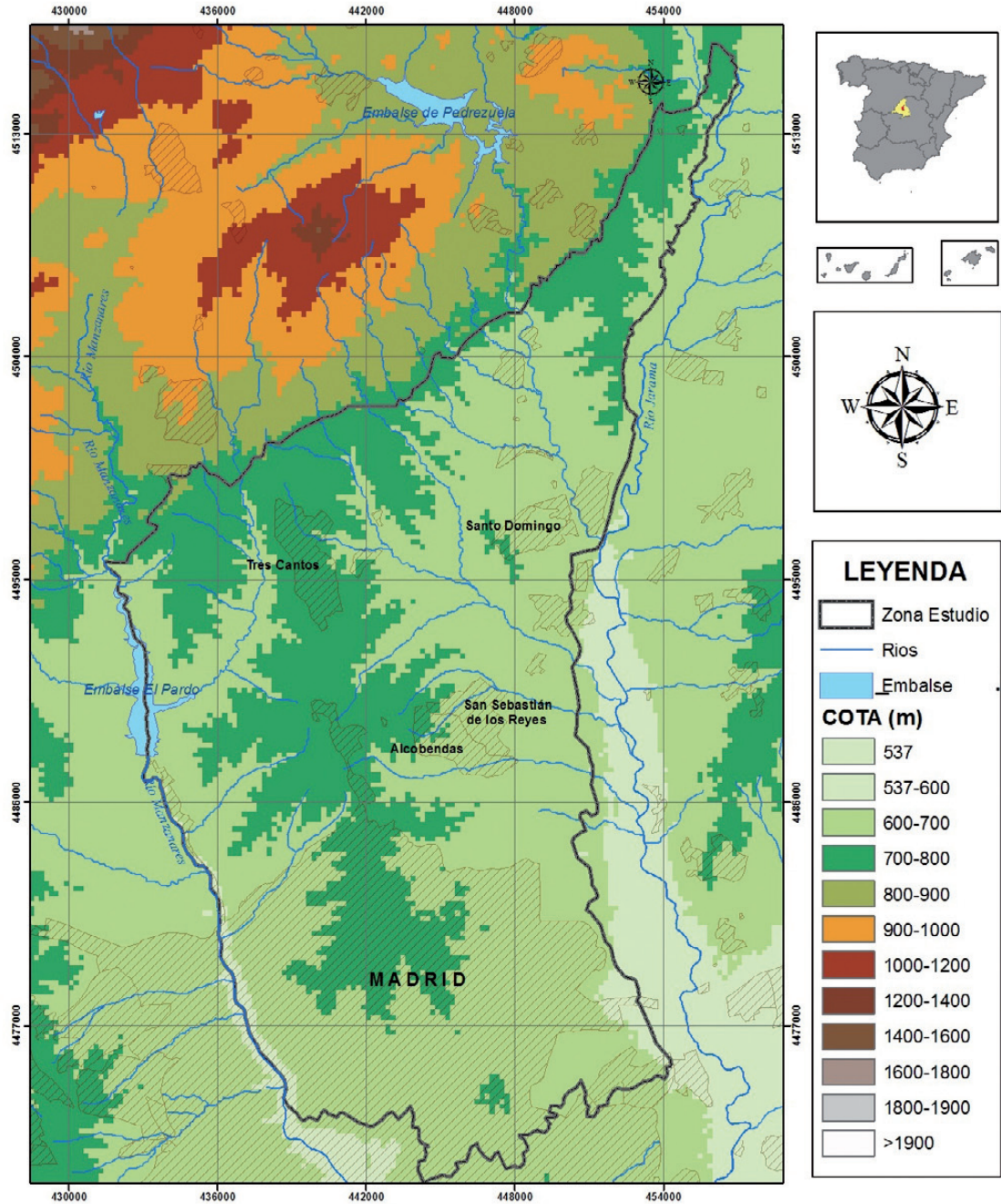
PROYECTO FIN DE MÁSTER
**UTILIZACIÓN DE HERRAMIENTAS
DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA
PARA LA INTEGRACIÓN EN
MODELOS HIDROGEOLÓGICOS**

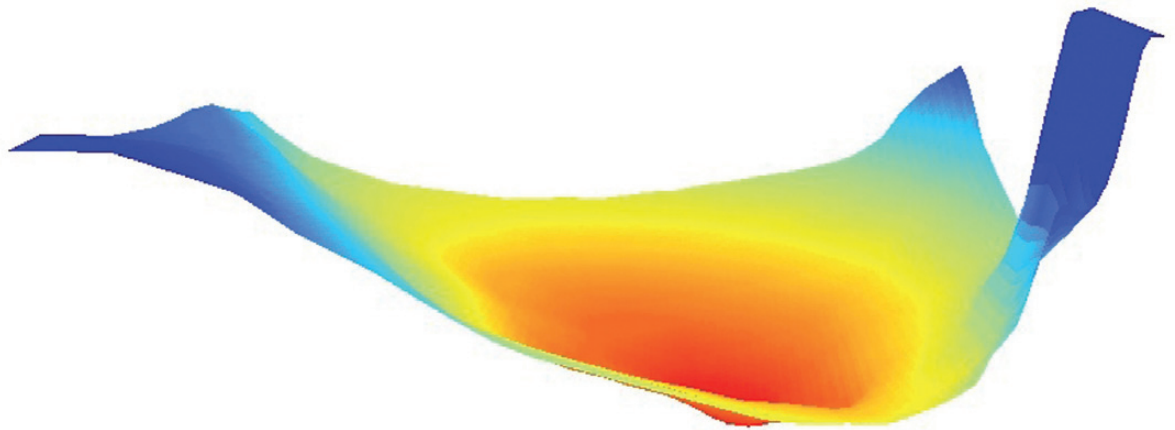
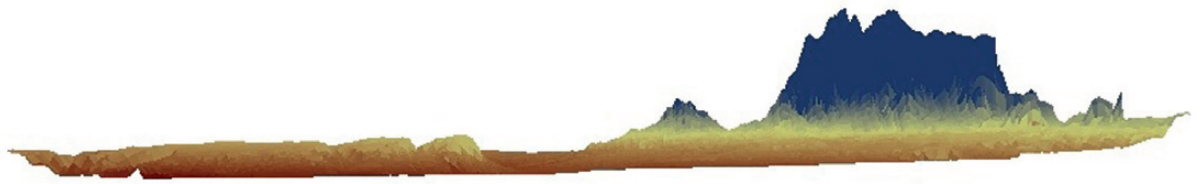
MAPA
PIEZOMÉTRICO AÑO 1972

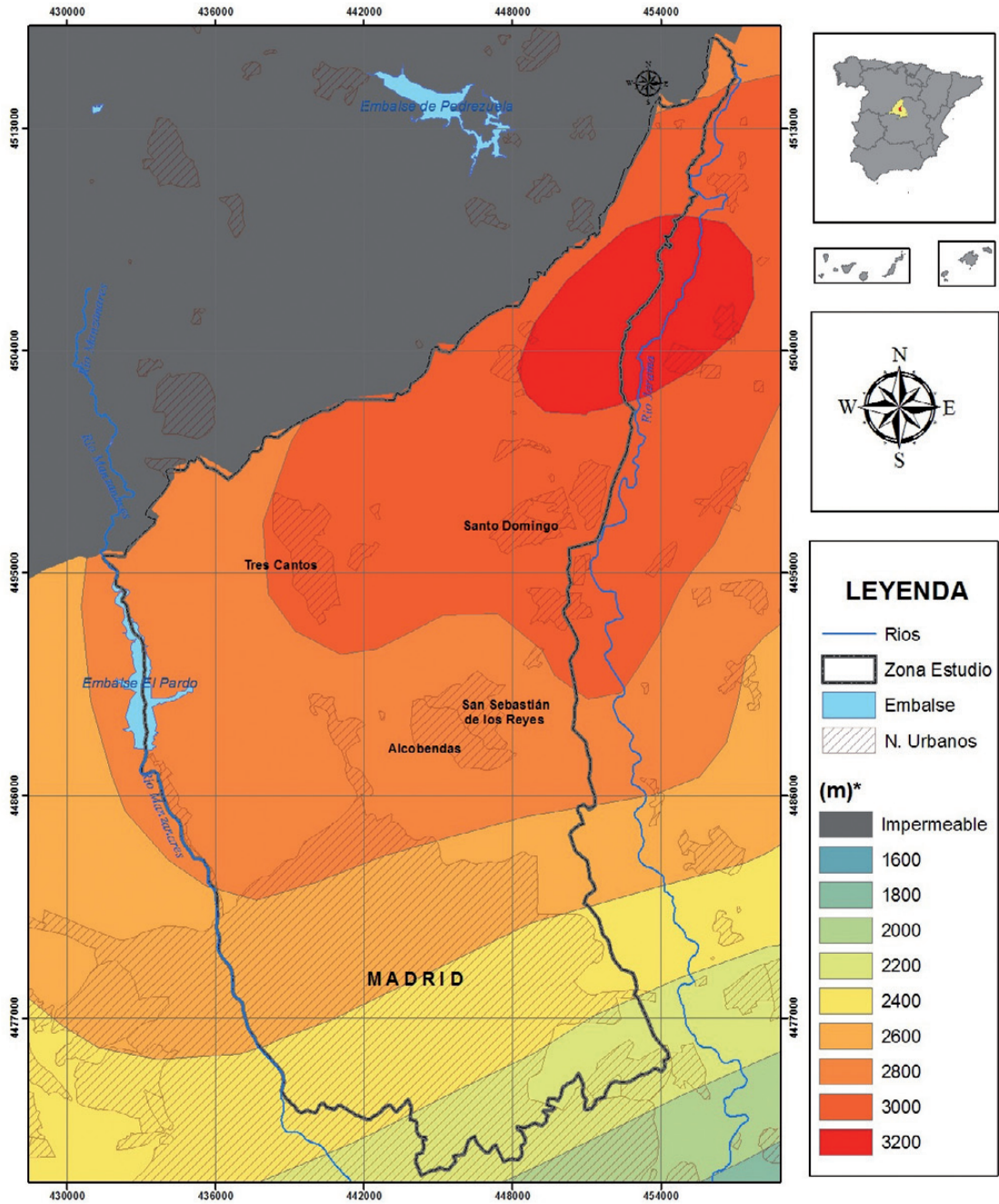
5 2,5 0 5 Km

1:150.000

Proyección ETRS 1989 Zona 30. Elaborado por Damián Córdoba a partir del registro de los pozos de observación del Instituto Geológico y Minero de España para el año 1972.







PROYECTO FIN DE MÁSTER
**UTILIZACIÓN DE HERRAMIENTAS
 DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA
 PARA LA INTEGRACIÓN EN
 MODELOS HIDROGEOLÓGICOS**

MAPA DE
BATIMETRIA

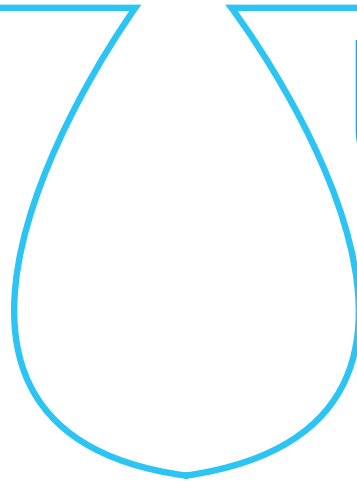
5 2,5 0 5 Km

1:150.000

Proyección ETRS 1989 Zona 30. Elaborado por Damián Córdoba a partir del mapa batimétrico elaborado por la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Madrid - ETSM - y el Canal de Isabel II.
 *El nivel de referencia es el nivel 0 m s.n.m.

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2012

Análisis del consumo energético de una EDAR: autoabastecimiento energético

autora

Laura Delgado Montero

director

Dr. Eloy García (UAH)

Alcalá de Henares, 25 de mayo de 2012



D. Eloy García Calvo, Catedrático de Ingeniería Química, como tutor del PROYECTO DE FIN DE MASTER TITULADO: "ANÁLISIS DEL CONSUMO ENERGÉTICO DE UNA EDAR: AUTOABASTECIMIENTO ENERGÉTICO", doy mi VISTO BUENO a la presentación y la lectura de la memoria del proyecto en la convocatoria de Mayo de 2012

Fdo.: Eloy García Calvo



ÍNDICE

1. Resumen	80
2. Introducción	80
3. Objetivos	80
4. Consumo energético en una depuradora	81
5. Digestión anaerobia	82
5.1. Estabilidad de la digestión anaerobia	83
5.2. Producción de biogás	84
5.3. Aprovechamiento energético del biogás	84
6. Optimización de la generación energética en una EDAR	84
6.1. Decantador primario	85
6.2. Operación del reactor biológico	85
6.3. Pretratamiento previo al digester anaerobio	86
6.3.1. Hidrólisis térmica	87
6.3.2. Ultrasonidos	91
6.3.3. Conclusiones sobre los pretratamientos	92
6.4. Operación avanzada del reactor anaerobio	92
6.4.1. Digestión termofílica	92
6.4.2. Digestores anaerobios avanzados	93
6.5. Codigestión	94
6.6. Equipos de aprovechamiento del biogás	95
6.7. Nuevos procesos de tratamiento de aguas de retorno	96
7. Balance energético	97
8. Legislación y medidas institucionales	98
9. Conclusiones	98
10. Bibliografía	99
12. Anexos	102
12.1. Anexo I. Descripción técnica de proceso Biothelys™, motores de combustión interna y microturbinas	102
12.2. Anexo II. Balance de masa y energía de una EDAR	104

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Consumo energético en depuradoras	82
Tabla 2. Parámetros comparativos proceso Cambi™ y digestión convencional	88
Tabla 3. Datos de diseño de la ampliación de la EDAR Woodward Avenue	90
Tabla 4. Balance energético de la ampliación de la EDAR Woodward Avenue	91

Tabla 5. Rendimiento de sistema de ultrasonidos en dos EDAR españolas	91
Tabla 6. Ventajas e inconvenientes de los pretratamientos de los fangos	92
Tabla 7. Comparativa entre la digestión mesofílica y termofílica	93
Tabla 8. Estudio piloto DAT en la EDAR de Molina de Segura	93
Tabla 9. Potencial de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria	95
Tabla 10. Comparativa de motores y microturbinas	96
Tabla 11. Características del biogás generado	97
Tabla 12. Hipótesis de operación de la EDAR base y la EDAR mejorada	97

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de una EDAR urbana	81
Figura 2. Potencia requerida por unidad de tratamiento según el tamaño de municipio	81
Figura 3. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones de microorganismos	83
Figura 4. Valores de diseño de tiempo de retención hidráulica de un digester anaerobio en función de la temperatura	83
Figura 5. Esquema general de una EDAR urbana	85
Figura 6. Esquema del proceso Cambi™	88
Figura 7. Esquema del proceso Exelys™	89
Figura 8. Esquema del proceso Exelys™ DLD	89
Figura 9. Reactor Sonix™: exterior y detalle de los componentes de un cabezal	91
Figura 10. Efecto de la temperatura en la digestión anaerobia	92
Figura 11. Digestión anaerobia en dos fases	94
Figura 12. Esquema básico de una microgeneración	95
Figura 13. Balance de masa de una EDAR base	97
Figura 14. Balance de masa de una EDAR mejorada	97
Figura 15. Consumo específico de una EDAR en función de su capacidad	98
Figura 16. Esquema del proceso Biothelys™	102
Figura 17. Esquema de disposición de elementos en un equipo de microgeneración con motor	103
Figura 18. Parte móvil de una microturбина Capstone y esquema de funcionamiento de una microturбина	103



INDICE DE ABREVIATURAS

- AGV:** Ácidos grasos volátiles
- CHP:** Sistema de cogeneración (Combined Heat and Power)
- DBO:** Demanda biológica de oxígeno
- DQO:** Demanda química de oxígeno
- EDAR:** Estación Depuradora de Aguas Residuales
- MS:** Materia Seca
- P:** Fósforo
- PCI:** Poder Calorífico Inferior
- SST:** Sólidos en suspensión totales
- SSV/SV:** Sólidos en suspensión volátiles
- THP:** Proceso de hidrólisis térmica
- TRH:** Tiempo de retención hidráulico
- TRS:** Tiempo de retención de sólidos
- US:** Ultrasonidos
- VCO:** Velocidad de carga orgánica



1. RESUMEN

En este proyecto se evalúan las estrategias de optimización de producción de biogás y su aprovechamiento en las Estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) con el objetivo del autoabastecimiento energético. El estudio es aplicable a depuradoras de medio o gran tamaño que disponen de digestión anaerobia de fangos y sistemas de aprovechamiento energético.

En primer lugar se analiza el consumo energético en las EDAR a partir de distintas fuentes bibliográficas, obteniendo unos valores de referencia para la posterior optimización del balance de energía. A continuación se describe el proceso de digestión anaerobia, sobre el que se desarrolla el estado del arte de distintos tipos de procesos y tecnologías que mejoran su funcionamiento y la generación de biogás. Se investiga el grado de aplicación actual y se realiza una valoración técnica mediante la presentación de distintos casos estudio.

Posteriormente, se aplican algunas de las estrategias definidas en el proyecto sobre el balance energético de una EDAR convencional. Como resultado se obtiene que, a partir de las hipótesis seleccionadas, es posible alcanzar la autosuficiencia energética en instalaciones de más de 200.000 he.

Por último, se detallan algunas medidas legislativas e institucionales que fomentan la implantación de este tipo de medidas en las EDAR.

2. INTRODUCCIÓN

La reducción del consumo energético en las plantas de tratamiento de aguas residuales es un tema de creciente interés. Por un lado, la actual crisis financiera junto con la volatilidad y el aumento del precio de la energía, ha situado la reducción del consumo de energía como un objetivo prioritario para los gestores de saneamiento. Por otro lado, la preocupación por la sostenibilidad y el cambio climático, impulsa a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (Estrategia europea 20/20/20, ver apartado 8).

En 2010 se publicaron en España dos amplios estudios sobre el consumo energético del sector del agua. El Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE, 2010) analiza el consumo energético de la desalación y la depuración en España mientras que Hardy y Garrido (2010), estiman la huella energética del ciclo integral del agua - etapas de captación, tratamiento, abastecimiento, distribución y depuración. Ambos estudios concluyen que el tratamiento de aguas residuales supone un 1% del consumo energético nacional, de un total de 18.354 GWh/año.

El sector de la depuración ha experimentado un incremento en el consumo de energía en España debido al aumento de la población servida y a las nuevas exigencias de depuración (recogidas en la Directiva 91/271 y el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración). Existen diversas cuestiones que suponen un aumento considerable del consumo energético en las EDAR:

- Establecimiento de límites más restrictivos de vertidos de agua depurada, como nutrientes (Brandt, M. et al., 2010) o sustancias prioritarias (EA, 2009a).

- Mayores restricciones o prohibiciones de la disposición de fangos.
- Implementación de tratamientos de regeneración y la posterior reutilización del agua para distintos usos (Sala, L. 2007).

La tendencia del sector es, por un lado, implementar medidas que reduzcan el consumo mediante medidas de eficiencia energética y por otro, maximizar el aprovechamiento energético de las aguas residuales. Ambas estrategias, que tienen una gran perspectiva de desarrollo, son complementarias y deben abordarse simultáneamente para alcanzar ahorros energéticos relevantes o incluso un balance energético neutro.

La producción de biogás a partir de la digestión anaerobia y su aprovechamiento es la estrategia más aplicada en la actualidad para la recuperación de energía. Existen además nuevos procesos en desarrollo para un aprovechamiento energético directo del agua residual como los sistemas anaerobios la depuración mediante algas (Rogalla et al., 2009, 2011) o bacterias generadoras de electricidad en *Microbial Fuel Cells (MFC)* (Esteve-Núñez et al., 2011).

Actualmente, son numerosos los estudios que plantean la transformación de la depuración con el objetivo de alcanzar la EDAR energéticamente neutra (EA, 2009a, 2009b, Crawford, 2010, Brandt et al., 2010, Kjaer, 2011). En Europa, Inglaterra es el país que lidera esta cuestión, ya que todos los sectores industriales están muy influenciados por sus compromisos de reducción de gases de efecto invernadero, con un completo informe institucional que aborda el problema (EA, 2008). En España se observa un interés creciente por estos temas en los últimos años, tanto en los congresos nacionales desarrollados por el sector de servicios de agua (V y VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración organizadas por ESAMUR, III y IV Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales organizadas por el ACA, VIII Conferencia sobre Gestión del Agua - AQUA'12) como por la existencia de grandes proyectos de investigación (NOVEDAR Consolider, SOSTAQUA Cenit).

3. OBJETIVOS

Este trabajo se enfoca en la estrategia del aprovechamiento energético de los fangos de depuradora. Esta línea de mejora energética destaca además por su papel en la promoción de las energías renovables y por el aprovechamiento de un residuo. Los objetivos específicos de este proyecto son:

- Analizar el consumo energético de la depuración en España.
- Conocer el estado del arte y grado de desarrollo de las tecnologías que optimizan la digestión anaerobia y aumentan la producción y aprovechamiento de biogás.
- Valorar el potencial de generación de energía a partir de las medidas y tecnologías estudiadas.
- Analizar la legislación y las medidas institucionales que apoyan estas estrategias para el sector de la depuración.

4. CONSUMO ENERGÉTICO EN UNA DEPURADORA

Una Estación depuradora de aguas residuales (EDAR) consta, de forma general, de un pretratamiento para eliminación de grandes sólidos, grasas y arenas, un tratamiento primario para eliminación de una parte de sólidos y un tratamiento secundario para la eliminación de la materia orgánica. Posteriormente puede existir un tratamiento adicional del efluente secundario, denominado terciario o de regeneración, con el objetivo de alcanzar una mayor calidad, principalmente cuando se va a reutilizar el agua. Adicionalmente, existe una línea de tratamiento de fangos con el

objetivo de estabilizarlos y reducir su volumen. La digestión anaerobia es el proceso de estabilización más extendida, sobre todo en depuradoras grandes y medianas. Tiene la ventaja de que se produce gas metano, fuente de energía que puede llegar a abastecer el 60% de la energía consumida por la EDAR (Tejero, 2001).

La Figura 1 muestra un esquema simplificado de una EDAR con las etapas de tratamiento más comunes.

El consumo de energía de una depuradora depende principalmente del tamaño de la población servida (habitantes equivalentes - he)¹, de las tecnologías empleadas, de la calidad del agua

Figura 1. Esquema general de una EDAR urbana

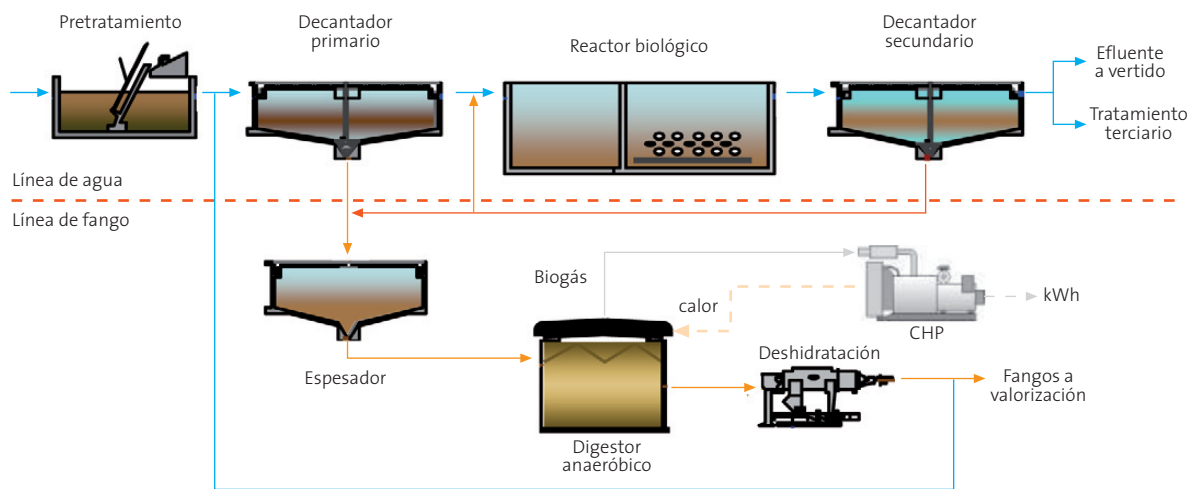
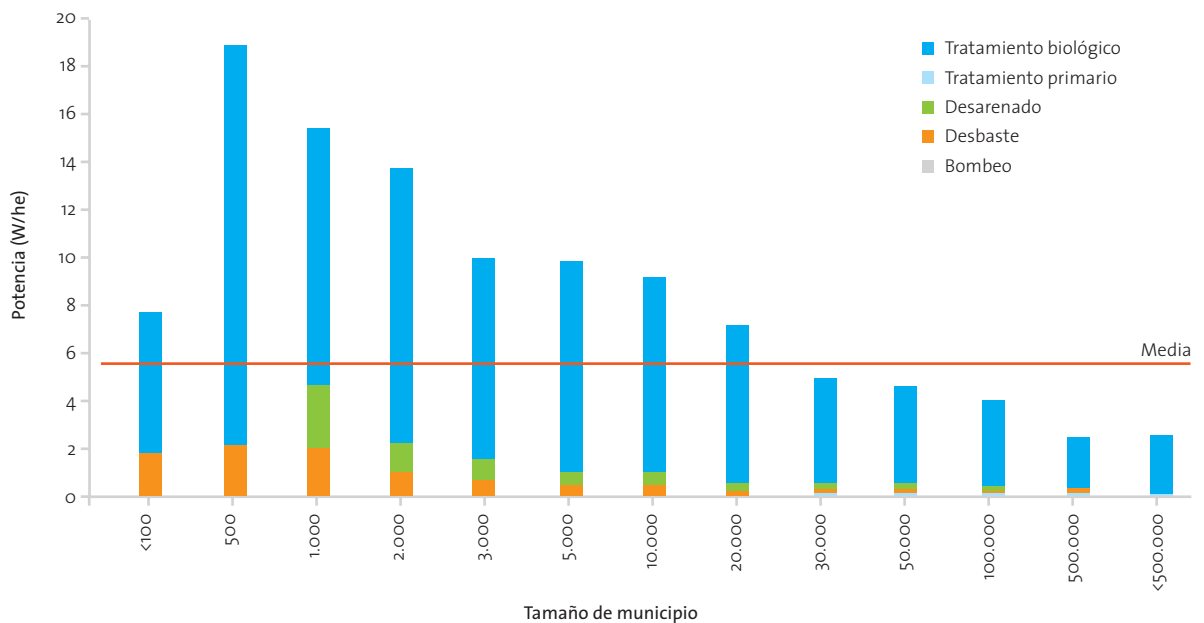


Figura 2. Potencia requerida por unidad de tratamiento según el tamaño de municipio.



¹ Habitante equivalente (he): Según la Directiva 91/271 CEE corresponde a la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de 60 g de oxígeno por día.



residual y del grado de tratamiento requerido (existencia de eliminación de nutrientes, terciario, etc.). De forma general, el proceso biológico es responsable de más de la mitad del consumo energético en una EDAR (Carpes et al., 2011, Simón et al., 2010).

El consumo energético de una EDAR abarca una horquilla muy amplia. Para fines comparativos y de control, suele indicarse mediante el valor específico kWh/m³ de agua tratada, o mediante el valor en Wh/he/d ó kWh/he/año, ya que la unidad habitante-equivalente engloba tanto la cantidad como la calidad.

En el informe del IDAE de la huella energética del sector del agua en España (IDAE, 2010) se ha estimado el consumo energético asociado a cada tipo de EDAR, según un mix teórico de tecnologías en función del tamaño de planta. La Figura 2 muestra la potencia requerida por unidad de tratamiento y por tamaño de planta, expresada como potencia instalada en W/he.

Se observa que las plantas pequeñas tienen un consumo específico muy superior a las plantas medianas y grandes, debido a una operación poco eficaz y un diseño basado en el sobre-dimensionamiento y la robustez.

En la Tabla 1 se recogen algunos valores medios de potencia requerida para tamaños de depuradora mediano y grande según este informe, indicando el tipo de proceso biológico de que consta cada planta. También se ha calculado el consumo específico en kWh/he y en kWh/m³ tratado, considerando una dotación de 200 l/he/día (ATV-A131, 2000). En las plantas que disponen de digestión anaerobia y sistema de cogeneración se considera que éste genera un 25% del consumo de la planta. Estos valores se han contrastado con distintas fuentes bibliográficas (Hospido et al., 2007, Sala, 2007, Silvestre et al., 2009) y se van a tomar como valores de referencia para realizar un balance energético en el apartado 7.

Tabla 1. Consumo energético en depuradoras.

Tipo de tratamiento	Capacidad (he)	Capacidad (m ³ /d)	W/he	Wh/he	kWh/m ³
AP	50.000	10.000	5	120	0,6
FA+NU+AN	100.000	20.000	4	96	0,48
FA+NU+AN+CHP	200.000	40.000	2,6	62,4	0,312
FA+NU+ AN+CHP	500.000	100.000	2,2	52,8	0,264

AP: Aireación prolongada.

FA: Fangos activos.

NU: Eliminación de nutrientes.

AN: Digestión anaerobia de fangos.

CHP: Sistema de cogeneración.

Desde un punto de vista energético, la implantación del tratamiento de digestión anaerobia de los fangos junto con un sistema de cogeneración, permite recuperar parte del consumo. Sin embargo, este tipo de tratamiento de fangos activos con digestión anaerobia sólo es económicamente viable a partir de una capacidad de 100.000 he, debido a los elevados costes de inversión (IDAE, 2010). Esto supone que hasta ahora haya sido un proceso adecuado sólo para medias y grandes instalaciones y, en EDAR de tamaño medio, aunque exista digestión anaerobia, no siempre se acompaña de sistemas de cogeneración (Silvestre et al., 2001).

5. DIGESTIÓN ANAEROBIA

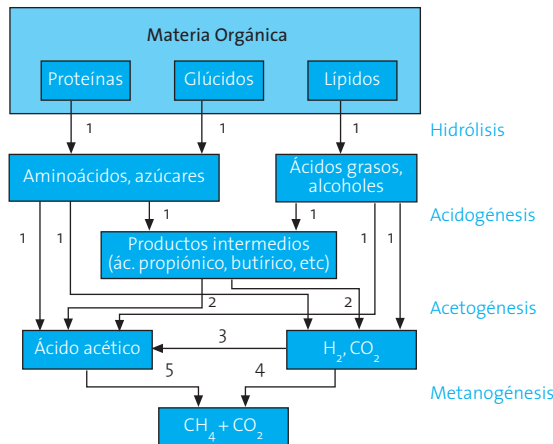
La digestión anaerobia es el tratamiento biológico de la materia orgánica mediante la acción de bacterias específicas en ausencia de oxígeno. La materia orgánica se descompone en biogás, principalmente CH₄ y CO₂. El objetivo de la digestión de los fangos es reducir la materia orgánica (sólidos volátiles), como consecuencia, el fango se estabiliza y su volumen se reduce. Por otra parte, a través del proceso de digestión se eliminan gran parte de los gérmenes patógenos y se mejora la facilidad de manejo del fango. El líquido resultante se recircula normalmente al proceso de tratamiento del agua, el biogás se extrae del digestor y se procesa para obtener energía o simplemente se quema. El digestato (residuo orgánico que se obtiene como producto de la digestión anaerobia) que está fuertemente estabilizado, suele pasar por una etapa de deshidratación para reducir el contenido en agua y puede utilizarse como fertilizante en el campo, someterse a compostaje o procesos de valorización energética.

La digestión anaerobia está caracterizada por la existencia de cuatro fases diferenciadas de degradación del sustrato donde intervienen diversas poblaciones de bacterias: (1) bacterias hidrolíticas-acidogénicas, (2) bacterias acetogénicas, (3) bacterias homoacetogénicas, (4) bacterias metanogénicas hidrogenófilas y (5) bacterias metanogénicas acetoclásticas (ver Figura 3). A continuación se describen estas etapas (Hernández, 1998):

- **Hidrólisis:** Consiste en la degradación de los polímeros orgánicos complejos, como lípidos, proteínas e hidratos de carbono, en moléculas solubles y fácilmente degradables como azúcares, ácidos grasos de cadena larga, aminoácidos, alcoholes, etc. Se trata de un proceso enzimático extracelular, y las bacterias responsables de su generación son las bacterias hidrolítico-acidogénicas, que pueden ser anaerobias estrictas o facultativas.
- **Etapas fermentativa o acidogénica:** Estos compuestos solubles son fermentados por varios microorganismos transformándose en ácidos grasos de cadena corta (ácidos grasos volátiles, AGV) como ácido acético, propiónico, butírico y valérico, principalmente.
- **Etapas acetogénica:** Durante esta etapa actúan las bacterias acetogénicas, las cuales producen ácido acético, CO₂ y H₂ a partir de los ácidos propiónico, butírico o de cadena más larga. El metabolismo acetogénico es muy dependiente de las concentraciones de estos productos.
- **Etapas metanogénica:** Constituye la etapa final del proceso, en la que un amplio grupo de bacterias anaerobias estrictas actúan sobre los productos resultantes de las etapas anteriores y los transforman en metano. Se distinguen dos tipos principales de microorganismos, los que degradan el ácido acético (bacterias metanogénicas acetoclásticas) y los que consumen hidrogeno (metanogénicas hidrogenófilas). La principal vía de formación del metano es la primera, con alrededor del 70% del metano producido de forma general.



Figura 3. Fases de la fermentación anaerobia y poblaciones de microorganismos



5.1. ESTABILIDAD DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

El proceso de digestión se desarrolla en un tanque cerrado denominado reactor o digestor anaerobio donde se dan todas las reacciones anteriormente descritas. Para que dicho proceso funcione correctamente los distintos grupos de bacterias tienen que encontrarse en equilibrio dinámico. La existencia de varias fases consecutivas diferenciadas en el proceso de degradación implica que cada etapa presenta diferentes velocidades de reacción y que la estabilidad del proceso global requiere de un equilibrio que evite la acumulación de compuestos intermedios inhibidores.

En general, la velocidad del proceso está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo. Para residuos en los que la materia orgánica está en forma de partículas, como los fangos, la fase limitante es la hidrólisis, cuya velocidad depende de la superficie de las partículas. Usualmente, esta limitación hace que los tiempos de digestión sean del orden de dos a tres semanas.

La digestión anaerobia está influenciada por una serie de factores que determinan su eficacia. Entre los más importantes se encuentran la temperatura, pH, alcalinidad, nutrientes e inhibidores:

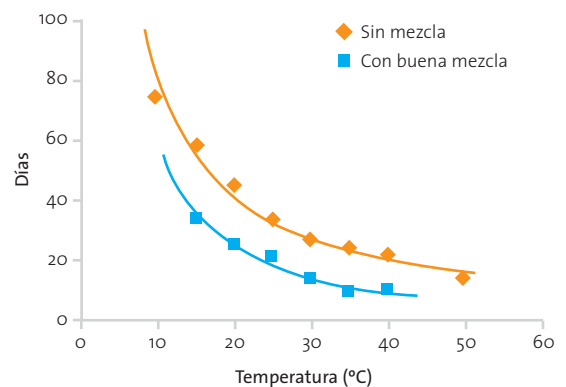
- **Temperatura:** La digestión es un proceso muy lento, pero la actividad de las bacterias se ve acelerada al aumentar la temperatura. Normalmente se opera en el rango óptimo del régimen mesofílico (35-40°C) o termofílico (55-60°C). Aunque las tasas de crecimiento y reacción aumentan conforme lo hace el rango de temperatura, los reactores termofílicos presentan inconvenientes que exigen un mayor control, por lo que la mayoría de los digestores convencionales funcionan en la gama mesofílica, a una temperatura controlada de unos 35°C.
- **pH y alcalinidad:** Las bacterias implicadas en la digestión anaerobia tienen diferente pH óptimo por lo que el pH del digestor debe mantenerse en unos valores que permitan el crecimiento de toda la población aunque no sea el óptimo para todas ellas, en torno a 6,5 y 7,5. La acumulación de AGV puede producir una bajada del pH, por lo que es importante que exista cierta alcalinidad en el fango residual.

- **Nutrientes y tóxicos:** Los dos nutrientes más importantes para el crecimiento de las bacterias es el nitrógeno en forma reducida y fósforo en forma de fosfato. Otros requerimientos son azufre, ciertos metales traza como hierro, cobre o níquel. En la mayoría de los fangos de EDAR urbana están presentes todos los nutrientes necesarios para el crecimiento de la comunidad bacteriana aunque no siempre se encuentran en las concentraciones adecuadas y a veces es necesario un suplemento adicional. Determinados compuestos como metales pesados o los sulfuros actúan como inhibidores de la digestión anaerobia.

Por otro lado, los siguientes parámetros de operación son esenciales para obtener un buen rendimiento en el digestor: concentración de sólidos, mezcla, tiempo de retención y velocidad de carga orgánica.

- **Concentración de sólidos:** Los fangos que llegan al digestor anaerobio son mezcla de fangos primarios y la purga de fangos activos secundarios. Es recomendable que ambos caudales pasen por una etapa previa de espesado conjunta o separada con el fin de alimentar el digestor con una concentración del 4-6% de sólidos. De esta manera se puede reducir el volumen del digestor y se ahorra en energía térmica para calentar el fango (Hellstedt et al., 2010).
- **Mezcla del fango:** La velocidad de agitación es un parámetro que influye en el desarrollo del proceso, ya que se requiere un equilibrio entre la correcta formación de agregados bacterianos y la buena homogeneización (Fernández, 2010).
- **Tiempo de retención hidráulico (TRH):** Es el cociente entre el volumen y el caudal de tratamiento, es decir, el tiempo medio de permanencia del influente en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos. En un reactor ideal de mezcla completa, es igual al tiempo de retención de sólidos (TRS). En la Figura 4 se indican los valores de diseño de TRH en función de la temperatura y del tipo de mezcla. Se observa que existe un tiempo mínimo por debajo del cual el reactor no presenta actividad (Tejero et al., 2001).

Figura 4. Valores de diseño de tiempo de retención hidráulica de un digestor anaerobio en función de la temperatura



- **Velocidad de carga orgánica (VCO):** Es la relación entre la carga orgánica (cantidad de sustrato disponible por la biomasa presente) y el TRH. Se mide en kg SV/m³ digestor/día. Valo-



res bajos implican baja concentración en el influente y/o elevado tiempo de retención. El incremento en la VCO implica una reducción en la producción de gas por unidad de materia orgánica introducida, ya que los microorganismos no permanecen el tiempo suficiente en contacto con el sustrato y, por lo tanto, no degradan toda la materia orgánica presente, debiendo encontrar un valor óptimo técnico/económico para cada instalación y residuo a tratar (IDAE, 2009; Fernández, 2010). Actualmente se emplean los digestores de alta carga (1,6-6,4 kg SV/m³/día) (Degrémont, 1979).

5.2. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Los principales componentes del biogás de la digestión anaerobia del fango del agua residual son (Degrémont, 1979):

- Metano: 65-70%
- Dióxido de carbono: 25-30%
- Pequeñas cantidades de nitrógeno e hidrógeno
- Trazas de ácido sulfhídrico y otros gases

El metano tiene un poder calorífico inferior (PCI) de 8,500 Kcal/Nm³, por lo que un biogás con un contenido medio del 65% en CH₄ tendrá un PCI de 5,525 Kcal/Nm³ ó unos 6,43 kWh/m³ (Hernández, 1998).

El volumen de gas producido depende del tipo de fango, composición, contenido en materia biodegradable y de las condiciones de operación del digestor (temperatura, tiempo de retención, carga). Normalmente los fangos primarios y secundarios se digieren conjuntamente, aprovechando su complementariedad. Sin embargo, los fangos primarios son más fácilmente biodegradables que los secundarios, ya que se componen de carbohidratos y grasas más fácilmente digeribles. Los fangos activos, por el contrario, tienen más concentración de nutrientes y la materia orgánica se encuentra en forma de biomasa celular, proteínas y carbohidratos complejos, menos biodegradables (Gary et al., 2007; Cortacáns, 2011). Cuanto más mineralizado esté el fango secundario, es decir, cuanto más elevada sea la edad del fango del biológico, la capacidad de producción de biogás será inferior, por ejemplo en reactores de aireación prolongada y en EDAR que eliminan nutrientes (Bonmatí et al., 2009; Chauzy et al., 2007).

La producción total de biogás se especifica por la cantidad de alimento consumido por las bacterias, expresado normalmente como la reducción de la demanda de oxígeno (DQO) o los sólidos volátiles (SV) (Montes, 2008). La reducción de materia orgánica (SV) en la digestión anaerobia de aguas residuales suele estar comprendida entre el 45-55%. La eliminación es más alta cuando el contenido en SV es alto, mientras que los rendimientos pueden ser sólo del 35-40% para determinados fangos con el 50-55% de materia orgánica (Degrémont, 1979).

La máxima producción de metano en un reactor anaerobio viene dado por la ecuación 1 donde para la completa oxidación de un mol de CH₄ se requiere 2 moles de O₂, es decir, la demanda de oxígeno del metano es igual a 4 g (ecuación 2).



$$\text{DQO}(\text{CH}_4) = \frac{64}{16} = 4 \frac{\text{gO}_2}{\text{gCH}_4} \quad [2]$$

$$1\text{gDQO} = 0,25\text{gCH}_4 \quad [3]$$

Con la ecuación 2 y la ecuación 4 de los gases en C.N. (1 atm, 0°C), se determina la producción de metano a partir de la eliminación de DQO del proceso:

$$V = \frac{nRT}{P} = \frac{1\text{molCH}_4 \cdot 22,386\text{atm} / \text{molK} \cdot 273\text{K}}{1\text{atm}} = 22,386 \frac{\text{l}}{\text{molCH}_4} \quad [4]$$

$$1\text{gDQO} = \frac{0,25\text{gCH}_4 \cdot 22,386 \frac{\text{l}}{\text{molCH}_4}}{16 \frac{\text{gCH}_4}{\text{molCH}_4}} = 0,35\text{m}^3\text{CH}_4 \quad [5]$$

Por tanto, la producción máxima de metano en un reactor anaerobio es de 0,35 m³ CH₄/kg DQO eliminada. Este valor no suele alcanzarse, por los factores comentados previamente de temperatura, tiempo de retención, etc. El rango medio propuesto en la bibliografía consultada es de 0,75-1,12 Nm³ biogás/kg SV eliminada que corresponde con una media de 0,6-0,65 Nm³ CH₄/kg SV eliminados.

5.3. APROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DEL BIOGÁS

La alta concentración de metano en el biogás hace que sea muy interesante su aprovechamiento energético, aunque su uso depende en general del volumen de producción de biogás y del tamaño de la EDAR. Entre los distintos usos se encuentra:

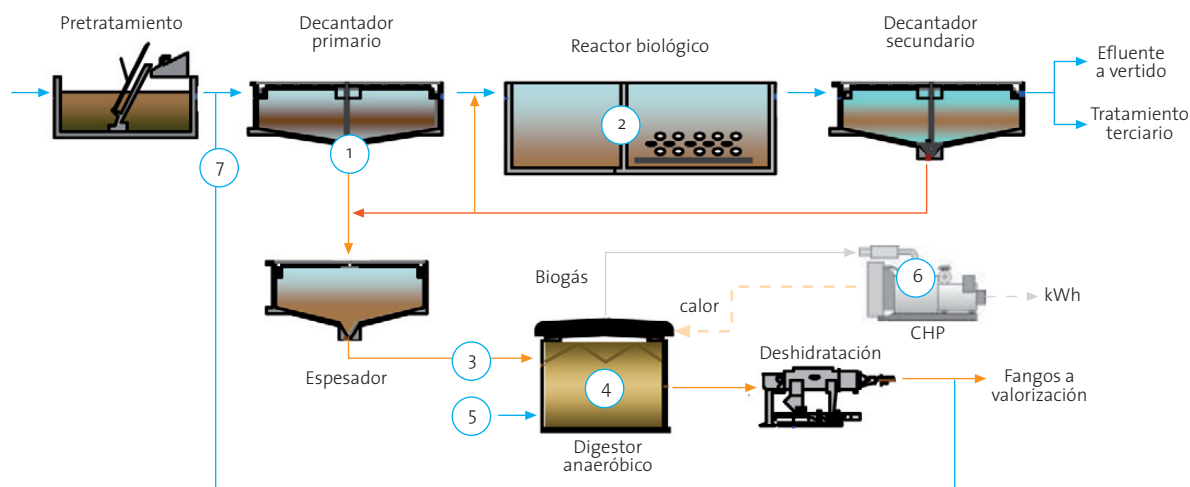
- Combustión directa en calderas: en depuradoras pequeñas, el biogás se emplea para mantener la temperatura en los reactores anaerobios.
- Generación de electricidad y calor mediante sistemas de cogeneración (CHP) con motores de combustión o turbinas de gas: en plantas medianas y grandes es económicamente rentable emplear el biogás para producir electricidad además de energía térmica para autoabastecimiento o venta a la red.
- Aplicación en pilas de combustible, inyección en la red de gas natural, utilización como combustible para vehículos.

Dependiendo de la aplicación, se requerirá algún tipo de tratamiento o purificación del biogás, como la eliminación de partículas, ácido sulfhídrico (SH₂), CO₂ o agua. Los requerimientos de calidad son superiores en las nuevas aplicaciones de pilas de combustible o combustible en automoción.

6. OPTIMIZACIÓN DE LA GENERACIÓN ENERGÉTICA EN UNA EDAR

En la Figura 5 se representa de nuevo el esquema de una EDAR convencional con digestión anaerobia de fangos y se señalan

Figura 5. Esquema general de una EDAR urbana



1. Decantador primario.

2. Operación del reactor biológico.

3. Pretratamiento previo al digestor anaerobio.

4. Operación avanzada del reactor anaerobio.

5. Codigestión.

6. Sistemas de aprovechamiento de biogás.

7. Nuevos procesos de tratamiento de aguas de retorno: es una medida complementaria a determinadas estrategias de maximización de producción de biogás en el digestor, que tienen como consecuencia un aumento de nutrientes a cabecera de la EDAR.

los procesos dónde se puede actuar con el objetivo de incrementar la producción de biogás y la generación de energía.

A continuación se desarrollan estas 7 estrategias y se muestran casos estudio de su implementación en distintas depuradoras, principalmente en España.

6.1. DECANTADOR PRIMARIO

En la decantación primaria se reduce al menos un 20% de DBO y un 50% de sólidos en suspensión del agua residual. El aumento del rendimiento de esta etapa conlleva tres ventajas desde el punto de vista de balance energético (Brandt et al., 2010):

- Reduce la carga orgánica del tratamiento secundario, ahorrando por tanto energía en la aireación.
- Reduce la cantidad de fango activo secundario, el cual puede requerir más energía para su tratamiento.
- Aumenta la producción de fango primario, el cual tiene una concentración superior en materia orgánica biodegradable y fácilmente produce el doble de biogás que el fango secundario activado en un digestor anaerobio (Hellstedt et al., 2010).

Diversos autores opinan que el rendimiento del decantador primario es el factor con mayor influencia en la producción de biogás (Bonmatí et al., 2009, Barber, 2012). La forma más directa de incrementar el rendimiento de la decantación primaria es dosificar algún coagulante - sal metálica - para aumentar la eliminación de DBO y TSS hasta un mínimo del 35% y 55% respectivamente (Joh Kang et al., 2009). Además, la combinación de polímeros con sales metálicas aumenta el rendimiento de la

decantación primaria a la vez que se reduce la dosis necesaria de sales metálicas (Hellstedt et al., 2010). En el informe de Crawford (2010), Dave Reardon propone sustituir los decantadores primarios convencionales por decantadores mejorados con dosificación química, floculación/sedimentación lastrada, que pueden eliminar hasta un 95% de SS comparado con el 60% de los convencionales, u otros tipos de filtros mecánicos.

Sin embargo, al emplear sales metálicas se precipitará la mayor parte del fósforo (P) y una gran cantidad de DQO. Esto puede causar problemas en las etapas biológicas posteriores, ya que puede existir déficit de materia carbonosa para la desnitrificación y déficit de P para el crecimiento de microorganismos. Además, el déficit de P lleva asociado a menudo episodios de crecimiento de bacterias filamentosas (Hellstedt et al., 2010). En algunas plantas, el decantador primario se bypassa para disponer de más materia orgánica y nutrientes en el reactor biológico, lo que afecta directamente al rendimiento del digestor y la producción de biogás (Bonmatí et al., 2009; Morenilla et al., 2010b).

6.2. OPERACIÓN DEL REACTOR BIOLÓGICO

Los sistemas de fangos activados que trabajan con cargas máxicas muy bajas y tiempo de residencia elevados, obtienen unos rendimientos de eliminación de materia orgánica muy altos (en torno al 95%). Los microorganismos trabajan prácticamente en fase de respiración endógena, por lo que la generación de fangos es pequeña y además éstos se encuentran muy mineralizados. Por ello, la digestión de este tipo de fangos tiene rendimientos muy bajos, en torno al 25-30% reducción SV (Chauzy et al., 2007). A medida que los fangos activos convencionales se operan a mayor carga orgánica, parte de la materia orgánica de las aguas residuales se incorpora a la masa bacteriana, sin



ser estabilizada, por lo que estos fangos son más aprovechables por la digestión anaerobia.

Existen distintos tipos de implantación de sistemas de fangos activos con los que se obtienen altos rendimientos de depuración y son ventajosos para el posterior tratamiento de digestión. Un ejemplo de referencia es el tratamiento de fangos activos de dos etapas (A/B) en la EDAR de Strass, en Austria. La planta no tiene tratamiento primario, la etapa A del biológico opera a alta carga con un tiempo de retención de sólidos (SRT) de 12 horas eliminando en el proceso de clarificación entre el 55-65% de la carga orgánica. Mientras, la etapa B opera a baja carga, con un SRT de 10 días, donde se elimina el nitrógeno (Wett et al., 2007).

Por otro lado, existen formas de operar los reactores de fangos activos con el fin de obtener un fango secundario menos mineralizado, por ejemplo, mediante la reducción del tiempo de retención celular (edad de fango) en el reactor biológico. La reducción de la edad del fango, manteniendo la misma calidad de efluente, se puede realizar en épocas estivales cuando la tasa de crecimiento de las bacterias, especialmente las nitrificantes, es elevada. Al reducir el volumen total de fango, es decir, la concentración de MLSS, disminuye la demanda de oxígeno ya que se reduce la respiración endógena y, por lo tanto, el consumo energético baja (Frijns y Uijterlinde, 2010). El fango queda menos mineralizado y se incrementa su producción, lo que puede ser aprovechado en la digestión anaerobia para producir más biogás.

Esta es una medida que no precisa de costes de inversión para la EDAR, sin embargo, en los casos donde no existe digestión, dependiendo del coste de la energía y del tratamiento y gestión del fango, esta medida puede resultar en costes suplementarios de operación.

Un inconveniente de la medida es que implica un mayor control de la operación del biológico. Si cuando cae la temperatura al llegar el otoño, no se ha aumentado suficiente la concentración de MLSS en el reactor, puede tener un impacto negativo en la calidad del efluente.

Caso estudio: EDAR Mairena-El Viso del Alcor y EDAR de Ceutí

La operación del biológico con una edad de fango en función de la temperatura se ha llevado a cabo en la EDAR Mairena-El Viso del Alcor, Sevilla, y la EDAR de Ceutí, Murcia, donde se ha obtenido una reducción anual del consumo energético de la aireación de un 5,25% (Carpes et al., 2011) y de un 6,84% (Simón et al., 2010) respectivamente. Además, en la EDAR de Ceutí, el incremento de producción de fango fue del 10,9% de media. En esta EDAR, donde no existe un aprovechamiento energético del fango, se determinó que el ahorro de aireación no compensaba el aumento de costes de la producción de fangos, por lo que finalmente continuaron operando con una edad de fango fija.

Otras experiencias en EDAR de los Países Bajos (Frijns y Uijterlinde, 2010) hablan de una reducción energética entre el 5-20%, dependiendo de la diferencia de temperatura entre verano e invierno, y de un aumento esperado del 3-5% de producción de fango, según cálculos teóricos, aunque en la práctica no se midieron diferencias significativas.

6.3. PRETRATAMIENTO PREVIO AL DIGESTOR ANAEROBIO

La etapa limitante en la digestión anaerobia de fango de depuradora es la etapa de hidrólisis o solubilización de la materia orgánica. La aplicación de un pretratamiento adicional en parte o todo el caudal de fangos tiene por objetivo aumentar la biodegradabilidad del fango, optimizando la digestión anaerobia e incrementando la producción de biogás. Adicionalmente este tipo de tratamientos trae otras mejoras operativas como la disminución del tiempo de residencia en el digestor, mejora de la deshidratabilidad y calidad del fango y reducción de la cantidad (Phothilangka, 2008). Estos tratamientos se aplican normalmente sólo al caudal de fangos secundarios, ya que son los que contienen un porcentaje menor de sólidos volátiles y posteriormente se mezclan con los fangos primarios.

Por otro lado, este aumento de biodegradabilidad hace que todos los pretratamientos aumenten en mayor o menor medida la concentración de materia orgánica y nutrientes en los caudales de retorno, lo que supondrá un incremento de energía en la aireación del biológico que deberá ser evaluado.

Los procesos empleados como pretratamiento a la digestión anaerobia se clasifican en tratamientos químicos, biológicos, térmicos, físicos o combinación de los mismos. A continuación se explican brevemente en qué consisten, detallando por último dos de los pretratamientos que se presentan como más ventajosos en la literatura, la hidrólisis térmica y los ultrasonidos.

- **Tratamientos químicos:** consisten en la adición de compuestos químicos como ácidos fuertes (HCl , H_2SO_4), bases fuertes (NaOH , KOH , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, $\text{Ca}(\text{OH})_2$) o compuestos oxidantes como el ozono (O_3) o peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Los pretratamientos químicos y termoquímicos se han mostrado muy efectivos para solubilizar el fango (Elliott y Mahmood, 2007, Zhang, 2010), pero las condiciones agresivas de operación requieren materiales especiales y pueden producirse inhibiciones en la digestión posterior. En comparación, la ozonización no deja residuos químicos (Carballa et al., 2006).

El ozono es un oxidante muy potente que hidroliza los polímeros orgánicos en compuestos más pequeños y desintegra las paredes celulares de los microorganismos del fango. Además, reacciona con compuestos orgánicos que son poco biodegradables, oxidándolos a compuestos que quedarán biodegradables: el efecto es el aumento de producción de biogás y la reducción de la masa de fango producido. Aunque no existe mucha experiencia a escala real de la aplicación del ozono para incrementar la producción de biogás, existen ensayos piloto con muy buenos resultados. En ensayos con el fango biológico espesado de la EDAR de Castellón de la Plana, se observó un incremento de hasta un 59% en la producción de biogás con dosis menores de $0,12 \text{ g O}_3/\text{g SST}$. Este valor, sin embargo, se refiere al potencial máximo de producción de biogás y en una planta a escala real puede verse reducido en un 20-40% en función de los parámetros de operación del proceso (Ferrer et al., 2011). Otros autores citan dosis parecidas de $0,1 \text{ g O}_3/\text{g DQO}$ para una mejora del 80% en la producción de metano (Zhang, 2010), o una dosis de $0,05 \text{ kg O}_3/\text{kg TSS}$ para mejorar en un 10% la reducción de fango en



comparación con únicamente la digestión anaerobia (Elliott y Mahmood, 2007).

Actualmente los costes de operación de la ozonización son muy altos, debido especialmente a la energía eléctrica para la producción de ozono y según el balance energético, la producción de biogás no compensa la energía demandada para generar ozono (Winter y Müller, 2002). Sin embargo, las aplicaciones con ozono en la línea de fangos seguirán desarrollándose ya que presentan un gran potencial y posee beneficios adicionales como la destrucción de determinadas sustancias emergentes (Carballa et al., 2006, Mohapatra, 2009).

- **Tratamientos biológicos:** mediante la inoculación con bacterias específicas o la adición de enzimas se consigue la degradación de determinados compuestos. Sin embargo, el empleo de enzimas requiere tiempos de retención más largos, comparado con otras tecnologías como pretratamientos térmicos o químicos (Phothilangka, 2008). También se denominan tratamientos biológicos a la operación avanzada de los digestores en varias etapas, tema que se trata en el apartado 6.4.2.
- **Tratamientos térmicos:** el objetivo de los pretratamientos térmicos es doble. Por una parte, facilitar la degradación de algunas macromoléculas y solubilizar la materia orgánica (aumento de la biodisponibilidad) y por otra parte, y dependiendo de la temperatura y el tiempo, higienizar la materia orgánica para reducir o eliminar microorganismos indeseables. Existen diversas tecnologías que se diferencian en la forma de aplicar el calor; los pasteurizadores suelen aplicar el calor por conducción (recipientes encamisados por ejemplo), y otros métodos incluyen el uso de corrientes de vapor y/o de altas presiones.
- **Tratamientos físicos:** consisten en la solubilización de la materia orgánica mediante la reducción del tamaño de partícula o la lisis celular. Las tecnologías convencionales más empleadas incluyen los molinos de bolas, cavitación hidrodinámica, homogeneizadores de alta presión o centrifugas con desintegrador de fango. En comparación con otros pretratamientos, algunos estudios concluyen que los tratamientos mecánicos no son tan eficaces, ya que requieren más energía eléctrica de la que se genera con el exceso de biogás producido (Winter y Müller, 2002, Zhang, 2010, Pérez-Elvira, 2011). Existen otros tratamientos físicos innovadores, como la hidrólisis térmica o ultrasónicos, que se han empezado a utilizar ampliamente con bastante buen resultado, por lo que se describen a continuación.

6.3.1. HIDRÓLISIS TÉRMICA

El proceso de hidrólisis térmica (THP) consiste en el tratamiento de los fangos con vapor a presión (6-15 bar) y temperatura (150-190°C) por un tiempo de unos 30-60 minutos con el objetivo de romper la estructura celular de las bacterias y solubilizar la materia orgánica, produciendo un producto más fácilmente digerible. Las ventajas principales de este proceso son:

- Reducción de la viscosidad del fango, lo que permite doblar la carga orgánica en el digestor (hasta 8-12% MS), reduciendo

de el volumen del digestor convencional a 1/3 - 1/2 del volumen.

- Aumento de la biodegradabilidad y de la producción de biogás en un 35-45% (rendimientos entre el 50-65% reducción de SV).
- Mejora de la deshidratabilidad de los fangos en un 50-100% (se alcanzan sequedades alrededor del 40% MS) por lo que se reduce el volumen de fango producido en la EDAR en un 35-50%.
- Obtención de un fango libre de patógenos y estabilizado, clase A.

Sin embargo, hay otras consideraciones que deben tenerse en cuenta:

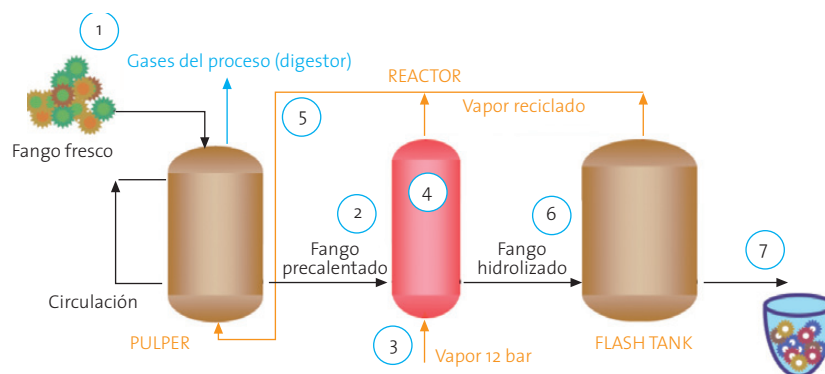
- El coste de los equipos es elevado, no siendo rentable para EDAR de pequeñas poblaciones. Normalmente se emplea en plantas con una población equivalente superior a 100.000 he o para más de 3.000 ton/año de fango.
- El fango de alimentación al THP debe tener una sequedad superior al 15% para reducir las necesidades energéticas del proceso, por lo que se requiere una etapa de deshidratación previa.
- Desde el punto de vista energético, es necesario realizar el balance energético global de la instalación para conocer con seguridad que se obtiene más energía que la requerida.
- Se obtiene un caudal de retorno con mayor concentración de amonio y DQO soluble no biodegradable.
- Requiere de operadores cualificados en sistemas de alta presión.

Los sistemas que han sido comercializados operan en forma discontinua (batch). El THP más empleado y con más referencias a nivel mundial es el proceso Cambi™, patentado por la sociedad noruega del mismo nombre. Con menos referencias se encuentra la tecnología Biothelys™ de Veolia. Ambos procesos son muy parecidos, diferenciándose en la disposición en serie (Cambi™) o en paralelo (Biothelys™) de los reactores. Actualmente la compañía Veolia ha desarrollado un nuevo sistema en continuo de hidrólisis térmica, denominado Exelys™, que presume ser más eficiente energéticamente que los sistemas en batch, aunque todavía no existe ninguna referencia en operación. A continuación se describen los procesos Cambi™ y Exelys™, mientras que la descripción del sistema Biothelys™ puede encontrarse en el Anexo I.

Descripción del proceso Cambi™ (www.cambi.no, Relea, 2009)

El proceso Cambi™ de hidrólisis térmica consta de tres reactores en serie denominados pulper, reactor de hidrólisis y flash. El número de reactores por línea de tratamiento oscila entre 1 y 6, dependiendo de la capacidad requerida. Los gases generados en el proceso de hidrólisis térmica se enfrían, presurizan e

Figura 6. Esquema del proceso Cambi™



1. El fango se deshidrata hasta un 16-17% de materia seca (MS) y se almacena antes de entrar en el sistema.
2. El fango deshidratado se alimenta en continuo al pulper, donde se mezcla con fango ya precalentado, se homogeneiza y se calienta a unos 90-100°C con el vapor recuperado de los otros reactores. El tiempo de residencia es de 1,5 horas, aproximadamente. Los gases de proceso se enfrían y comprimen antes de ser enviados al digestor.
3. El fango homogeneizado entra al reactor central donde tiene lugar la hidrólisis térmica a 165°C y 7 bar durante 20-30 minutos, mediante la inyección de vapor a presión. Tras el tiempo de reacción se reduce la presión de 7 a 3 bar. El vapor se libera gradualmente y se recupera en el pulper.
4. Posteriormente el reactor se despresuriza de 3 a 1,2 bar y el fango esterilizado se introduce rápidamente al depósito flash o de expansión, produciéndose la destrucción celular debido a la caída de presión (explosión de vapor). El tiempo de retención son unas 1,5 horas, la temperatura se reduce hasta aproximadamente 100-105°C mediante el proceso de descompresión (flash), retornando de nuevo el vapor liberado al pulper.
5. El fango ya tratado se bombea en continuo, se diluye al 8-12% y se enfría hasta la temperatura requerida de digestión (37-40°C), en parte por la adición de agua de dilución, y en parte mediante un intercambiador de calor. El calor recuperado puede utilizarse para precalentar el fango de entrada al proceso THP.

Tabla 2. Parámetros comparativos proceso Cambi™ y digestión convencional

Parámetros	Digestor convencional Primario + secundario	Digestor Cambi Primario + secundario	Digestor convencional sólo secundario	Digestor Cambi sólo secundario
Tiempo de retención	20 días	12-15 días	20-25 días	15 días
Volumen	1	1/3 - 1/2 convencional	1	1/2 convencional
Carga MS	4-6%	9-12%	2-5%	7-10%
Carga VS	2-3 kg/m ³ /día	5-7 kg/m ³ /día	1-2 kg/m ³ /día	3-5 kg/m ³ /día
pH	6,8-7,5	7,5-8	6,8-7,5	7,5-8
Temperatura	35-37°C	38-42°C	35-37°C	38-42°C
Destrucción VS	40-45%	>60%	30-40%	>50%
Calidad biogás	60-65% CH ₄ H ₂ S ++	65-68% CH ₄ H ₂ S --	60-65% CH ₄ H ₂ S ++	65-68% CH ₄ H ₂ S --
Tipo biosólido	No clase A	Clase A	No clase A	No clase A
Sequedad %MS tras deshidratar*	20-25%	32-40%	15-20%	28-32%

* Normalmente 32-35% con filtro banda o centrifuga. Hasta 40% con filtro prensa.

inyectan al digestor. La Figura 6 muestra un esquema del proceso y las etapas se describen a continuación:

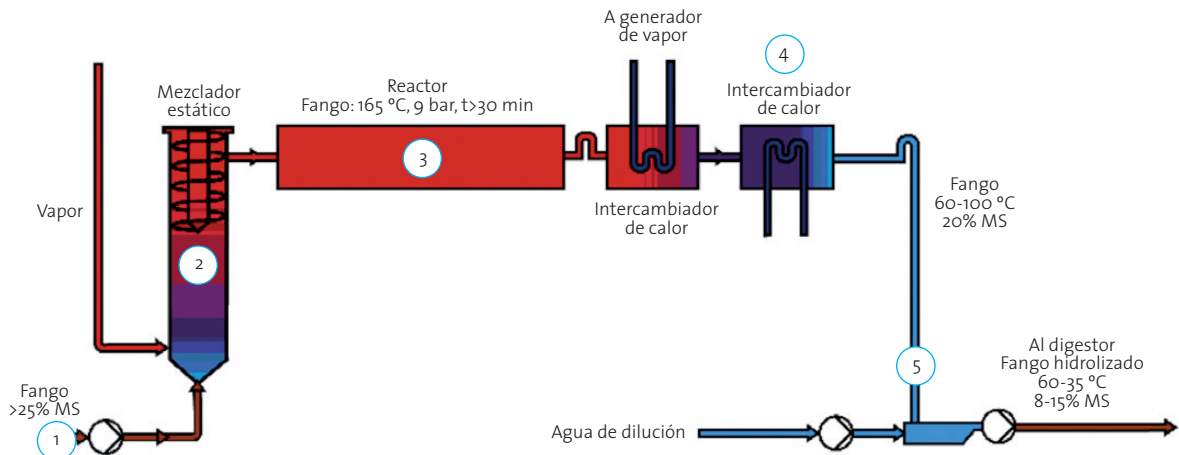
En la tabla 2 se muestra una comparativa entre THP Cambi y digestión convencional operando con fango mixto (primario y secundario) y sólo secundario (Relea, 2009).

Descripción del proceso Exelys™ (www.veoliawaterst.es, Kline et al., 2011, Kjaer, 2011)

El proceso Exelys™ es una nueva generación de hidrólisis térmica que opera en continuo, lo que supone las siguientes ventajas:

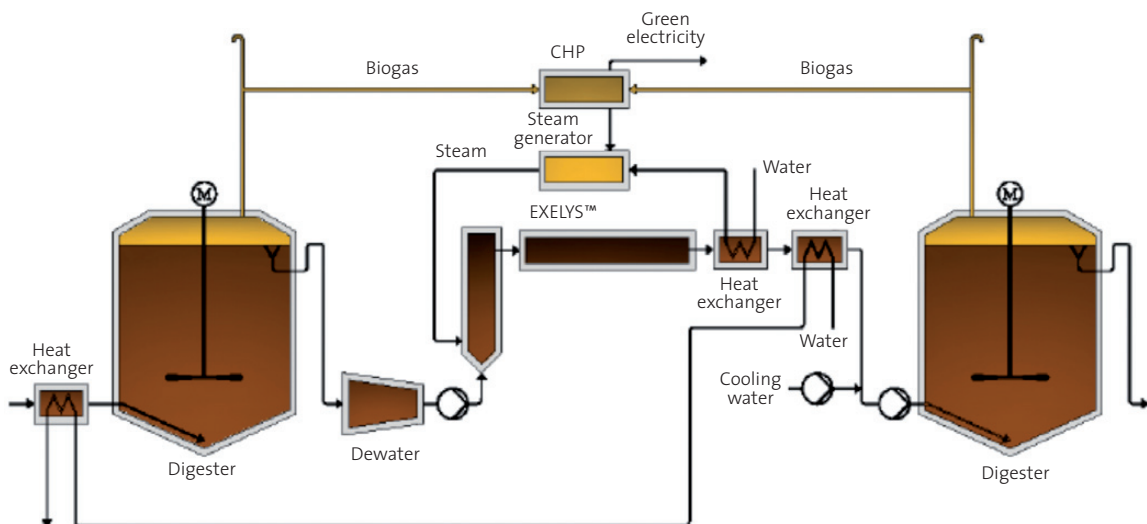
- La operación se simplifica y el sistema presenta un coste de inversión y operación competitivo incluso en plantas de mediano tamaño (a partir de 30.000 he).

Figura 7. Esquema del proceso Exelys™



1. El fango se deshidrata hasta un 20-25% de materia seca (MS) y se almacena antes de entrar en el sistema.
2. El fango deshidratado se bombea en continuo al sistema donde se inyecta vapor a 165°C para elevar su temperatura. Un mezclador estático asegura que la mezcla vapor/fango se realiza de forma homogénea.
3. Seguidamente el fango pasa al reactor tubular presurizado (9 bar) donde permanecerá un tiempo de retención hidráulico de 30 minutos.
4. A continuación el fango hidrolizado térmicamente se enfría mediante un intercambiador de calor (con recuperación de calor).
5. Finalmente se diluye con agua enfriándolo por debajo de 90°C hasta la temperatura de operación del digestor meso o termófilico y reduciendo su contenido en sólidos, a fin de introducirlo nuevamente al proceso de digestión anaerobia.

Figura 8. Esquema del proceso Exelys™ DLD



- El rendimiento energético es superior, originando fango hidrolizado con bajo consumo energético.

una etapa de hidrólisis térmica intermedia, denominado Exelys™ DLD (Digestión-Lisis-Digestión) (ver figura 8).

La figura 7 muestra el esquema del proceso Exelys™ cuyas etapas se describen a continuación.

Este tipo de operación establece las siguientes diferencias respecto al sistema batch:

Optimización adicional: Exelys™ DLD

El proceso Exelys™ se presenta también en una configuración patentada que consiste en una doble etapa de digestión, con

- El THP se reduce de tamaño ya que la primera digestión reduce la cantidad de fangos a hidrolizar. El consumo de energía disminuye, por lo que el sistema es más eficiente energéticamente.



- Al digerir posteriormente el fango hidrolizado, los rendimientos de producción de biogás son superiores (5-10% más biogás), comparados con un sistema THP + digestión convencional.
- La calidad del digestato es mejor, se produce unas 5-10 veces menos DQO refractaria gracias a la digestión previa situada antes del Exelys™.
- Se requieren mayores costes de inversión. El sistema sólo es aplicable en plantas grandes (a partir de 200.000 he).

Caso estudio: Planta demostración (Kjaer, 2011)

A pesar de que actualmente no existen referencias en operación a escala real, el sistema Exelys™-DLD ha estado en operación desde octubre de 2010 en una planta demostración en la EDAR de Hillerød en Dinamarca (60.000 he), donde se evalúa y optimiza la operación del sistema. Anteriormente, la planta tenía una digestión termofílica anaerobia con un tiempo de retención de 25 días y una tasa de reducción del 35-40% MS. Con el sistema Exelys™ DLD el operador ha estimado un incremento del 30% de producción de biogás, ha mejorado la deshidratabilidad y ha reducido en un 25% la producción total de fango.

Balance energético de la hidrólisis térmica

A pesar de las múltiples ventajas que ofrece un pretratamiento de hidrólisis térmica en la gestión y tratamiento de fangos, desde el punto de vista del balance energético es necesario estudiar cada caso en particular. El sistema puede operarse de dos maneras:

- Se emplea todo el biogás en el sistema de cogeneración para maximizar la generación de energía eléctrica. El vapor se produce principalmente en la caldera de recuperación del calor residual de la cogeneración, procedente de los gases de escape y del agua de refrigeración del motor/ turbina. Si es necesario, se emplea combustible fósil adicional en la caldera para cubrir la demanda de vapor.
- Se aprovecha el biogás para la generación de vapor en la caldera y el resto para generar energía eléctrica en el sistema de cogeneración (sistema térmicamente autosuficiente).

Algunos autores (Bungay, 2009) establecen que la hidrólisis térmica no es energéticamente autosuficiente, si no que requiere entre un 25-35% de combustible adicional. En otros casos se ha comprobado que la demanda de energía calorífica se cubre en su totalidad mediante el biogás producido (Chauzy et al., 2007) o que el biogás requerido por la caldera de generación de vapor supone sólo un 8% del total (Jolly y Gillard, 2009).

En general, hay que tener en cuenta las siguientes cuestiones a la hora de analizar la eficiencia energética de un proceso de hidrólisis térmica:

Energía eléctrica:

- Se genera más electricidad debido al incremento de biogás

- Se consume menos electricidad en la instalación de tratamiento de fango ya que se reduce el tamaño o el número de equipos: digestores, bombeo, deshidratación.
- Se requiere electricidad adicional para la deshidratación previa hasta 15-10%MS y los bombeos intermedios del sistema.

Energía térmica:

- Se requiere un consumo de biogás elevado para la generación de vapor.
- Normalmente no se requerirá calentar los digestores, ya que el fango se introduce a temperatura

Se muestra a continuación un caso estudio de la implantación de un sistema de hidrólisis térmica, cuyo balance energético es positivo.

Caso estudio: Ampliación EDAR Woodward Avenue, Canadá (Ross et al., 2010)

En la ampliación de la EDAR Woodward Avenue (aumento de capacidad de 450.000 a 600.000 he), se estudiaron distintas tecnologías de pretratamiento, identificando la hidrólisis térmica como la más apropiada, ya que la deshidratación del fango previa a la digestión ahorra la inversión en nuevos digestores. Se analizó el balance energético y la viabilidad económica (teniendo en cuenta los costes de disposición de fangos y el beneficio por la venta de energía renovable) para dos opciones: caso base (ampliación de la digestión mesofílica) y digestión avanzada con THP.

La EDAR disponía de 3 digestores anaerobios de aproximadamente 23.000 m³ que estaban al límite de su capacidad, y un sistema de cogeneración de 1,6 MW. Para el estudio de ampliación se tuvieron en cuenta los siguientes datos:

Tabla 3. Datos de diseño de la ampliación de la EDAR Woodward Avenue.

	Caso base	Hidrólisis térmica
Digestores	3 + 2	3
CHP	1,6 MW + 1 MW	1,6 MW + 1,6 MW
Reducción SV (%)	44%	50%
Deshidratabilidad fango (%MS)	27%	30%

En el balance energético (ver Tabla 4) se comprueba que la instalación del THP genera un excedente eléctrico respecto a la simple ampliación del tratamiento de digestión, en que se demanda más electricidad que la generada in situ. Además, en el caso base se requiere gas natural adicional para calentar los digestores, mientras que con el THP se genera calor en exceso.

Desde un punto de vista económico, la ampliación con THP supone unos costes de inversión un 48% superiores al caso base, aunque los costes de operación y mantenimiento son un 30% inferiores. El análisis de costes en su ciclo de vida total (20 años) es ligeramente inferior en el caso con pretratamiento mediante THP y la dependencia energética de la EDAR se reduce.



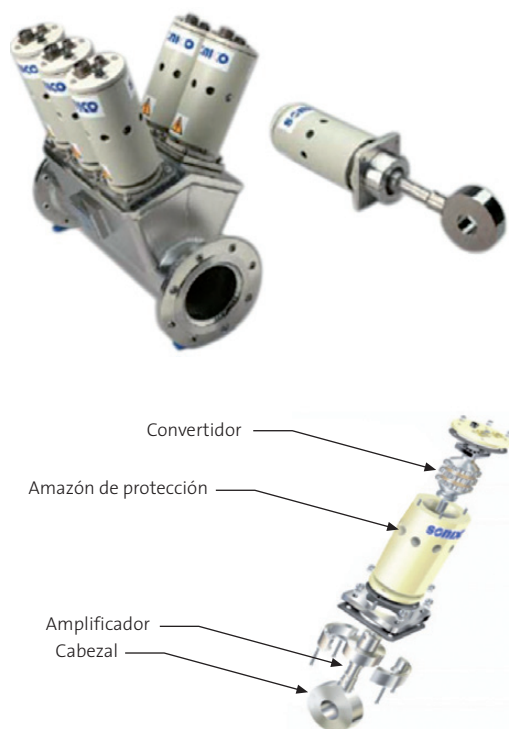
Tabla 4. Balance energético de la ampliación de la EDAR Woodward Avenue

		Caso base	Hidrólisis Térmica
Total energía consumida	kWh/d	53.217	14.603
Pre-deshidratación	kWh/d	0	2.089
Pre-condicionamiento	kWh/d	0	1.089
Mezclado digestores	kWh/d	11.095	6.934
Calentamiento (suplementario al obtenido del CHP)	kWh/d	38.180	0
Deshidratación	kWh/d	3.942	3.745
Total energía generada	kWh/d	50.212	62.660
Energía neta generada	kWh/d	-3.005	48.057

6.3.2. ULTRASONIDOS

El fundamento de la tecnología de ultrasonidos (US) se basa en la utilización de la energía provocada por una cavitación controlada. El funcionamiento de un reactor de ultrasonidos consiste en la creación de oscilaciones eléctricas de frecuencia superior a 20 KHz por medio de un generador, que se convierten en oscilaciones mecánicas –vibraciones– mediante un convertidor. Esto crea presiones positivas y negativas que crean microcavidades en el líquido que colapsan posteriormente, proceso denominado cavitación. En los puntos donde implosionan las burbujas se crean unas condiciones de alta presión y temperatura (500 atm y 5.000 °C aproximadamente) lo que hace que se rompan las paredes celulares de cualquier microorganismo que se encuentre cerca de estos puntos de energía (www.weber-entec.de). La figura 9 muestra un equipo de US comercial.

Figura 9. Reactor Sonix™: exterior y detalle de los componentes de un cabezal



Los efectos de la aplicación de ultrasonidos en la corriente de fangos de una depuradora son la destrucción de flocos y la ruptura de las paredes celulares de los microorganismos. De esta manera se incrementa el contenido de biosólidos fácilmente biodegradables y se favorecen los procesos posteriores de digestión (Simón et al., 2007). Como con otros pretratamientos, normalmente sólo se aplicarían ultrasonidos a la purga de los fangos activos donde se ha demostrado que, con un nivel apropiado de sonicación, se alcanzan tasas de reducción similares a las del fango primario, aumentando la reducción de SV de un 40 a un 60%. Como los US aumentan la tasa de hidrólisis, el impacto será mayor sobre digestores con TRH cortos donde la etapa de hidrólisis sea limitante (Roxburgh et al., 2006).

Balance energético

El tiempo de retención en el equipo de US y la frecuencia de las oscilaciones determinan la cantidad de energía consumida por el sistema (Hellstedt et al., 2010). El consumo energético de un equipo de ultrasonidos es alto en comparación con otros pretratamientos. Jolly y Guillard (2009) dan valores de 2,5 kWh/m³ fango tratado y en su estudio el balance energético es negativo para estos sistemas (se consume más energía que la que se gana) en comparación con la digestión mesófila tradicional.

Casos estudios: EDAR de Vilanova i la Geltrú y EDAR Molina del Segura

Dos de las referencias en España donde se ha aplicado la tecnología de ultrasonidos con éxito son las EDAR de Vilanova i la Geltrú, Barcelona (Moragas et al., 2007) y la EDAR Molina del Segura, Murcia (Simón et al., 2007), donde se han instalado equipos Sonix™ (ver figura 9). La Tabla 5 muestra los parámetros obtenidos en la aplicación de los ultrasonidos en las EDAR comparado con los rangos teóricos que ofrece otro de los fabricantes (www.weber-entec.de). Se observa que los resultados son muy parecidos y acordes con lo que ofrecen los fabricantes. Además, ambas plantas han aumentado el porcentaje de energía cogenerada.

Tabla 5. Rendimiento de sistema de ultrasonidos en dos EDAR españolas

	Rango teórico	EDAR Vilanova i la Geltrú	EDAR Molina de Segura
Incremento de la eliminación de la materia orgánica (SV)	10-20%	sin dato	8%
Incremento en la producción de biogás en el digestor	10-20%	19% (de 0,47 a 0,56 Nm ³ biogás/ kg MValim)	18%
Reducción del contenido de sólidos del fango	5-10%	8% (esperado)	10%

Sin embargo, existen aplicaciones con ultrasonidos en otras EDAR en España que no han dado resultados satisfactorios. Esto puede ser debido a la gran capacidad de digestión anaerobia disponible (Díaz, 2012).



Tabla 6. Ventajas e inconvenientes de los pretratamientos de los fangos

Ventajas

- Incremento de la producción de biogás y generación de energía con cogeneración.
- Reducción de la cantidad de fangos, disminución de los costes de disposición.
- Aumento de la capacidad de los digestores por aumento de la carga orgánica admisible.
- Mejora, en general, de la deshidratabilidad del fango.
- Estas tecnologías pueden instalarse en plantas ya existentes o incluirse en nuevas plantas.
- Obtención de un fango de Clase A (tratamientos térmicos).

Inconvenientes

- Coste de inversión elevado.
- Coste energético adicional en forma de calor o electricidad.
- Aumento de la concentración de nutrientes en los caudales de retorno.
- Fango con bajo pH (en los métodos químicos u oxidativos).

6.3.3. CONCLUSIONES SOBRE LOS PRETRATAMIENTOS

Actualmente existe un gran campo de investigación sobre estas tecnologías. Algunos autores han evaluado el balance energético a escala de laboratorio o escala industrial (Mata-Álvarez et al., 2007, Phothilangka, 2008, Pérez-Elvira, 2011), en otras publicaciones se realiza un estudio de la viabilidad técnica y económica de varias tecnologías (Schafer et al., 2002, Winter y Müller, 2002, Elliott y Mahmood, 2007, Jolly y Gillard, 2009) o el estudio medioambiental mediante la aplicación de Análisis de Ciclo de Vida (Carballa et al., 2011).

Sin embargo, a pesar de toda la información bibliográfica disponible, las diferentes condiciones de aplicación de los pretratamientos (escala piloto o real, en batch, fango mixto o sólo secundario, tiempo de retención, etc.) hace muy difícil realizar una comparativa fiable entre las distintas tecnologías. Además, se han encontrado informes con resultados contradictorios. Por otro lado, hay poca información sobre la integración y el balance global energético en las EDAR donde se han aplicado los pretratamientos, lo que no permite sacar conclusiones definitivas sobre qué métodos son los más eficientes energéticamente.

La tabla 6 muestra un cuadro resumen con las ventajas e inconvenientes de la aplicación de un pretratamiento de los fangos previo a la digestión anaerobia.

La elección de un tipo de pretratamiento dependerá de las necesidades y las condiciones técnicas de cada planta y en principio, requerirá de un análisis previo para su implantación. Lo más recomendable es hacer un estudio en cada caso, en particular del rendimiento de la digestión anaerobia de la EDAR y si es posible llevar a cabo un piloto con los pretratamientos que se consideren más ventajosos. Los puntos importantes a analizar son, además del incremento de la producción de biogás, el consumo eléctrico y térmico del pretratamiento, el consumo de químicos, el grado de deshidratabilidad del fango tras la digestión y la reducción del volumen de fangos.

Finalmente, a pesar de los altos costes de inversión requeridos en la mayor parte de los pretratamientos, el aumento generalizado de los costes de disposición de fangos y de la energía pueden compensar los costes de inversión y operación, por lo que los beneficios globales obtenidos con el pretratamiento pueden

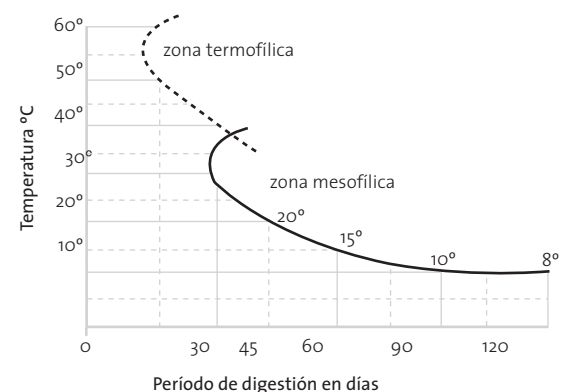
ser económicamente eficientes. De hecho, está comprobado que la instalación de pretratamientos en plantas con los digestores muy sobrecargados, son más rentables que la construcción de nuevos digestores (Bungay, 2009).

6.4. OPERACIÓN AVANZADA DEL REACTOR ANAEROBIO

6.4.1. DIGESTIÓN TERMOFÍLICA

El incremento de la temperatura en la digestión anaerobia trae consigo un aumento de la velocidad de crecimiento de los microorganismos, lo que para igual tasa de reducción de materia orgánica se permiten menores tiempos de reacción. Se requiere por lo tanto un volumen inferior del digestor y suele ser una opción para reducir el TRS o aumentar la carga orgánica del digestor. Otra ventaja es que asegura tasas superiores de destrucción de patógenos (Mata-Álvarez et al., 2007). El efecto de la temperatura sobre el tiempo de digestión se representa en la Figura 10 (Hernández, 1998).

Figura 10. Efecto de la temperatura en la digestión anaerobia.



Aunque las tasas de crecimiento y reacción son superiores, estos reactores presentan otros inconvenientes que exigen un mayor control por lo que la mayoría de los digestores convencionales funcionan en el rango mesofílico. Sin embargo, actualmente, con los avances en los sistemas de control, se vuelve a estudiar



Tabla 7. Comparativa entre la digestión mesofílica y termofílica

	Digestión mesofílica	Digestión termofílica
Temperatura	35-40 °C	55-60 °C
Tiempo retención sólidos (TRS)	>20 días	≤20 días
Producción biogás	Menor eficiencia en la reducción de materia orgánica	<ul style="list-style-type: none"> Mayor velocidad de reacción y mayor producción de biogás. Contenido en metano más alto y reducción de H₂S en el biogás.
Calidad fangos digeridos	Menor desactivación de patógenos	Elevada eliminación de patógenos (biosólido Clase A, si se opera en batch)
Requerimiento energético	No necesita energía adicional	Requiere energía adicional para calentar el digestor
Costes inversión	Mayor inversión (más volumen)	Menor inversión
Operación	<ul style="list-style-type: none"> Formación de espumas habitual Poco sensible a cambios en las condiciones de operación 	<ul style="list-style-type: none"> Reducida formación de espuma Más sensible a cambios en las condiciones de operación (VCO, características del fango de alimentación, temperatura) Elevada concentración de AGV

y tener experiencias satisfactorias en la aplicación de digestores termofílicos en EDAR urbanas (Spinosa et al., 2011). La Tabla 7 recoge una comparativa entre la digestión mesofílica y termofílica (Riau et al., 2007).

Varias instalaciones están transformando sus sistemas de digestión de mesofílico a termofílico con el objetivo de tener capacidad suficiente de tratamiento, mejorar la reducción de SV y obtener un fango de Clase A libre de patógenos. Otras instalaciones realizan una doble etapa de digestión mesofílica y termofílica, de manera que pueden obtener las ventajas de los dos tipos de operación (Schafer et al., 2002).

Si se aumenta la temperatura al rango termofílico en un digestor donde la carga orgánica es muy elevada o el tiempo de retención es muy corto, la producción de biogás aumenta normalmente y el proceso es más eficiente. Sin embargo, algunas experiencias muestran que el cambio de condiciones mesofílicas a termofílicas con un tiempo de retención fijo, o cuando el digestor mesofílico operaba correctamente, no trae siempre un aumento en la producción de biogás (Hellstedt et al., 2010, Bigot, 2011).

Riau et al. (2007) analiza la influencia del tiempo de retención de sólidos y VCO sobre la eficacia de eliminación de DQO y SV en condiciones termofílicas (55°C) y mesofílicas (35°C) y observa que para tiempos de retención de 20 días (VCO=1,95 kg VS/m³/d), el proceso termofílico es significativamente mejor que el mesofílico mientras que para 30 días (VCO=1,30 kg VS/m³/d) no existen ventajas significativas entre un tipo de digestión u otra. Por lo tanto, la gran ventaja de aplicación de la digestión termofílica se da a tiempos de retención bajos, ya que a tiempos elevados, los rendimientos son similares en la digestión mesofílica.

Caso estudio: Planta piloto en la EDAR de Molina de Segura

Se ha realizado un estudio en planta piloto en la EDAR de Molina de Segura (Pascual, 2011) con un digestor anaerobio termofílico (DAT) de 15 m³ a 55°C. Los resultados del estudio piloto se comparan con los resultados de la digestión mesofílica (DAM) de la EDAR en la Tabla 8.

Tabla 8. Estudio piloto DAT en la EDAR de Molina de Segura

	DAM	DAT
Velocidad Carga Orgánica (kg SV/m ³ /día)	0,8	1,6
Tiempo de retención (días)	59,3	20,3
Producción específica de biogás	1,09 Nm ³ /kg SV _{elim} 0,48 Nm ³ /kg SV _{alim}	1,3 Nm ³ /kg SV _{elim} 0,53 Nm ³ /kg SV _{alim}

Las conclusiones del estudio han sido:

- Con la digestión termofílica se puede trabajar con menores tiempos de retención y mayores velocidades de carga orgánica, obteniendo una elevada o incluso superior producción de biogás.
- Se obtiene un fango más resistente y además es posible alcanzar mayores sequedades tras la deshidratación del fango, pero se necesita una mayor dosis de polielectrolito para alcanzar el mismo porcentaje de deshidratabilidad.
- Las necesidades energéticas para calentar el fango son superiores aunque se podría compensar por la mayor calidad del fango obtenido y la disminución en el volumen necesario de digestor.
- El balance neto, considerando el menor tiempo de retención hidráulico es de un ahorro de 24.857 kWh/año, es decir, unos 2.170 g/año.

6.4.2. DIGESTORES ANAEROBIOS AVANZADOS

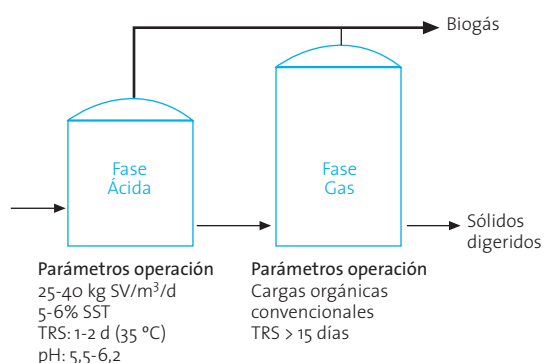
Se han desarrollado varios tipos de reactores anaerobios avanzados para obtener mejores rendimientos en forma de mayor reducción de sólidos volátiles y producción de biogás. Entre las distintas configuraciones existentes, las más comunes son (Cortacáns, 2011):

- Digestión en doble etapa:** Son dos reactores en serie que operan al mismo régimen de temperatura, en régimen mesófilo o termófilo. Con esto se consiguen ventajas de proceso, tasas superiores de degradación de SV y producción de biogás más elevada.



- Digestión en fases de temperatura (en inglés TPAD, *Temperature-Phased Anaerobic Digestion*): Consiste normalmente en una primera etapa termofílica con bajo tiempo de retención, seguida de una mesofílica, con el objetivo de sumar las ventajas de los dos sistemas. En la fase termofílica se da una velocidad de hidrólisis y actividad biológica más elevadas, mayor destrucción de SV y menor concentración de patógenos; en la fase mesofílica se completa la eliminación de SV, se obtiene un fango con mejor deshidratabilidad y con reducida concentración de compuestos con olor. Distintas instalaciones de este tipo en EEUU alcanzan elevadas producciones de biogás y reducción de SV (Schafer et al., 2002), llegando a obtener incrementos de producción de biogás del 20-30% y hasta 50%. Sin embargo, Cortacáns (2011) concluye que no se obtienen ventajas tan claras entre los sistemas TPAD y los digestores termofílicos, por lo que los TPAD han evolucionado a sistemas termofílicos por etapas.
- Digestión en dos fases: En esta categoría se separa la fase ácida de la fase metanogénica. Puede realizarse en régimen meso o termofílico, aunque lo habitual es el mesofílico. Las condiciones en cada reactor son las óptimas para que se desarrollen las distintas fases de la digestión anaeróbica: bajo TRS y pH para las etapas hidrolíticas y acidogénicas en el primer reactor y mayores TRS para el desarrollo de bacterias metanogénicas en el segundo reactor. En la Figura 11 se muestran las condiciones operativas normales de este tipo de sistemas. También se pueden encontrar variaciones del sistema con distintas temperaturas, fundamentalmente termo-meso para conseguir biosólidos de clase A.

Figura 11. Digestión anaerobia en dos fases



Las ventajas son: sistema más estable con un tiempo de retención global inferior al correspondiente con un único reactor (IDAE, 2007), incremento de la carga orgánica y la producción de metano (Schafer et al., 2002). El porcentaje de eliminación de SV están en el rango del 45-65% (Abu-Orf et al., 2011). Sin embargo, se ha observado que a menudo se desacoplan las dos etapas por una elevada concentración de H₂ que inhibe la correcta operación del primer reactor. Este hecho hace que no sea un sistema muy extendido (Bonmatí et al., 2009).

- Digestión de tres fases: Es la combinación de la digestión de dos fases ácida/gas y en fases de temperatura.

6.5. CODIGESTIÓN

La codigestión consiste en el tratamiento conjunto de dos o más residuos orgánicos diferentes. La principal ventaja consiste en el aprovechamiento de la complementariedad de la mezcla, ya que se compensan las carencias de nutrientes, se diluyen inhibidores y se aumenta la concentración de materia orgánica. Otras ventajas asociadas al proceso de codigestión son: (Carballa y Lema, 2011, Montes, 2008):

- Se incrementa el potencial de producción de biogás consiguiendo un proceso más eficaz.
- Se comparten las instalaciones de digestión y aprovechamiento energético, disminuyendo los costes de inversión y explotación.
- Se amortiguan las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
- Se unifica la gestión de residuos orgánicos.

Sin embargo, hay que tener en cuenta determinados aspectos, como determinar la proporción adecuada de cada sustrato en la mezcla, ya que se puede introducir sustancias tóxicas o inhibidoras para el proceso anaerobio. Además, la codigestión no debe esconder prácticas de dilución de contaminantes, tales como metales pesados, por lo que el control de la calidad del residuo anaerobio es obligado en la operación de estos digestores (Montes, 2008). Por otro lado, la gestión conjunta de residuos conlleva poseer la autorización pertinente de la Autoridad Competente (Ordoñez, 2011).

La codigestión aplicada a fangos de depuradora es una práctica que se ha potenciado en los últimos años para mejorar el rendimiento de los digestores, ya que algunos de ellos están sobredimensionados. El aumento de tasa de producción de biogás en codigestión depende del tipo de mezcla y de los parámetros de operación del digestor, pero fácilmente se pueden alcanzar incrementos del 50% (Mata-Álvarez et al., 2007, Bonmatí et al., 2009). El beneficio económico obtenido del aumento de la generación de energía es un factor clave y con la codigestión es fácil alcanzar el autoabastecimiento energético existiendo ejemplos de EDAR a escala real (Schwarzenbeck et al., 2008).

Entre los tipos de sustratos empleados en la codigestión con fangos de depuradora podemos encontrar: fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), cuya abundancia en zonas urbanas y compatibilidad hacen que sea un cosustrato idóneo (Fernández, 2010), residuos industriales (Morenilla et al., 2010b) o agroindustriales (ganaderos o restos de cultivos), lixiviados de vertedero (Pastor, 2009, Morenilla et al., 2010a), etc. La Tabla 9 muestra la producción de biogás de distintos residuos en bruto de la industria alimentaria, indicando el porcentaje de materia orgánica (SV) y su composición (IDAE, 2007). Se observa que existe una elevada producción de biogás para los aceites debido a su alto contenido en materia orgánica y alto potencial energético y que el valor relativo más bajo corresponde a los fangos de depuración.

Por lo tanto, residuos con elevada carga orgánica (>20.000 mg/l DQO), con bajo contenido en sulfatos y sulfuros y sin biocidas



Tabla 9. Potencial de producción de biogás de algunos residuos orgánicos de la industria alimentaria

Tipo	Contenido orgánico	Sólidos volátiles (%)	Producción de biogás (m ³ /tonelada)
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite soja/ margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1.000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Fangos residuales	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	15-20	85-110
FORSU separado en origen	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	20-30	150-240

serán susceptibles de un aprovechamiento con digestión anaerobia en depuradora (Santos, 2001). Las precauciones a tener en cuenta al realizar la codigestión en una EDAR, además de la logística en la gestión de los residuos, es el posible aumento de carga de nutrientes en los caudales de retorno, por lo que hay que ajustar el proceso biológico (Ordóñez, 2011).

Casos estudio: EDAR Albufera Sur, EDAR de Paterna, EDAR de Poble del Farnals y EDAR de Molina de Segura

La codigestión con melaza en la EDAR Albufera Sur y en la EDAR de Paterna, Valencia, ha incrementado en un ratio de 58% y 23% la generación de biogás por kg SV eliminado respectivamente (Morenilla et al., 2010b). También se han obtenido resultados satisfactorios en ensayos en planta piloto en la EDAR de Poble del Farnals, Valencia, mezclando una pequeña proporción de aceites usados (Pastor, 2009).

Respecto al incremento de la producción eléctrica en la cogeneración, la experiencia con lixiviados de vertedero en la EDAR de Molina de Segura, Murcia y en la EDAR de Poble de Farnals se obtuvo un incremento de la producción eléctrica del 35,6% y 45,7% respectivamente (Morenilla et al., 2010a). En el caso de la EDAR de Paterna y codigestión con melaza, se obtuvo un aumento del 65%.

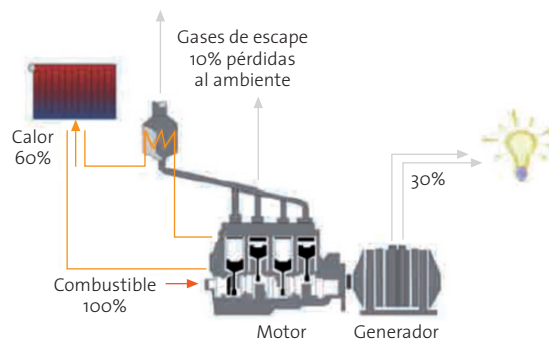
6.6. EQUIPOS DE APROVECHAMIENTO DEL BIOGÁS

El biogás producido en los procesos de digestión anaerobia puede tener diferentes aprovechamientos energéticos:

- Generación de energía térmica (calor) en una caldera.
- Generación de electricidad y calor en los sistemas de cogeneración con motores o turbinas.
- Pilas de combustible.
- Combustible en una red de gas natural o como combustible de automoción.

La cogeneración (CHP: Combined Heat and Power) se define como la generación combinada de energía calorífica (en forma de vapor o agua caliente) y electricidad (o en su defecto energía mecánica). Es una tecnología con una alta eficiencia ya que se aprovecha la energía calorífica, normalmente en el centro de producción, mientras que la electricidad puede consumirse in situ o exportarse a la red. Si la energía eléctrica se consume in situ se evitan las pérdidas de transporte en red, aumentando la eficiencia del sistema. La Figura 12 muestra un esquema básico de cogeneración con motor (Blanco y García, 2012).

Figura 12. Esquema básico de una microcogeneración



El aprovechamiento del biogás en sistemas de CHP es una gran fuente de energía renovable en la industria del agua. La energía térmica producida se emplea típicamente para cubrir la demanda calorífica de los digestores y para calentamiento de espacios, mientras que la electricidad se consume in situ o se inyecta a la red. Es una opción técnica y económicamente viable con un potencial de desarrollo.

En los sistemas CHP de las depuradoras se emplean principalmente motores de combustión interna, aunque en los últimos años se está introduciendo el uso de microturbinas. En el Anexo I se describe el funcionamiento de cada uno de ellos mientras que en la Tabla 10 (Torres y Martín, 2009) se han resumido las diferencias entre los dos sistemas. Por otro lado, el uso de pilas de combustible en depuradoras está en constante desarrollo, como por ejemplo el proyecto biocell (www.life-biocell.eu),



Tabla 10. Comparativa de motores y microturbinas.

	Motores	Microturbinas
Rango de potencia	30 kW -30 MW	30 -250 kW
Calidad requerida en el biogás	Bajo contenido en H ₂ S y siloxanos	Bajo contenido en siloxanos. Soporta alto contenido en H ₂ S, pero es recomendable eliminarlo
Calidad gases escape	Elevadas emisiones de NO _x (entre 250 y 500 ppm)	Muy bajas emisiones de NO _x (9 ppm)
Vida útil	25.000 - 50.000 horas de vida	40.000 – 80.000 horas de vida
Presión alimentación del biogás	0,068 - 3,1 bar	3,44 - 5,5 bar. Requiere de un compresor
Mantenimiento	Elevado, normalmente cada 1500 horas	Sencillo, cada 8.000 h
Variación rendimiento eléctrico	Sensible al contenido de metano	Independiente del contenido en metano y funcionamiento con bajo contenido en metano
Rendimiento eléctrico	30-40%	28-33%
Rendimiento energía calorífica	40% en gases de escape y agua refrigeración de camisas	41% en gases de escape
Rendimiento total	70-80%	65-75%
Dimensiones y peso	Elevado	Ligeras, ocupan poco espacio
Nivel de ruido	Elevado	Bajo
Refrigeración	Por agua	Por aire
Lubricación	Con aceite	Con aire

aunque a día de hoy no sea rentable económicamente su aplicación a escala industrial.

Los motores de combustión son un producto fiable, con enorme disponibilidad y de los que se posee una gran experiencia. Aunque requiere de un mantenimiento preventivo y correctivo elevado, se puede alcanzar hasta 40.000-80.000 horas de vida útil con mantenimientos adecuados. Las microturbinas, a pesar de tener un coste de inversión más elevado que los motores, tienen unas características que las han hecho interesantes para su instalación en depuradoras de pequeño o mediano tamaño (Moragas et al., 2009):

- Pueden adaptarse a diferentes calidades del biogás sin perder rendimiento, aprovechando un biogás con tan sólo un 35% de metano.
- Mantienen una elevada eficiencia energética a cargas parciales (al 50% de su carga mantiene el 85% del rendimiento eléctrico).
- Gran modularidad, que supone instalar varias turbinas que pueden arrancar y parar en función de la cantidad de biogás, comparada con un único motor de mayor tamaño que tendría muchos problemas para seguir en funcionamiento a bajas cargas parciales.

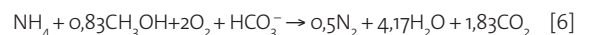
Caso estudio: Microturbinas en la EDAR de Rubí. (Blasco et al., 2009)

En esta EDAR, donde la producción diaria de biogás no es constante, se decidió instalar tres microturbinas de 65 kW cada una, con un 29% de rendimiento eléctrico unitario. La gran ventaja de esta solución era su flexibilidad en la operación. Aunque la opción de instalar motores suponía un menor coste de inversión por kW, el hecho de alimentar el motor con cargas variables (70%) por la disponibilidad de biogás en la planta, el rendimiento económico se hace similar a las microturbinas.

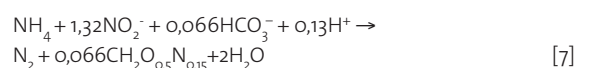
6.7. NUEVOS PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS DE RETORNO

La corriente de retorno de la etapa de deshidratación del fango digerido, que se introduce de nuevo al tratamiento biológico, está muy cargada en nutrientes (N en forma de amonio y P como ortofosfato). Este caudal puede llevar entre el 15-25% de la carga de nitrógeno de la entrada de la EDAR, lo que supone un aumento considerable de nitrógeno que debe ser tratado (Vázquez et al., 2011). Se ha visto además que una de las consecuencias de aumentar la biodegradabilidad del fango para maximizar la conversión a biogás, es el aumento de nutrientes y materia orgánica en la corriente de retorno. Es recomendable, por tanto, eliminar estos nutrientes de la forma energéticamente más eficiente y previamente a la incorporación al caudal general de la planta.

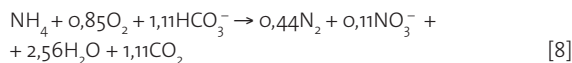
La eliminación convencional del nitrógeno mediante los procesos de nitrificación (oxidación mediante bacterias autótrofas) y desnitrificación (mediante bacterias heterótrofas en condiciones anóxicas) requiere un aporte importante de oxígeno (4,6 kg O₂/kg N-NH₄) y un consumo de materia orgánica carbonosa, lo que conlleva un elevado consumo energético. La ecuación estequiométrica total se representa en la ecuación 6.



En los últimos años se ha desarrollado el proceso Anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) que consiste en la oxidación autótrofa del amonio a nitrógeno gas utilizando nitrito como aceptor de electrones (ecuación 7), sin necesidad de aportar materia orgánica ni oxígeno.



Aplicando una nitrificación parcial del amonio junto con el proceso Anammox, se puede eliminar el nitrógeno de la corriente de retorno de una forma mucho más eficiente que la nitrificación/desnitrificación convencional. El proceso de eliminación del nitrógeno mediante este proceso se representa en la ecuación 8.



Este proceso presenta varias ventajas desde el punto de vista de optimización energética:

- Se reduce el consumo de oxígeno en un 67% y, por lo tanto, el consumo energético asociado.
- Se requiere menos cantidad de materia orgánica para llevar a cabo la desnitrificación de ese nitrógeno en el reactor biológico, lo que incrementará los fangos en el digestor anaerobio.

7. BALANCE ENERGÉTICO

A continuación se realiza un balance energético de una EDAR con digestión anaerobia y sistema de cogeneración, en la que se llevan a cabo diversas estrategias de mejora energética. Para ello, se toman como datos de referencia los consumos energéticos indicados en el apartado 4 y los rendimientos estándar de la digestión anaerobia del apartado 5. La Tabla 11 recoge los datos de referencia de generación y potencial energético del biogás empleados.

Tabla 11. Características del biogás generado

Hipótesis de generación de biogás	
Producción de biogás	1 Nm ³ biogás/kg SV eliminado
Porcentaje de CH ₄	65%
Potencia biogás	6,4 kWh/Nm ³ biogás

Las medidas de mejora energética seleccionadas son:

- Aumento del rendimiento de la decantación primaria, ya que es uno de los factores con mayor influencia en la producción de biogás y aunque aumenta los costes de operación por la dosificación en continuo de producto químico, no requiere de grandes inversiones.
- Aplicación de un pretratamiento en el caudal del fango secundario para mejorar la solubilización y aumentar el porcentaje de eliminación de biogás, como por ejemplo la hidrólisis térmica.
- Elección de un sistema de cogeneración de última generación con un rendimiento eléctrico superior.

La Tabla 12 muestra los parámetros de operación de la EDAR en el caso base y en el caso mejorado.

Tabla 12. Hipótesis de operación de la EDAR base y la EDAR mejorada

	EDAR base	EDAR mejorada
Eficiencia decantador primario	30% eliminación DBO	50% eliminación DBO
Reducción SV en digestor	45%	60%
Rendimiento CHP	35%	40%

Los cálculos se han realizado mediante un sencillo balance de masa de la DBO, suponiendo una carga orgánica específica de 60 g DBO/he/d. En las Figuras 13 y 14 se indican los resultados. En el Anexo II se muestra la hoja de cálculo y adjunto a este proyecto se entrega el documento Excel.

Figura 13. Balance de masa de una EDAR base

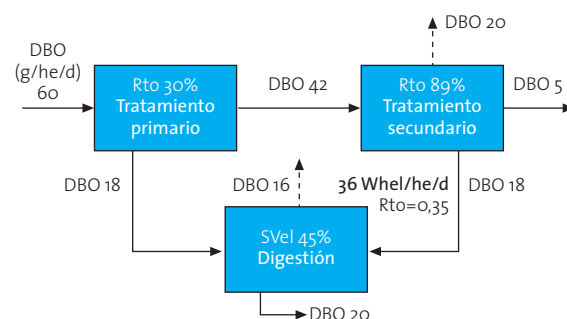
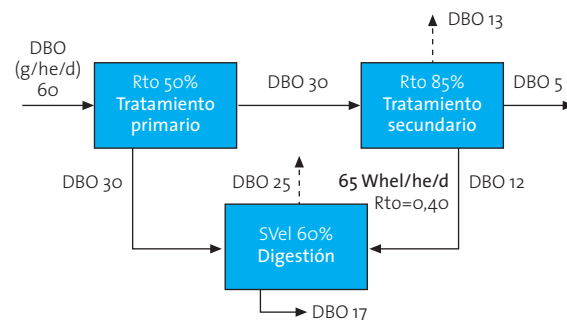


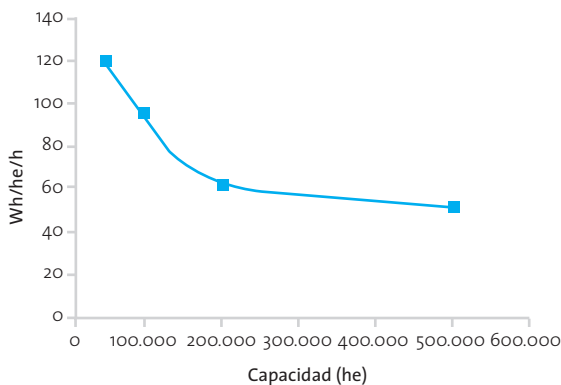
Figura 14. Balance de masa de una EDAR mejorada



La aplicación de las estrategias de mejora conlleva un aumento de la producción específica de energía eléctrica del 80%, pasando de 36 Wh/he/d a 65 Wh/he/d. En la Figura 17 se representa el gráfico de consumo eléctrico específico para distintos tamaños de depuradora y se muestra que con estas hipótesis, se obtendría una EDAR energéticamente autosuficiente a partir de un tamaño de 200.000 he.



Figura 15. Consumo específico de una EDAR en función de su capacidad



Entre estas medidas - mejora rendimiento decantación primaria, solubilización de fango mediante pretratamiento y optimización rendimiento eléctrico - el incremento de la eliminación de materia orgánica del 45 al 60% en el digester es la medida que maximiza en mayor medida la generación eléctrica, según las hipótesis aplicadas.

En el caso de depuradoras de menor tamaño, que tienen un consumo energético superior a 90 Wh/he/día, habría que implementar otras medidas como la codigestión para alcanzar un balance energético neutro, y aplicar otro tipo de estrategias de eficiencia energética.

8. LEGISLACIÓN Y MEDIDAS INSTITUCIONALES

De forma general, se puede decir que todas las medidas de optimización energética en el sector de saneamiento están avaladas por la estrategia "20/20/20" en materia de clima y energía de la Unión Europea (COM, 2010). Esta estrategia plantea los objetivos siguientes para el 2020:

- Reducir al menos un 20% las emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con los niveles de 1990 (o en un 30% si se dan las condiciones para ello).
- Incrementar un 20% el porcentaje de las fuentes de energía renovables en el consumo final de energía.
- Incrementar en un 20% la eficacia energética.

En España, el 2º Plan de Acción Nacional de Eficiencia Energética 2011-2020 (IDAE, 2011) tiene como objetivo fomentar la sustitución de tecnologías existentes en las instalaciones de potabilización, abastecimiento, depuración y desalación de agua por otras tecnologías más eficientes. Se pueden diferenciar dos tipos de medidas institucionales para apoyar la eficiencia energética, de tipo económico y de tipo político o regulatorio.

Las medidas de tipo económico en la depuración consisten en ayudas a las inversiones que los explotadores deben llevar a cabo, como la aplicación de las tecnologías que hemos visto

en este estudio. Una de las ayudas fiscales más comunes para fomentar la generación energética del biogás es la aplicación de una prima sobre la generación de energía renovable. En España, el Real Decreto 661/2007 regulaba la venta de electricidad procedente del biogás en régimen especial diferenciando entre la naturaleza del residuo y la tecnología de conversión energética. Con este Real Decreto, la electricidad generada en los sistemas de cogeneración de las EDAR podía entregarse a la red, recibiendo una remuneración económica por parte de la compañía eléctrica. Sin embargo, debido a la grave situación económica y financiera en España, y por la situación del sistema eléctrico (déficit en tarifas) este Real Decreto se ha suspendido con el Real Decreto-ley 1/2012, del 27 de enero. La medida no afecta a las instalaciones en marcha ni a aquellas ya inscritas en los preregistros, pero las instalaciones que se quisieran beneficiar de esta medida ya no pueden.

Las medidas de tipo político pasan por estimular el diseño y gestión de las depuradoras basándose en la optimización del consumo energético. El control del proceso y la eficiencia energética de las plantas se debe incorporar en los pliegos de concursos públicos de ejecución o en los contratos de concesión. Las administraciones y las empresas de saneamiento tienen a su disposición las normas UNE 216501:2009 de Auditoría Energética e ISO 50001 de Sistemas de Gestión Energética que contribuyen a realizar un control y uso más eficiente de la energía.

Uno de los problemas actuales que no fomentan la inversión en mejoras energéticas es la corta duración de determinados contratos de explotación. Plazos de 2-4 años no permiten rentabilizar iniciativas propias del explotador y por otra parte, la administración pública, propietaria de las instalaciones carece del criterio técnico y/o de fondos para acometer iniciativas que se amorticen a mayor plazo (IDAE, 2010).

Por otro lado, la optimización de la digestión anaerobia se verá fomentada por la próxima modificación de la legislación sobre valorización de fangos (actuales Directiva 86/278 y Real Decreto 1310/1990). Sólo podrán valorizarse en agricultura aquellos lodos que tengan muy bajos niveles en metales pesados, validados desde el punto de vista microbiológico y con bajos niveles de contaminantes orgánicos, por lo que sólo se podrán aplicar aquellos que hayan sufrido un tratamiento térmico, lo que fomentará la implantación de determinados pretratamientos. También, la legislación cada vez más restrictiva sobre la disposición de residuos urbanos y fangos de depuradora, promueve la codigestión ya que se da salida a unos residuos y se realiza una valorización energética de los mismos.

9. CONCLUSIONES

En este estudio se han analizado diversas estrategias para maximizar la generación de biogás y mejorar el balance energético en una depuradora. El incremento de generación de fango primario, la aplicación de un pretratamiento en la corriente de fango secundario y la codigestión son los procesos que en teoría presentan mayor eficacia, aunque es importante tener en cuenta las características propias de cada instalación.



Tomando como referencia los rangos de consumo de la depuración en el "Estudio de Prospectiva: Consumo energético en el sector del agua" del IDAE y con la aplicación simultánea de alguna de las estrategias presentadas en este estudio, se obtiene un aumento de la producción específica de energía del 80%, hasta 65 Wh/he/d, y una EDAR energéticamente autosuficiente a partir de un tamaño de 200.000 he. En el caso de depuradoras de menor tamaño o con consumos energéticos más elevados, sería necesario implementar otras medidas de eficiencia energética para alcanzar un balance neutro.

La mayoría de las medidas estudiadas pueden aplicarse sobre depuradoras que ya están operando aunque resulta imprescindible llevar a cabo estudios previos, para examinar si la medida es técnica y económicamente viable. Idealmente, el diseño de nuevas depuradoras o su ampliación debería guiarse bajo criterios de eficiencia energética y maximización de recursos, con el objetivo de minimizar los altos costes de inversión de determinados tratamientos. En este punto, la administración tiene un papel clave, tanto desde un punto de vista legislativo como económico.

Aunque la actual crisis financiera no supone un apoyo a las inversiones en el sector de saneamiento, la realidad económica y medioambiental, en que los precios de la energía aumentan de forma constante y se imponen medidas contra el cambio climático, sí fomenta un cambio en las estrategias de depuración dirigidas a la reducción del consumo energético.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Abu-Orf, M., Stinson, B., Davies, G., Goss, T., Peric, M., Amad, S., Taylor, R., Belschner, D., Hartz, F. 2011. Energy recovery from anaerobic digestion when compared to close-coupled gasification. 16th European Biosolids and Organic Resources Conference.
- ATV-A131. 2000. Norma alemana. Dimensionamiento de plantas de fangos activos de una etapa.
- Barber, B. 2012. Sewage Sludge. Inevitable production of a renewable resource. Australian and New Zealand Biosolids Partnership. Roadshow, 23 Febrero 2012. [http://www.biosolids.com.au/roadshow_5_3755648606.pdf]
- Bigot, B. 2011. The Developing Picture in the UK and Europe of AD in Veolia Water [<http://www.coastms.co.uk/resources/166d21ef-31b3-4a76-93f7-011c43c70481.pdf>]. Consultado el 28 de febrero de 2012.
- Blanco, J., García J.I. 2012. Guía básica de microgeneración. Fundación de la Energía de la Comunidad de Madrid.
- Blasco, M., Polo, P.M., Robusté, J. 2009. El interés de las microturbinas en el saneamiento. La experiencia de la EDAR de Rubí. IV Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Energía y Saneamiento. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Brandt, M., Middleton, R., Wang, S. 2010. Energy efficiency in the water industry: A compendium of best practices and case studies. Global Report. UKWIR Report Ref. No. 10/CL/11/3. London.
- Bonmatí, A., Silvestre, G., Fernández, B., Ferrer, I., Flotats, X. 2009. Digestión anaeróbica de fangos de depuradora. Estrategias para mejorar la producción de biogás y el balance energético. IV Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Energía y Saneamiento. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Bungay, S. 2009. Operational experience of advanced anaerobic digestion. 14th European Biosolids and Organic Resources Conference.
- Carballa, M., Manterola, G., Larrea, L., Ternes, T., Omil, F., Lema, J.M. 2006. Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion: Removal of pharmaceutical and personal care products. *Chemosphere* 67 (2007) 1444-1452.
- Carballa, M., Duran, C., Hospido, A. 2011. Should we pretreat solid waste prior to anaerobic digestion? An assessment of its environmental cost. *Environmental, Science & Technology*. 2011, 45, 10306-10314.
- Carballa, M. y Lema, J.M. 2011. Aprovechamiento energético de residuos agroindustriales por codigestión anaerobia. Hacia el autoabastecimiento energético. Microgeneración distribuida de energías térmicas y eléctricas. Universidad de verano 2011. Santiago de Compostela.
- Carpes, G., Rancaño, A., Matas, E. 2011. Optimización energética en la EDAR de Mairena y el Viso del Alcor. [www.aguasresiduales.info]. Publicado el lunes, 28 de Febrero de 2011.
- Chauzy, J., Nawawi, D., Cretenot, D., Bausseron, A., Sanz, J. 2007. Ventajas del tratamiento térmico de los fangos activados previo a la digestión anaeróbica mesófila. III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Tratamiento y Valorización de Fangos. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Collado, S. et al. 2012. Transferencia de oxígeno en sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales: I.- Necesidades energéticas y suministro de oxígeno [www.aguasresiduales.info]. Publicado el miércoles, 18 de Enero de 2012.
- COM, 2010. Europa 2020. Una estrategia para un crecimiento inteligente, sostenible e integrador. Bruselas, 3 de marzo de 2010. Comunicación de la Comisión.
- Cortacáns, J.A. 2011. Digestión anaerobia de fangos: Pasado, presente y futuro. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Crawford G.V. 2010. Technology roadmap for sustainable Wastewater Treatment Plants in a carbon-constrained world. Final Report. Water Environment Research Foundation (WERF) and IWA Publishing.
- Degrémont. 1979. Manual Técnico del Agua. Cuarta edición. ISBN 84-300-1651-1.
- Díaz, A. 2012. La valorización de Lodos en EMASESA: Presente y futuro. VIII Conferencia sobre Gestión del Agua. AQUA12.
- EA (Environment Agency) 2008. Greenhouse gas emissions of water supply and demand management options. Science Report- SC070010, July 2008. Bristol. UK



- EA (Environment Agency) 2009a. Transforming wastewater treatment to reduce carbon emissions. Report: SC070010/R2, December 2009. Resource efficiency programme. Evidence Directorate. Bristol, UK.
- EA (Environment Agency), 2009b. A Low Carbon Water Industry in 2050. Report: SC070010/R3, December 2009. Resource efficiency programme. Evidence Directorate. Bristol, UK.
- Elliott, A., Mahmood, T. 2007. Pretreatment technologies for advancing anaerobic digestion of pulp and paper biotreatment residues. *Water Research* 41 (2007) 4273-4286.
- Esteve-Nuñez, A., Busalmen, J.P., Berná. A., Gutiérrez-Garrán, C. Feliu, J.M. 2011. Opportunities for the unusual ability of *Geobacter sulfurreducens* for exocellular respiration and electricity production. *Energy and Environmental Science*, 4, 2066-2069.
- Fernández, J. 2010. Optimización de la digestión anaerobia seca de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en reactores en fases de temperatura. Tesis doctoral. Universidad de Cádiz.
- Ferrer, C., Berlanga, J.G., Castell, D., García, M., Fiter, M., Canut, A., Ruiz, B., Basiero, J.A., Barnácer, I., Martínez, J.L. 2011. Pretratamiento con ozono de fangos en exceso a digestión anaerobia. *Retema* Septiembre - Octubre 2011.
- Frijns, J., Uijterlinde, C. 2010. Energy efficiency in the European water industry: A compendium of best practices and case studies. KWR 2010.011 Water Cycle Research Institute.
- Gary, D., Morton, R., Tang, C.-C., Horvath, R. 2007. The effect of the Microsludge treatment process on anaerobic digestion performance. *Water Environment Federation's Annual Technical Exhibition and Conference, San Diego USA* 13-17 October 2007.
- Hardy, L. y Garrido A. 2010. Análisis y evaluación de las relaciones entre el agua y la energía en España. *Papeles de Agua Virtual* nº 6. Observatorio del Agua. Fundación Emilio Botín, Santander.
- Hellstedt, C. et al. 2010. Increased biogas production at the Henriksdal Wastewater Treatment Plant (WWTP). *BIOGASMAX - Integrated Project* No 019795.
- Hernández Muñoz, A. 1998. *Depuración de Aguas Residuales*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, UPM. Cuarta edición. España.
- Hospido, A., Moreira, M.A., Feijoo, G. 2007. A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *Int J LCA* 13 (1) 57-64.
- IDAE 2007. *Biomasa: Digestores anaerobios*. Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE). Madrid.
- IDAE 2010. *Estudio de Prospectiva. Consumo energético en el sector del agua*. Fundación OPTI. Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE). Madrid.
- Joh Kang, S.J., Olmstead, K., Takacs, K., Collins, J., Wheeler, J., Zharaddine, P. 2009. Energy Sustainability and Nutrient Removal from Municipal Wastewater. *WEFTEC proceedings*, pp 6897- 6908.
- Jolly, M., Gillard, J. 2009. The economics of advanced digestion. 14th European Biosolids and Organic Resources Conference.
- Kjaer, R. 2011. Proceso Exelys™: Hidrólisis térmica en continuo. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Kline, M., Gurieff, N., Bruus, J. 2011. Thermal hydrolysis system helps increase biogas production. [www.waterworld.com]. Consultado el 11 de febrero 2011.
- Mata-Álvarez, J., Benabdallah El-Hadj, T., Astals, S. 2007. Digestión anaerobia de fangos: posibles mejoras en su rendimiento. III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales: Tratamiento y Valorización de Fangos. Generalitat de Cataluña, Agencia Catalana del Agua.
- Mohapatra, D.P., Brar, S.K., Tyagi, R.D., Surampalli, R.Y. 2009. Physico-chemical pre-treatment and biotransformation of wastewater and wastewater sludge - Fate of bisphenol A. *Chemosphere* 78 (2010) 923-941.
- Montes, M.E. 2008. Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás. Tesis doctoral.
- Moragas, L., Robusté, J., César, E., Bolinches, S., Moliné, E. 2007. Optimización de la Digestión Anaerobia mediante la Aplicación de Ultrasonidos al Fango Secundario en la EDAR de Vilanova i la Geltrú. III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Tratamiento y Valorización de Fangos. Generalitat de Cataluña, Agencia Catalana del Agua.
- Moragas, L., Robusté, J., Vicente, M., Pozo, A., Blasco, M. 2009. Aprovechamiento energético con microturbinas del biogás generado en la EDAR de Rubí. *Tecnología del Agua*. Núm. 310. Julio 2009. ISSN: 211/8173.
- Morenilla, J.J., Bernácer, I., Martínez, F., Jardín, C., Simón, P., Ruiz, L., Pradas, P., Pastor, L. 2010a. Experiencias en EDAR de la codigestión de sustratos sobre la producción de biogás. *Tecnología del Agua*. Núm. 316. Enero/Febrero 2010. ISSN: 211/8173.
- Morenilla, J.J., Bernácer, I., Cañigral, C., Martínez, F., García, I., Polo, M., Cardo, J.R., Heredia, F., Perales, M. 2010b. Incremento de biogás por codigestión con un subproducto azucarado. *Ensayos en la EDAR Albufera Sur y Paterna. Tecnología del Agua*. Núm. 325. Diciembre 2010. ISSN: 211/8173.
- Ordóñez, R. 2001. Productos potencialmente utilizables para codigestión en la región de Murcia. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Pastor, L. 2009. Optimización de la producción de biogás en digestores anaerobios. V Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Eficiencia energética en el tratamiento de las aguas residuales. ESAMUR.
- Pastor, L. y Pascual, J.A. 2011. Experiencia piloto: digestión anaerobia termófila. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Pérez-Elvira, S.I. 2011. The development of more environmentally sustainable and responsible technologies: Pilot scale results for different strategies of advanced anaerobic digestion: digesters performance and biosolids characteristics. *Water and Energy Exchange (WEX)* 15-17 febrero, 2011. Lisboa, Portugal.



- Phothilangka, P. 2008. Sludge disintegration Technologies for improved biogas yield. Universidad de Innsbruck. Tesis doctoral.
- Relea, J. 2009. La hidrólisis térmica. Un pretratamiento de fangos energéticamente eficiente V Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Eficiencia energética en el tratamiento de las aguas residuales urbanas. ESAMUR.
- Riau, V., de la Rubia, M.A., Forster-Carneiro, T., Pérez, M. 2007. Comparación entre la digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos de depuradora. SmallWat 07, II Congreso Internacional Smallwat: Tratamiento de Aguas Residuales en pequeñas colectividades.
- Ross, D., Shrive, C., Chauvin, D., Harnum, J., Constantine, T. 2010. The power of sludge. Maximizing energy recovery at the Woodward Avenue WWTP in Hamilton, Ontario. Residuals and Biosolids 2010. Water Environment Federation. pp. 1144-1152.
- Roxburgh, R., Sieger, R., Johnson, B., Rabinowitz, B., Goodwin, S., Crawford, G., Daigger, G. 2006. Sludge minimization technologies - doing more to get less. WEFTEC 2006, 79th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, Dallas, TX, October 21-25.
- Sala, L. 2007. Balances energéticos del ciclo de agua y experiencias de reutilización planificada en municipios de la Costa Brava. Seminario Agua, Energía y Cambio Climático. Universidad Politécnica. Valencia.
- Santos, J.M. 2011. Digestión y cogeneración en la Comunidad Valenciana. VII Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Producción y Aprovechamiento de Biogás en la Depuración de las Aguas Residuales Urbanas. ESAMUR.
- Schafer, P. et al. 2002. Advanced Anaerobic Digestion Performance Comparisons; Proceedings WEFTEC 2002, pp. 468-484(17).
- Silvestre, G., Fernández B., Bonmatí, A. 2009. Energy balance in five Wastewater Treatment Plants (WWTPs). The significance of Anaerobic Digestion as a clean energy source. Poster. IWA Conference. Water & Energy. Copenhagen, Denmark.
- Simón P.J., Lardín, C., Andreu, J.A., Pradas, P., Bolinches, S. 2007. Optimización de la digestión anaerobia mediante la aplicación de ultrasonidos en la EDAR Molina de Segura (Murcia). III Jornadas Técnicas de Gestión de Sistemas de Saneamiento de Aguas Residuales. Tratamiento y Valorización de Fangos. Generalitat de Catalunya, Agencia Catalana del Agua.
- Simón, P. et al., 2010. Optimización energética del tratamiento biológico de la EDAR de Ceutí. Parte I. Selección de las condiciones de funcionamiento. Tecnología del Agua, núm. 322 - Septiembre 2010. ISSN: 211/8173.
- Spinosa, L., Ayol, A., Baudez, J.C., Canziani, R., Jenicek, P., Leonard, A., Rulkens, W., Xu, G., Dijk, L. 2011. Sustainable and Innovative Solutions for Sewage Sludge Management. Water 2011, 3, 702-717. [www.mdpi.com/journal/water].
- Schwarzenbeck, N., Pfeiffer, W., Bomball, E. 2008. Can a wastewater treatment plant be a powerplant?. A case study. Water Science & Technology. Vol. 57 No 10 pp 1555-1561.
- Tejero, I., Suárez, J., Jácome, A., Temprano, J. 2001. Introducción a la ingeniería sanitaria y ambiental. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Primera Edición. Universidad da Coruña y Universidad de Cantabria.
- Torres, J.C., Martín, M. 2009. Posibilidades de Cogeneración Energética en la EDAR de Murcia Este. V Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración. Eficiencia energética en el tratamiento de las aguas residuales urbanas. ESAMUR.
- Vázquez, J.R., González, R., Rogalla, F., Mosquera, A., Campos, J.L., Méndez, R. 2011. Eliminación sostenible de nitrógeno de la corriente de retorno de EDARs. RETEMA N° 151 Mayo-Junio 2011.
- Wett, B., Buchauer, K., Fimml, C. 2007. Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems. Proceedings, IWA Leading Edge Conference, Singapore, Asian Water, 21-24, September, 2007.
- Winter, A., Müller, J. 2002. Comparison of disintegration methods at a full-scale anaerobic digestion plant. 7th Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion.
- Zhang, H. J. 2010. Sludge treatment to increase biogas production. Trita-LWR Degree Project 10-20.
- <http://www.cambi.no>. Tecnología de hidrólisis térmica.
- <http://www.life-biocell.eu>. Proyecto de investigación.
- <http://www.novedar.com>. Proyecto de investigación.
- <http://www.sostaqua.com>. Proyecto de investigación.
- <http://www.veoliawaterst.es>. EXELYS[®]. Hidrólisis térmica energéticamente eficiente.
- <http://www.weber-entec.de>. Ultrasonidos SmartDMS.



12. ANEXOS

12.1. ANEXO I. DESCRIPCIÓN TÉCNICA DE PROCESO BIOTHELYS™, MOTORES DE COMBUSTIÓN INTERNA Y MICROTURBINAS

Descripción del proceso Biothelys™ (Chauzy et al., 2007)

El proceso Biothelys™ de hidrólisis térmica consta de líneas de dos o tres reactores que operan en paralelo. Todos los reactores tienen la misma funcionalidad y su operación depende de la del resto. Cada reactor trabaja en modo batch y un ciclo completo dura entre 120 - 160 minutos, dependiendo de la configuración. La Figura 16 muestra un esquema del proceso.

Las etapas de un ciclo completo se describen a continuación:

1. El fango fresco se deshidrata hasta un 12-16% MS y se almacena en una tolva.
2. Desde la tolva de almacenamiento se bombea a un reactor, donde el fango se precalienta mediante el vapor reciclado proveniente del reactor en paralelo.
3. Se inyecta vapor proveniente de la caldera de generación a unos 165 °C y 8-10 bar para alcanzar la temperatura de TH por la parte inferior del reactor.
4. Durante un tiempo de retención de unos 30 minutos se produce la reacción de hidrólisis.
5. Al terminar este tiempo, se libera el vapor de un reactor al paralelo, el cual está en la fase de precalentamiento. Esta reacción flash tiene dos ventajas principales: se recicla el vapor, recuperando la energía y la temperatura del fango se reduce al reducirse la presión.

6. Por último se vacía el reactor empleando la presión residual. El fango hidrolizado se almacena en un tanque buffer antes de pasar por el intercambiador de calor y ser enviado al digestor anaerobio.

Sistemas de aprovechamiento energético del biogás: motores de combustión interna y microturbinas (Blanco y García, 2012).

Motores de combustión interna

Los motores de combustión interna convierten la energía química incluida en un combustible en energía térmica y eléctrica. Mediante los movimientos alternativos y lineales de los pistones se consigue el movimiento de giro de un eje, y mediante un alternador acoplado a dicho eje se produce la energía eléctrica. La energía térmica se obtiene de los gases de escape y del agua de refrigeración del motor. Ambas fuentes de calor se aprovechan para convertir toda la energía térmica posible.

El motor utilizado de manera generalizada es un motor de combustión interna que trabaja según el principio del motor Otto de cuatro tiempos, disponiendo entre 1 y 6 cilindros. Requieren una mezcla adecuada de aire y combustible cuya proporción está controlada por una válvula de alimentación del gas y una sonda que mide el oxígeno contenido en los gases de escape y hace la regulación automática de la mezcla. A mezclas más ricas en combustible se obtiene mejor rendimiento, pero más emisiones. La mezcla gas/aire se prende mediante una chispa producida por una bujía, cuya descarga se produce normalmente con la descarga de un condensador. Para el arranque, los equipos están dotados normalmente de un sistema de baterías. La mayoría de los motores están equipados con un sistema de control de lubricado así como de un vaso de expansión para realizar los cambios de aceite necesarios.

Figura 16. Esquema del proceso Biothelys™

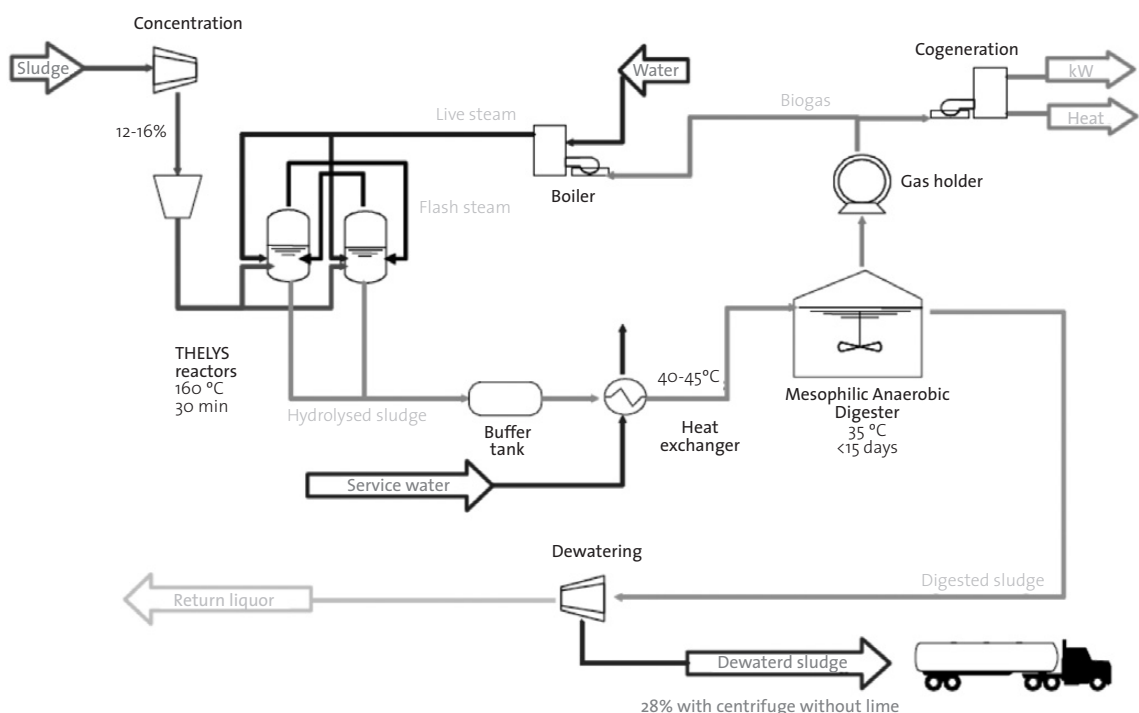




Figura 17. Esquema de disposición de elementos en un equipo de microgeneración con motor

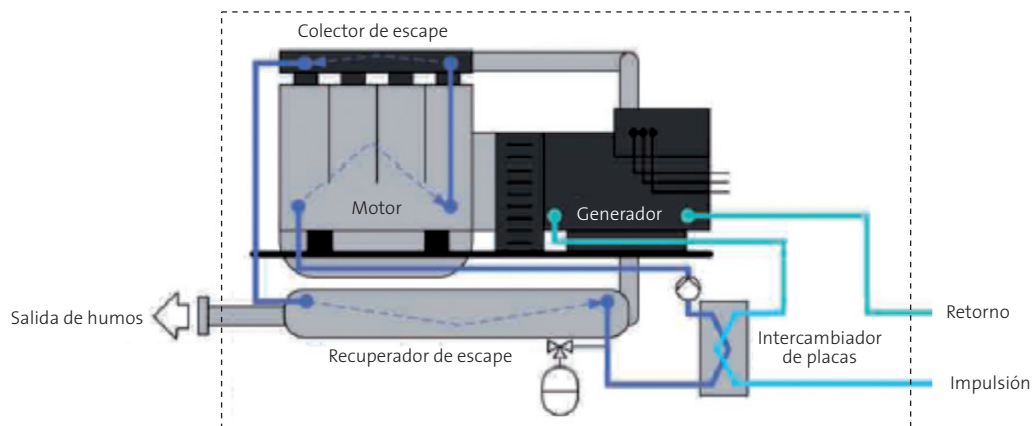
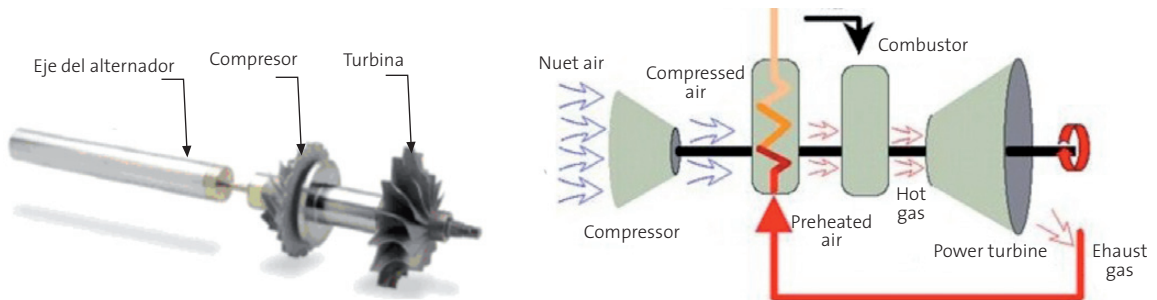


Figura 18. Parte móvil de una microturbina Capstone y esquema de funcionamiento de una microturbina



Los generadores pueden ser asíncronos o síncronos, siendo los primeros los más comunes en España. En cuanto a la recuperación de calor, el calor se transfiere al refrigerante de las camisas, al aceite refrigerante (ambos son el 25%) y a los gases de escape (65%). El 10% se consideran pérdidas. La recuperación se hace normalmente mediante uno o dos circuitos en forma de agua caliente (entrada a 70°C y salida a 85-90°C). El retorno debe estar regulado en torno a 65-70°C. El comportamiento es semejante al de una caldera normal. En la evacuación de los gases de escape se utilizan catalizadores de tres vías para asegurar las emisiones de acuerdo a la normativa vigente.

Microturbina

Las turbinas de gas convierten la energía química incluida en un combustible en energía térmica y eléctrica. La turbina de gas en ciclo simple abierto funciona según el ciclo de Brayton. El aire es aspirado de la atmósfera y comprimido mediante un compresor rotativo para conducirse a la cámara de combustión, donde los productos de la combustión se expanden en la turbina hasta presión atmosférica. La energía eléctrica se obtiene a partir de un alternador acoplado, directamente o a través de un reductor, al eje de la turbina. Las microturbinas de gas están basadas en el mismo principio que las turbinas convencionales, pero simplificando los elementos mecánicos ya que sólo disponen de una parte móvil en toda la máquina (<http://www.microturbine.com>, ver figura 18). Esta pieza contiene la etapa de compresor, turbina y el eje del alternador.

Los rendimientos son menores que los de las turbinas de gran potencia. La eficiencia térmica oscila entre el 50-60% y la eléctrica en torno al 30%.

El conjunto gira sobre unos cojinetes de aire en un régimen de giro que oscila entre las 45.000 rpm y las 96.000 rpm. Las microturbinas generan energía eléctrica de forma alterna a frecuencia variable, que es convertida a corriente continua y, mediante un inversor, a corriente alterna a 400 V y 50 Hz para sincronizarla con la red eléctrica. La velocidad de la máquina es independiente de la frecuencia de la red, trabaja sin perder el sincronismo, lo que hace la conexión muy sencilla y fiable. La lubricación y refrigeración se realiza mediante aire lo que hace que el mantenimiento mecánico sea menor.

La turbina aprovecha los gases de salida de la cámara de combustión para precalentar el aire de combustión después del compresor. A pesar de la reducción de la temperatura de los gases de escape, todavía queda más del 50% de la potencia térmica del combustible en forma de calor aprovechable a unos 300°C. Disponer de todo el calor a esta temperatura y en forma de gases de escape también facilita su recuperación y aplicaciones frente a los motores alternativos. El sistema de recuperación térmica de los gases de escape debe ser sofisticado para obtener los máximos rendimientos.

La eficiencia de las microturbinas es sensible a las condiciones ambientales pudiendo bajar hasta un 30% la eficiencia de la instalación con la temperatura ambiental y suponer una bajada de hasta un 40% la potencia de la instalación con la altura.



12.2. ANEXO II. BALANCE DE MASA Y ENERGÍA DE UNA EDAR

Cálculo reactor fangos activos

Datos planta	
Capacidad	100.000 he
Dotación	200 l/he/d
Caudal	20.000 m ³ /d
DBO	60 g/he/d
DBO	300 mg/l
TKN	8 g/he/d
TKN	40 mg/l

Tratamiento primario

Rendimiento	30% eliminación DBO
S ₀	210 mg/l
S = DBOsalida	11,84 mg/l
S	20 mg/l
Asumimos	0,8
SSefl	0,7
SSV/SS	11,2 mg/l
Fracción biodegradable de SSV	23,04 mg/l
DBO de SSV	
DBOsal total	

Tanque aereación

V	2.752
TRH	3,3 horas
F/M	0,45 Food to microorganisms

Caudal retorno fangos

Conc.SST	1% 10g/l
%R	67%
Caudal ret	13.333 m ³ /d

Producción fango exceso (SSVneto producido)

Qfango*Xr	1761,4 kg/d (SV)
Fango (SS)	2202 kg/d (M5)
Si tiene 1% concentración y gravedad específica=1	
Caudal	220 m ³ /d

Datos fangos activos

Y	0,6 g SV/g DBOelim
Kd	0,07 d ⁻¹
q	0,038 mg/l·t ⁻¹ ·h ⁻¹
qc	5 días
MLSS	4.000 mg/l
MLSSV=X	3.200 mg/l
Yobs	0,44 g SV/g DBOelim

$$S = \frac{1}{q \cdot Y} \left(\frac{1}{q_c} + K_d \right)$$

$$VX = \frac{Y \cdot Q \cdot q_c \cdot (S_0 - S)}{1 + K_d \cdot q_c}$$

$$F/M = \frac{(S_0 - S) \cdot Q_c}{X \cdot V}$$

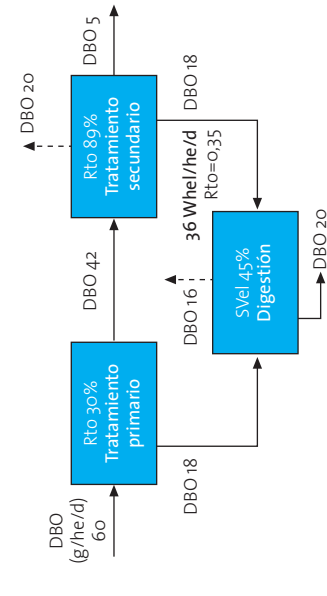
$$R = \frac{MLSS}{\text{ConcSST} - MLSS}$$

$$Q_{\text{fango}} \cdot X_r = \frac{X \cdot V}{q_c}$$

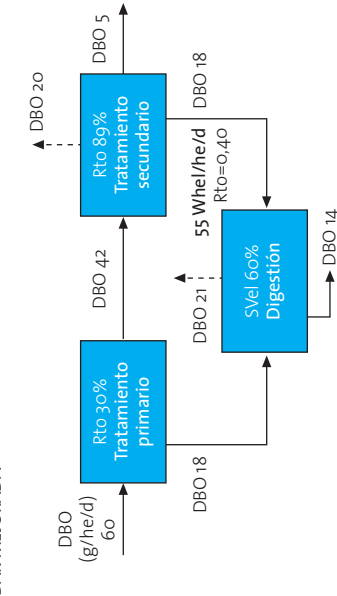
Datos digestión

Svelim	45%	CASO BASE	60%	CASO OPTIMIZADO
Prod biogás	1 Nm ³ biogás/kgSveIim		1 Nm ³ biogás/kgSveIim	
%CH ₄	65%		65%	
Potencia	9,9 kWh/m ³ CH ₄		9,9 kWh/m ³ CH ₄	
Potencia	6,4 kWh/kgSveIim		6,4 kWh/kgSveIim	
Rto eléctrico	0,35		0,4	

EDAR BASE

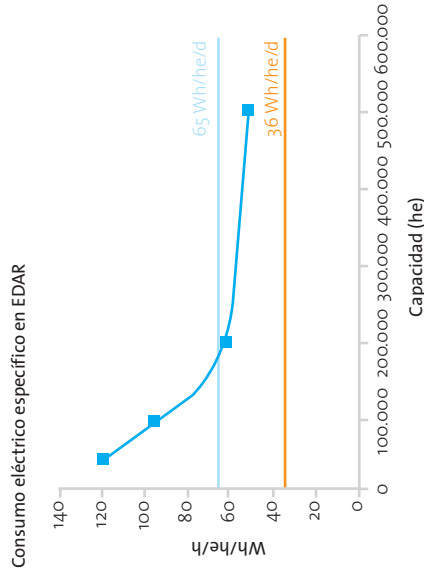


EDAR MEJORADA





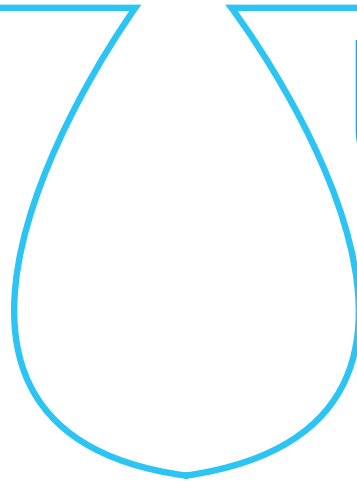
Tipo de tratamiento	Capacidad (he)	Capacidad (m³/d)	W/he	Wh/he/d	kWh/m³
AP	50.000	10.000	5	120	0,6
FA+NU+AN	100.000	20.000	4	96	0,48
FA+NU+AN+CHP	200.000	40.000	2,6	62,4	0,312
FA+NU+ AN+CHP	500.000	100.000	2,2	52,8	0,264



	EDAR BASE	EDAR MEJORADA
Capacidad (he)	100.000	100.000
Caudal (m³/d)	20.000	20.000
Carga (kg/d)	7000	7000
SST (350 mg/l)	6.000	6.000
DBO (300 mg/l)	12.000	12.000
DQO (600 mg/l)	4	4
Potencia (W/he)	96	96
Cons. eléctrico (wh/he/d)	9.600	9.600
Consumo total (kWh/d)	36	62
Generación elect. (wh/he/d)	3.600	6.200
Balance (kWh/d)	6000	3400
Autosuficiencia	38%	65%

escuela de posgrado
ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE POSGRADO EN **HIDROLOGÍA**

UAH URJC



máster universitario

en hidrología y gestión de recursos hídricos

proyectos
2012

Estudio mediante modelo físico y numérico del meandro de Quinzanas en el río Narcea

autora

Alba González Esteban

directores

Dr. David López Gómez (CEH-CEDEX)

Dra. Irene de Bustamante Gil (UAH)

Alcalá de Henares, 15 de junio de 2012



Dr. Ingeniero de Caminos Canales y Puertos, David López Gómez, coordinador de programa técnico-científico del Laboratorio de Hidráulica del CEH, como tutor del proyecto de fin de master titulado: "Estudio mediante modelo físico y numérico del meandro de Quinzanas en el río Narcea", doy mi Visto Bueno a la presentación y la lectura de la memoria del proyecto en la convocatoria de Junio de 2012

Fdo.: David López Gómez

Doña. Irene de Bustamante Gil, profesora titular de Geodinámica Externa, como cotutora del proyecto de fin de master titulado: "Estudio mediante modelo físico y numérico del meandro de Quinzanas en el río Narcea", doy mi Visto Bueno a la presentación y la lectura de la memoria del proyecto en la convocatoria de Junio de 2012

Fdo.: Irene de Bustamante



ÍNDICE

1. Resumen	110
2. Introducción	110
3. Zona de estudio	112
3.1. Caracterización ambiental	112
4. Metodología	113
4.1. Modelización física	113
4.1.1. Estudios previos a la construcción del modelo físico	114
4.1.2. Construcción e instrumentación del modelo físico	116
4.1.3. Ensayos realizados en el modelo físico	119
4.2. Modelización matemática	126
4.2.1. Simulación hidrodinámica del tramo de estudio con Iber	126
4.2.2. Simulación sedimentológica del tramo de estudio con Iber	130
5. Resultados	131
5.1. Modelización física	131
5.2. Modelización matemática	133
6. Discusión y futuros trabajos	133
7. Conclusiones	134
8. Bibliografía	134
9. Anexos	135
9.1. Anexo 1. Organigrama del Centro de Estudios Hidrográficos	135
9.2. Anexo 2. Proyecto encauzamiento del año 1994	136
9.3. Anexo 3. Curvas granulométricas de las 8 muestras y de la teórica del modelo	137
9.4. Anexo 4. Fotografías de la fase constructiva del modelo físico	137

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resultados obtenidos	115
Tabla 2. Porcentaje de materiales	116
Tabla 3. Resumen de los ensayos de la campaña de calibración de la rugosidad	120
Tabla 4. Hidrogramas de avenidas desde 1994 representados en el modelo	123
Tabla 5. Coeficientes de Manning asociado según cobertura	127

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localización de la zona de estudio	111
Figura 2. Hidrogramas de avenida	112
Figura 3. Localización de muestras	113
Figura 4. Curvas granulométricas de las muestras	113
Figura 5. Ábaco de Shields	114
Figura 6. Sección de la que se han obtenido los datos	114
Figura 7. Delimitación lecho fijo-lecho móvil	115
Figura 8. Curvas granulométricas modelo (teórica y real)	115
Figura 9. Partidor de caudal líquido y programa de control del partidor	116
Figura 10. Alimentación de caudal sólido	117
Figura 11. Limnímetros en modelo	117
Figura 12. Limnómetro en detalle	117
Figura 13. Esquema de posición de los limnímetros en el modelo (en rojo los limnímetros y en negro los pórticos que los sustentan, destacado el apoyo de cada pórtico dentro del modelo)	118
Figura 14. Display del registro de la trampa	118
Figura 15. Trampa de sedimentos y célula de carga	118
Figura 16. MDT obtenido con el láser 3D	119
Figura 17. Fotografía de la instrumentación para los ensayos de transporte de sedimentos del tramo de estudio (1. Tornillo sin fin y repartidor de árido, 2. Célula de carga, 3. Trampa de sedimentos, 4. Limnímetros de ultrasonido y 5. Registrador de fondos)	119
Figura 18. Zona de aguas abajo del meandro	121
Figura 19. Zona de aguas arriba del meandro	121
Figura 20. Detalle la plantación de kiwis	121
Figura 21. Detalle de las varillas al final de modelo	121
Figura 22. Zona de ensayo	121
Figura 23. Equilibrio alcanzado partiendo de una situación de sedimentación	122
Figura 24. Equilibrio alcanzado partiendo de una situación de erosión	122
Figura 25. Pendientes del lecho de un ensayo en equilibrio	122
Figura 26. Serie hidrológica de caudales de la estación de aforos de Requejo	123
Figura 27. Imagen de la obra representada	125
Figura 28. Esquema de la localización de los perfiles analizados	125
Figura 29. Ejemplo de perfil obtenido para los ensayos de avenidas reales (sección 1)	125
Figura 30. Ejemplo de perfil obtenido para los ensayos de avenidas reales (sección 7)	126
Figura 31. Mapa de rugosidad	127



Figura 32. MDT creado con ArcGIS	127
Figura 33. Detalle de la geometría importada con el programa Iber	127
Figura 34. Detalle de la geometría importada con el programa Iber con iluminación suave	127
Figura 35. Malla de cálculo	128
Figura 36. Mapa de rugosidad empleados en Iber	128
Figura 37. Esquema de las secciones utilizadas en el análisis comparativo, sobre las que se encuentran los limnímetros	128
Figura 38. Perfil transversal de la cota de lámina de agua para la sección 3 (limnímetros 7, 8 y 9)	128
Figura 39. Perfil transversal de la cota de lámina de agua para la sección 7 (limnímetros 18, 19 y 20)	128
Figura 40. Perfil longitudinal en el cauce principal I de la cota de lámina de agua para T=100 años	129
Figura 41. Perfil longitudinal en el cauce principal I de la cota de lámina de agua para T=500 años	129
Figura 42. Mapa de calados para Q=3199.3 m ³ /s y que muestra la sección de cálculo de los hidrogramas, denominada sección 3	130
Figura 43. Hidrogramas de avenida calculados con Iber para la sección 3	130
Figura 44. Hidrogramas de avenida calculados con Iber para la sección 3	130
Figura 45. Geometría empleada en las simulaciones de transporte de sedimentos	130
Figura 47. MDT y perfil longitudinal del lecho tras el ensayo de transporte sedimentológico	131
Figura 46. Curva de capacidad de transporte del río Narcea	131
Figura 48. Esquema de localización de las formas más representativas en el meandro de estudio	132
Figura 49. Barra en MD	132
Figura 50. Barra en MI	132
Figura 51. Isla en zona central	132
Figura 52. Gran barra sedimentada aguas arriba del meandro	132
Figura 53. Resultados de la cota de erosión (valores positivos) – sedimentación (negativos) obtenidos con el programa Iber	133

INDICE DE ABREVIATURAS

- A.ab:** Aguas abajo.
- A.ar:** Aguas arriba.
- CEDEX:** Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.
- CEH:** Centro de Estudios Hidrográficos.
- CEPYC:** Centro de Estudios de Puertos Y Costas.
- CHC:** Confederación Hidrográfica del Cantábrico.
- CIMNE:** Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería.
- GEAMA:** Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (de la Universidad de A Coruña).
- IAHR:** International Association for Hydro-Environment Engineering and Research.
- INDUROT:** Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (Universidad de Oviedo).
- MD:** Margen Derecha.
- MI:** Margen Izquierda.
- MDT:** Modelo Digital del Terreno.
- PNOA:** Plan Nacional de Ortofotografía Aérea.
- QS-QL:** Caudal sólido-caudal líquido.
- Te:** Tiempo para el cual se alcanza el equilibrio.
- TIN:** Triangulated Irregular Network.



1. RESUMEN

La dinámica sedimentológica del río Narcea ha sido fuertemente alterada por las diversas canalizaciones realizadas entre los años ochenta y noventa. Por encargo de la Confederación Hidrográfica del Cantábrico (CHC), se está realizando en el Laboratorio de Hidráulica del Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) un estudio hidromorfológico del meandro de Quinzanas para diseñar una propuesta de restauración de este tramo que permita la recuperación natural de su equilibrio dinámico, respetando los procesos de sedimentación-erosión del mismo.

Para llevar a cabo este estudio, se están realizando trabajos de forma conjunta con un modelo reducido del meandro a escala 1/85 y con modelización matemática utilizando el programa Iber a escala real. De esta manera, se han podido utilizar los resultados de una modelización para calibrar la otra. Tal es el caso de la calibración de la rugosidad en el modelo físico, ya que utilizando los datos de las simulaciones matemáticas, se han definido las cotas de lámina de agua acordes con la rugosidad de la zona de estudio. El caso contrario se ha producido para la determinación de la capacidad de transporte del meandro de Quinzanas, en este caso los ensayos del modelo físico han servido de banco de pruebas para calibrar el módulo de transporte de sedimentos del modelo numérico. Así, se ha conseguido determinar el caudal conformador del tramo de estudio ($Q_L = 350 \text{ m}^3/\text{s}$) y su correspondiente caudal sólido (33 Kg/s) manteniendo la pendiente media de equilibrio (dos milésimas).

Los trabajos de calibración del transporte de sedimentos realizados en el modelo físico muestran que el cauce para este caudal conformador se encuentra en condiciones próximas al inicio de arrastre. Estas condiciones se encuentran fuera del rango de aplicabilidad de las formulaciones clásicas de transporte, razón por la cual es necesario el ajuste del módulo de sedimentos del modelo numérico. Esta fase se encuentra en ejecución y posteriormente, se debe realizar la validación de este ajuste con más datos de laboratorio, del modelo reducido.

Para completar el estudio sería necesario comprobar el comportamiento geomorfológico para caudales mucho mayores, como por ejemplo los correspondientes a los de periodo de retorno de 100 y 500 años (1966 y $3199 \text{ m}^3/\text{s}$), para tener en cuenta los cambios en el flujo y prever las alteraciones que se producirían en el lecho. Una vez realizados estos ensayos, comenzarán a diseñarse las posibles soluciones que traten de mejorar, en la medida de lo posible, los problemas que han motivado este estudio.

2. INTRODUCCIÓN

El presente estudio tiene por objeto analizar el comportamiento hidrogeomorfológico del meandro de Quinzanas, tramo del río Narcea que se encuentra aproximadamente 4 Km. aguas arriba de su confluencia con el río Nalón. Representa uno de los ríos mejor conservados del Principado de Asturias, aunque en los últimos 10 Km. de su recorrido presenta varias canalizaciones que deterioran su estado ecológico.

El meandro de Quinzanas, concretamente, ha sufrido dos canalizaciones, en 1985 y 1994 y como consecuencia de ésta última todavía se encuentra en proceso de recuperación; ya que esta obra ha supuesto un notable aumento de la sección del cauce principal del río, de forma que, desde el inicio de su construcción se ha producido un rápido proceso de colmatación sedimentaria, mermando notablemente la sección diseñada. Además, aguas abajo del meandro también se comienzan a percibir indicios de inestabilidad lateral en el trazado del cauce. Adyacente a dicho tramo se ubica la localidad de Santa Ana, una de las más afectadas por inundaciones en la región con periodos de retorno inferiores a 10 años.

Los estudios realizados muestran que este proceso de colmatación sedimentaria e inestabilidad lateral del cauce, tanto en el tramo canalizado como aguas abajo, previsiblemente continuará en los próximos años, razón por la cual se plantea la restauración de este sector (CHC, 2009). Por estos motivos se ha realizado un estudio hidromorfológico de este tramo mediante simulaciones numéricas y experimentación física, de forma coordinada, que han permitido calibrar ambos modelos para garantizar la representatividad de los resultados obtenidos.

Así, el principal objetivo a alcanzar en este estudio es una propuesta de actuación respecto a la geomorfología y eventuales protecciones en el meandro de Quinzanas, que consiga un buen funcionamiento hidráulico y morfológico del mismo. Y como objetivos más específicos, se busca calibrar y verificar el módulo de transporte de sedimentos del modelo matemático utilizado para la simulación del flujo en ríos empleando los resultados de los ensayos que se realicen en el modelo físico.

Este trabajo se realiza en el Laboratorio de Hidráulica del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas). Este centro, en el año 2009 emitió dos informes técnicos "Estudio en modelo físico reducido de la restauración hidromorfológica del río Narcea. Trabajos previos y construcción del modelo físico" y "Estudio mediante modelo matemático del meandro de Quinzanas en el río Narcea" que exponen los trabajos iniciales desarrollados hasta la fecha y que en el presente trabajo se resumen.

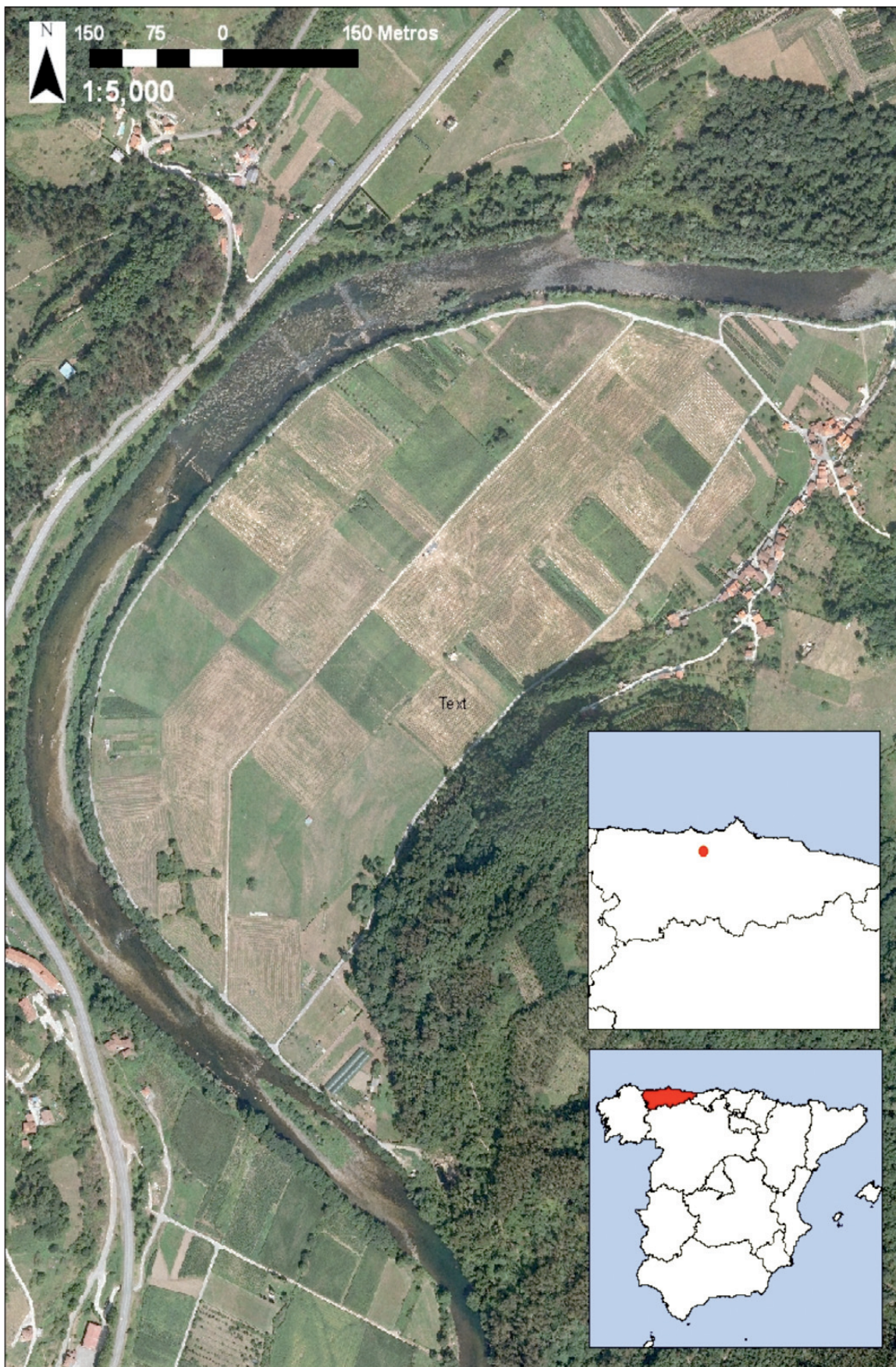
El CEDEX nace como organismo autónomo por Decreto de 23 de agosto de 1957. Está adscrito orgánicamente al Ministerio de Fomento y funcionalmente a los Ministerios de Fomento y de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Este Organismo proporciona apoyo multidisciplinar en las tecnologías de la ingeniería civil, la edificación y el medio ambiente, y asiste tanto a administraciones e instituciones públicas como a empresas privadas.

Se compone de una serie de unidades técnicas especializadas denominadas Centros y Laboratorios, que proporcionan asistencia técnica de alto nivel, investigación aplicada y desarrollo tecnológico en el marco de la ingeniería civil: puertos y costas, hidráulica de aguas continentales, carreteras, estructuras y materiales, geotecnia, técnicas aplicadas a la ingeniería civil y el medio ambiente, y estudios históricos de las obras públicas (www.cedex.es).

El Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) es la unidad que dentro del CEDEX está especializada en temas de planifica-



Figura 1. Mapa de localización de la zona de estudio





ción hidrológica; evaluación de recursos hídricos, inundaciones, sequías y sistemas de alerta en tiempo real; calidad de las aguas continentales y del medio ambiente hídrico; evaluación de demandas y estudios territoriales; normativa y reglamentación técnica; tecnologías de depuración, reutilización y desalación; sedimentación en embalses; y modelos (físicos y matemáticos) de hidráulica fluvial y de dispositivos hidráulicos.

El Laboratorio de Hidráulica es el área del Centro de Estudios Hidrográficos dedicada al estudio de la mecánica de fluidos, en especial del agua y su comportamiento en sus cauces naturales o en estructuras hidráulicas creadas por el hombre. En este departamento, también se estudia el comportamiento de los sedimentos dentro del agua, se desarrolla software y herramientas matemáticas o se realizan ensayos en modelos físicos y además, presenta una sección de normalización en la que se redactan recomendaciones para la normalización de tuberías. En el Anexo 1 se encuentra el organigrama del CEH donde se puede ver dónde se engloba el Laboratorio (<http://hercules.cedex.es/general/default.htm>).

3. ZONA DE ESTUDIO

La cuenca hidrográfica del río Narcea se desarrolla sobre un substrato sedimentario en el que predominan las litologías siliciclásticas, aunque en la subcuenca del río Pigüña se reconocen también importantes unidades carbonatadas. La cubierta vegetal de la cuenca es muy variada, estando formada por un complejo mosaico de matorral de alta montaña, bosques caducifolios y prados de siega, fundamentalmente. Las precipitaciones son relativamente abundantes y regulares en toda la cuenca, como corresponde a un clima de tipo oceánico, con una media anual de 900 mm.

Todo el escenario de actuación se encuentra dentro del LIC Río Narcea (ES1200030), una figura de protección con una superficie de 5374 ha que se extiende a lo largo del curso bajo de este río. Dentro del LIC Río Narcea destaca el excelente estado

de conservación de su bosque ribereño y la existencia de una de las más importantes poblaciones de salmón atlántico (*Salmo salar*) de la Cornisa Cantábrica. (www.chcantabrico.es).

El presente estudio se sitúa en el meandro de Quinzanas, entre las localidades de Corias y Quinzanas, al suroeste del Concejo de Pravia. Este tramo del Narcea es conocido por los pescadores como "la zona del desastre" debido a las obras de 1994 que han provocado el desequilibrio morfológico del cauce, la desnaturalización de las márgenes y la pérdida de dos pozos salmoneros, entre otros impactos... El esquema de dichas obras se encuentra en el Anexo 2 donde se puede observar con detalle:

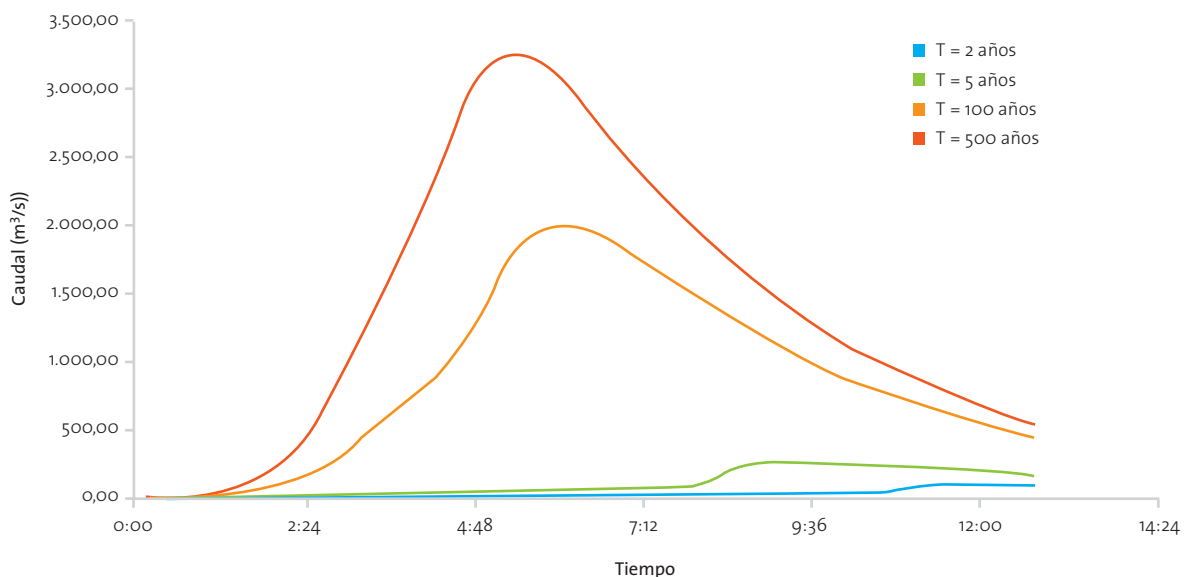
- Encauzamiento de ambas márgenes mediante diques de defensa de escollera.
- Dos pozos de escollera, uno inicial y otro final, que fueron diseñados para, entre otros objetivos, dar reposo a los peces que atravesaran el encauzamiento.
- Un canal de aguas bajas que atraviesa cinco remansos triangulares en la zona central del encauzamiento con el objetivo de favorecer el traslado y descanso de los peces.
- Diez nervios transversales al sentido de la corriente del río.

En la figura 2, se puede ver tanto la situación geográfica de la zona de estudio y como los restos de la mencionada obra gracias a la alta resolución de la ortofoto obtenida a través del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

3.1. CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL

La Confederación Hidrográfica del Cantábrico proporcionó al CEH los hidrogramas de avenida para los periodos de retorno de 2, 5, 100 y 500 años, así como las muestras granulométricas subsuperficiales del lecho del río para caracterizar la hidro-

Figura 2. Hidrogramas de avenida





morfología del tramo de estudio y poder llevar a cabo la modelización física y numérica del mismo. A continuación, se muestra dicha información.

En cuanto a la granulometría del lecho, se han considerado las muestras subsuperficiales y no las superficiales debido a que, si bien los áridos superficiales dan una idea del comportamiento del cauce en situación normal; en caso de avenida los áridos superficiales serán rápidamente desplazados debido al pequeño espesor de esta capa y serán los subsuperficiales los que afloren, siendo mucho más representativos. En las siguientes figuras se puede observar la localización de las tomas de las muestras y sus respectivas curvas granulométricas. (CHC, 2009).

Figura 3. Localización de muestras



4. METODOLOGÍA

Tal y como se ha comentado anteriormente, para llevar a cabo este estudio hidromorfológico, se ha decidido realizar tanto simulaciones numéricas como experimentación física, de for-

ma coordinada, ya que ambas metodologías son complementarias y necesarias. Esta dicotomía permite calibrar ambos modelos para garantizar la representatividad de los resultados obtenidos. Así, se crean simultáneamente, y basándose en la misma información topográfica, ambos modelos, el físico y el numérico que serán explicados a continuación.

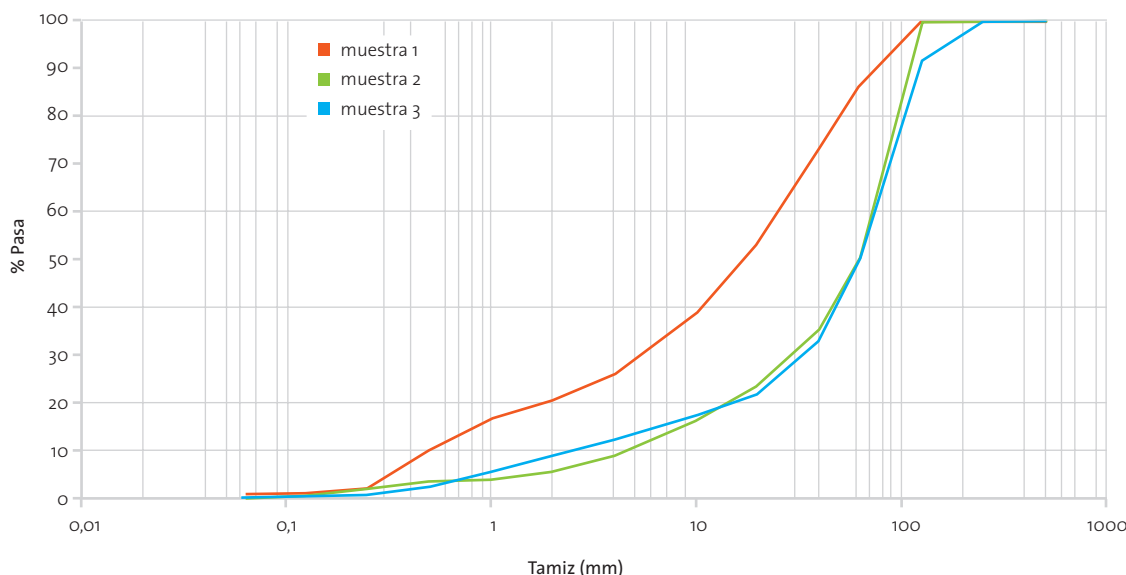
4.1. MODELIZACIÓN FÍSICA

Los modelos físicos reducidos son una herramienta muy útil en hidráulica fluvial y son una técnica para resolver problemas de ingeniería hidráulica, consistente en el ensayo de una réplica del objeto de estudio a escala reducida. La réplica reducida es lo que se llama modelo, frente a la realidad que se llama prototipo. Estos modelos son todavía necesarios para aquellos casos en los que el cálculo hidráulico no ha alcanzado la competencia suficiente para sustituirlos y explicar con exactitud el fenómeno físico que se presenta en la realidad. Este cálculo es imperfecto debido principalmente a la complejidad de los fenómenos de transporte de sedimentos y a la dificultad que imponen los contornos reales, tridimensionales y "caprichosos" del río.

La base de los modelos reducidos es la teoría de la semejanza hidráulica. La semejanza empleada en este caso es la de Froude. El número de Froude relaciona las fuerzas de inercia y las de peso. Por tanto, con esta semejanza, el nº Froude debe ser igual en modelo y prototipo. Esto garantiza la representatividad del modelo para reproducir flujos en lámina libre. Un ejemplo de las escalas de semejanza que se deducen de la semejanza de Froude son las de la velocidad: $\lambda_v = \lambda^{0.5}$ y la de caudal $\lambda_Q = \lambda^{2.5}$, siendo λ la escala geométrica (Osuna, 1993).

La modelización física del meandro de Quinzanas ha conllevado una serie de etapas que son: construcción del modelo, instrumentación del mismo, estudio de determinadas condiciones que aseguren su representatividad (de contorno, rugosidad, de capacidad de transporte) y finalmente los ensayos.

Figura 4. Curvas granulométricas de las muestras





4.1.1. ESTUDIOS PREVIOS A LA CONSTRUCCIÓN DEL MODELO FÍSICO

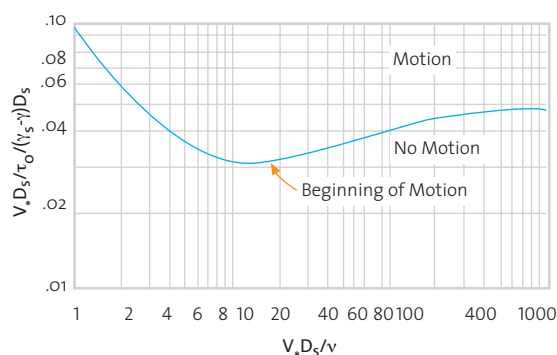
Para la construcción del modelo reducido se han llevado a cabo los siguientes trabajos:

1. Recopilación de información y viajes de reconocimiento a la zona de estudio.
2. Estudio y fijación de la escala del modelo.
3. Definición de zonas de lecho fijo y lecho móvil.
4. Determinación de la granulometría del modelo.

1. La información recopilada fue suministrada por la CHC (Confederación Hidrográfica del Cantábrico) a través del INDURROT (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio) y consiste en: las muestras granulométricas del lecho del río, cartografías del río Narcea en su tramo final hasta su confluencia con el Nalón (aproximadamente un Km. aguas debajo de la zona de estudio), ortofotos tomadas en distintos periodos de tiempo, estudios hidrológicos e hidráulicos del río Narcea, estudios ambientales de los impactos de las obras ejecutadas en el meandro y los proyectos de dichas obras de los años 1985 y 1994. Además, se realizaron varias campañas de trabajo de campo para confirmar dicha información.

2. Dadas las características de tramo a ensayar, se ha proyectado y construido un modelo con escala geométrica 1/85 tanto horizontal como vertical. Esta escala asegura el desarrollo de la turbulencia en el modelo, garantiza la semejanza con el prototipo o realidad y hace factible la construcción al obtenerse unas dimensiones razonables. Para fijar la escala del modelo del meandro de Quinzanas del río Narcea se exige la condición de que el nº de Reynolds de arrastre del modelo sea superior o igual a 70, ya que se puede considerar que la tensión crítica de arrastre de fondo se mantiene aproximadamente constante a partir de este valor (ver figura 5).

Figura 5. Ábaco de Shields



El nº de Reynolds viene definido por la siguiente expresión:

Siendo: $Re_* = \frac{u_* d_{90}}{\nu}$ u_* : velocidad de cizallamiento $u_* = \sqrt{ghJ}$
 d_{90} : diámetro característico del árido
 ν : Viscosidad cinemática del agua

Teniendo en cuenta que la semejanza en el nº de Reynolds es:

$$(Re_*)_m = \frac{(Re_*)_p}{\lambda Re_*}$$

Donde:

g: aceleración de la gravedad

h: calado a sección llena

J: pendiente de la línea de energía (que se puede considerar igual a la pendiente media del tramo si se considera régimen uniforme)

$(Re_*)_p$: nº de Reynolds de arrastre del prototipo

$(Re_*)_m$: nº de Reynolds de arrastre del modelo

λ : factor de escala geométrico

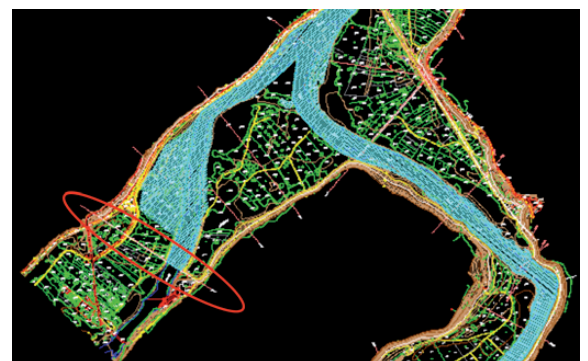
\hat{Re}_* : Factor de escala del número de Reynolds $\hat{Re}_* = \lambda^{3/2}$

Finalmente resulta:
$$\frac{\left(\frac{\sqrt{ghJ} d_{90}}{\nu} \right)_p}{\lambda^{3/2}} \geq 70$$

Esta condición se tendrá que cumplir para el caso más desfavorable, esto es, cuando se produzca el llenado del cauce principal, o lo que es lo mismo, para el caudal de desbordamiento. Teniendo en cuenta todo lo anterior y suponiendo que se trabaja en régimen uniforme, se obtienen los resultados reflejados en la tabla 1 a partir de los siguientes datos:

- La sección de la que se han tomado los datos se encuentra aguas abajo del tramo en estudio, cerca de la confluencia entre los ríos Narcea y Nalón (ver Figura 6).
- Caudal: 243,13 m³/s, que se corresponde con el caudal de desbordamiento del proyecto LINDE del río Nalón y que corresponde al periodo de retorno de 5 años.
- Pendiente de la línea de energía, J=0.0025 m/m.
- Calado: 2 m aproximadamente.
- d_{90} : Se establece 250 mm porque se considera que las muestras granulométricas no son representativas tras la observación directa de los materiales del lecho en las visitas.
- g: 9.8 m/s².

Figura 6. Sección de la que se han obtenido los datos





A la vista de los resultados se puede concluir que para que se cumpla la condición del nº de Reynolds de arrastre del modelo, el factor de escala ha de ser al menos de 85.

Tabla 1. Resultados obtenidos

Factor de escala, E	Re*m
100	55.90
90	65.47
85	71.33
80	78.13

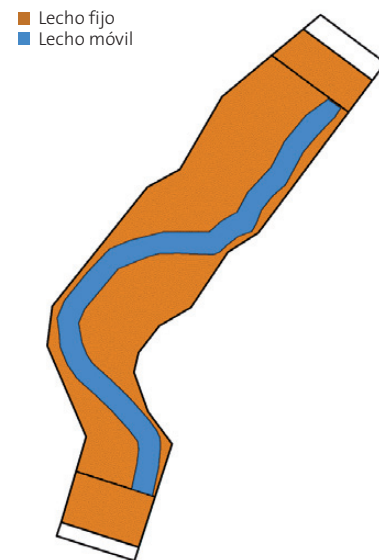
Con esta escala geométrica, la escala de caudales sería la siguiente, teniendo en cuenta la condición de Froude (F contaste $\rightarrow \hat{v} = \hat{h}^{1/2}$). Y consecuentemente, la transformación de cualquier caudal o hidrograma de prototipo a modelo se reduce a aplicar esta sencilla relación de escala, siendo L la escala horizontal, h la vertical, Qp el caudal en prototipo y Qm el caudal en modelo.

$$\hat{Q} = \hat{v} \hat{L} \hat{h} = \hat{h}^{1/2} \hat{L} \hat{h} = \lambda^{5/2} = 85^{5/2} = 66611.21 \quad \frac{Q_p}{Q_m} = \lambda^{5/2}$$

3. Definición de zonas de lecho fijo y móvil: Dadas las características del tramo en estudio, se ha decidido ensayar mediante un modelo mixto, esto es, con una parte de su lecho fijo y otra móvil. Esta decisión ha venido motivada por la existencia de dos partes claramente diferenciadas en el tramo:

- La correspondiente al cauce, coincidente aproximadamente con el concepto de dominio público hidráulico definido en el LINDE disponible. Su anchura es de aproximadamente 70 m en todo el tramo. Esta parte es susceptible de sufrir arrastres a causa de las avenidas ordinarias y extraordinarias, debido fundamentalmente al tipo de material que lo configura (bolos y áridos sueltos).
- La llanura de inundación, de unos 500 m de ancho en total. Esta llanura de inundación se puede considerar asentada por la vegetación (pastos fundamentalmente) y por edificaciones más o menos importantes.

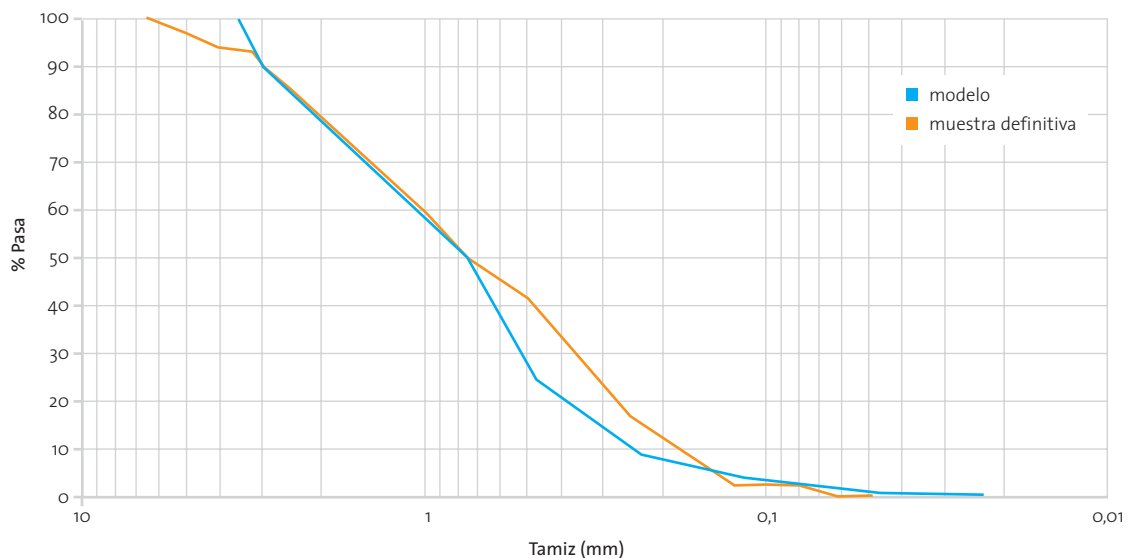
Figura 7. Delimitación lecho fijo-lecho móvil



Por estos motivos, en el proyecto y construcción del modelo reducido se ha considerado como lecho móvil la zona correspondiente al cauce, que es la que previsiblemente sufrirá variaciones morfológicas y sedimentológicas al paso de las avenidas. La llanura de inundación se ha considerado, por el contrario, como lecho fijo ya que si bien puede producirse algún arrastre puntual, está suficientemente asentada por la vegetación y la acción antrópica como para considerarse, en términos generales, fija. En la Figura 7 se pueden apreciar, esquemáticamente, la configuración del modelo físico a escala reducida y la diferenciación entre lecho fijo y lecho móvil.

4. Determinación de la granulometría del modelo: Partiendo de las granulometrías del lecho del río en la zona de estudio, se ha calculado la curva granulométrica teórica del mode-

Figura 8. Curvas granulométricas modelo (teórica y real)





lo, aplicando la escala geométrica a los tamaños de partículas. Las condiciones requeridas del material son un d_{90} de 2,94 mm y un d_{50} de 0,74 mm y es necesario que la forma de la curva sea lo más parecida posible a la teórica. Esta curva está representada gráficamente en la figura 8. Asimismo, en el Anexo 3 se han representado las granulometrias de distintos materiales silíceos (8 muestras) con el fin de poder evaluar el que mejor se adapta a la curva teórica necesaria (CEH, 2009).

Como puede observarse, no hay ningún material que se adapte a las condiciones exigidas, por lo que se ha procedido a realizar mezclas de los distintos materiales disponibles hasta conseguir un d_{90} de 2,93 mm (que cumple con la condición impuesta del número de Reynolds >70) y con un d_{50} de 0,74 mm. Esta mezcla se obtiene utilizando tres muestras distintas en la siguiente proporción y a continuación se muestra la curva teórica (modelo) y la mezcla real obtenida (definitiva).

Tabla 2. Porcentaje de materiales

Porcentaje	Muestra
60%	Laboratorio
34%	2.0 – 3.0 mm
6%	3.0 – 5.0 mm

4.1.2. CONSTRUCCIÓN E INSTRUMENTACIÓN DEL MODELO FÍSICO

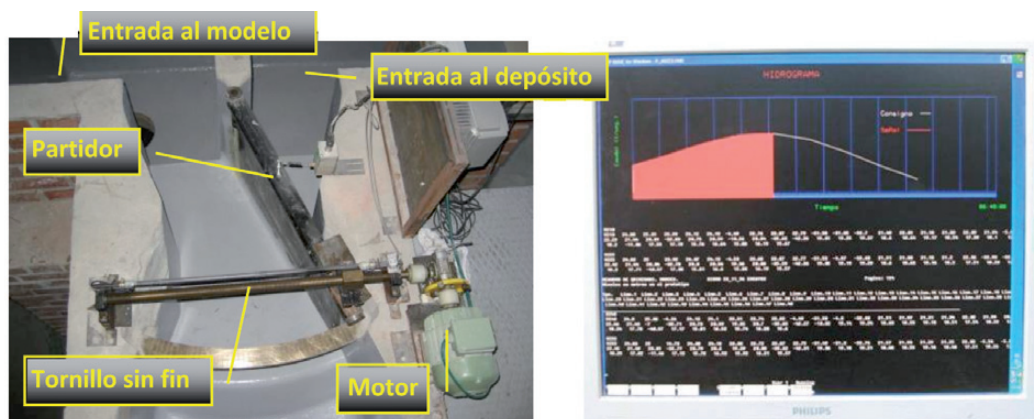
El modelo se construye en la nave de ensayos del Laboratorio de Hidráulica del Centro de Estudios Hidrográficos y en él se reproduce el meandro de Quinzanas en su totalidad (2400 m aproximadamente) más un tramo recto aguas arriba de unos 500 m y otro tramo recto aguas abajo de unos 1000 m. Una vez realizados los planos de construcción y fijado el lugar de emplazamiento del modelo se procede al replanteo, admitiéndose tolerancias de ± 1 mm, utilizando para ello una estación total. En el modelo se pueden distinguir dos zonas diferenciadas por su forma constructiva: la de lecho fijo y la de lecho móvil (ver figura 7). En el Anexo 4 se puede encontrar fotografías de la fase constructiva del modelo.

En la construcción se han seguido los siguientes pasos:

1. Construcción de los muros perimetrales, que compondrán el recinto en cuyo interior se ubicará la base para soporte del modelo.
2. Impermeabilización interior mediante tela asfáltica y comprobación de la misma.
3. Construcción de la base del modelo mediante hormigonado de la solera.
4. Reproducción de la topografía del terreno. Esta etapa consta de los siguientes trabajos:
 - a) Replanteo para la colocación de las tiras de papel en las que figuran las curvas de nivel a la escala del modelo.
 - b) Colocación de tiras de papel, y sobre ellas se realiza el doblado de curvas de nivel y los taladros de varillas donde se sueldan las curvas a cota. La precisión de las curvas de nivel, en altimetría, es de $\pm 0,5$ mm.
5. Relleno con arena de miga, dejándola a unos 5 cm de las curvas.
6. Colocación de rasilla de delimitación de lecho fijo y móvil.
7. Completado del terreno con mortero de cemento maestreándolo entre las distintas curvas. La superficie del terreno presentará una terminación de mortero de cemento, maestrado entre las curvas de nivel, excepto en las zonas previstas para reproducción con fondo móvil. El acabado de las zonas emergidas incluye la reproducción de obstáculos como edificios.
8. Enfoscado de la rasilla de delimitación entre lecho fijo y móvil.
9. Replanteo de la zona de lecho móvil. La sección de lecho móvil se construirá mediante maestrado de la arena de granulometría definida anteriormente, entre plantillas. Las plantillas se colocan en posición y cota a partir de los puntos replanteados.
10. Implantación de dispositivos de alimentación y retorno de caudales, tanto líquidos como sólidos. (CEH, 2009).

El caudal líquido necesario se aportará a través de una instalación compuesta por los siguientes elementos:

Figura 9. Partidor de caudal líquido y programa de control del partidor

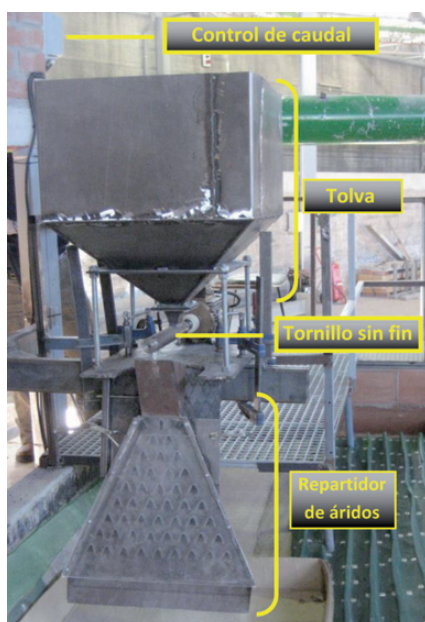




- Bomba de impulsión que permite la elevación de un caudal de hasta 300 l/s a un depósito desde el que se produce el aporte de caudal.
- Aforador de vertedero de pared delgada triangular de 53,8° que permite dar caudales desde 1.30 hasta 87.90 l/s en modelo, que se traducen en 86.3 y 5853.9 m³/s en prototipo.
- Partidor de caudales que permite simular los hidrogramas de las avenidas. Gracias a la división del caudal mediante una placa que actúa a modo de barrera el agua se dirige hacia una conducción que va al modelo y otra que va fuera. Este partidor se mueve a través de un tornillo sin fin graduado por la acción de un motor que cuenta con un variador de velocidad. Así, a partir de un caudal constante, coincidente con la punta del hidrograma, y mediante un programa informático que controla la velocidad y sentido del movimiento del partidor, se puede reproducir cualquier tipo de hidrograma automáticamente. A continuación, se puede ver una imagen del partidor y de la pantalla de ordenador que muestra un ejemplo de hidrograma junto con el registro de cotas de superficie de lámina libre de agua.

El caudal sólido se aportará mediante una tolva con tornillo sin fin, construida en el taller de calderería del Laboratorio de Hidráulica y que permite dar, gracias al variador de velocidad instalado en el motor, un rango de caudales entre 0.25 y 1.5 g/s del árido especificado, siempre que éste se encuentre en las condiciones adecuadas de sequedad. Además, para facilitar la alimentación del caudal sólido haciendo que se distribuya de forma homogénea por la totalidad de la sección inicial del cauce de lecho móvil, se ha instalado un repartidor. Ambos dispositivos se pueden ver en la figura 9. El modelo a su salida, también cuenta con dos desarenadores, donde el flujo de agua es frenado para que el árido que haya podido ser arrastrado sedimento, evitando su acumulación en los depósitos del Laboratorio de Hidráulica.

Figura 10. Alimentación de caudal sólido



Aparte de los sistemas de alimentación de caudales, el modelo cuenta con más instrumentación necesaria para realizar los ensayos pertinentes, éstos son limnímetros, registrador de fondos, trampa de sedimentos y escáner tridimensional.

- Limnímetros: Para conocer la cota de superficie de la lámina de agua, y por consiguiente, el calado, el modelo posee 48 limnímetros distribuidos por todo él siguiendo el esquema que se muestra a continuación (ver figura 13). Se encuentran dispuestos sobre unos pórticos que atraviesan el modelo siguiendo ejes perpendiculares al cauce principal y se han colocado para tener registros de calados, tanto en el cauce principal como en la llanura de inundación. Durante los ensayos, éstos registran una medida que es traducida en cota de lámina libre de agua cada 15 segundos automáticamente (ver figura 9).

Los limnímetros utilizados son sistemas ultrasónicos de medida de distancias. La medida ultrasónica de distancias se basa en el método pulso-eco, por el cual, la distancia a un objeto se determina en base al tiempo de ida y vuelta, empleado por un pulso acústico en viajar entre el sensor y el objeto reflectante y su eco de vuelta hacia el sensor. Para calibrar la medida de distancia en cota real del modelo, se inunda el mismo durante un día (para que se establezca la superficie de agua) y conocida la cota de la lámina de agua, gracias a un limnómetro manual, se asocia la medida de los limnímetros ultrasónicos a la cota real. En los ensayos posteriores, se corrigen los datos automáticamente mediante el programa y se obtiene directamente la cota de lámina de agua. En las figuras 11 y 12 se pueden ver limnímetros en detalle.

Figura 11. Limnímetros en modelo

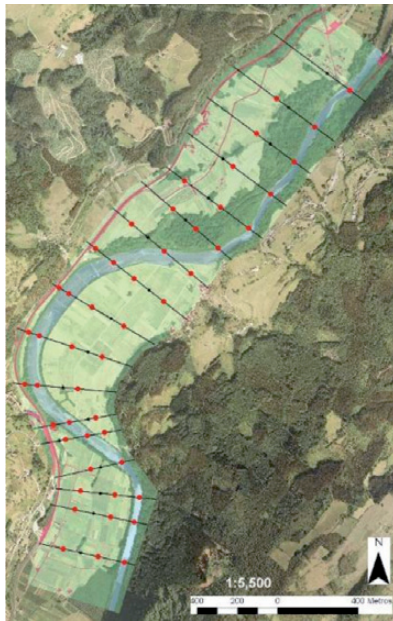


Figura 12. Limnómetro en detalle





Figura 13. Esquema de posición de los limnímetros en el modelo (en rojo los limnímetros y en negro los pórticos que los sustentan, destacado el apoyo de cada pórtico dentro del modelo)



- Trampa de sedimentos: El modelo también cuenta con un sistema de aforo de sedimento instrumentado con una célula de carga, de precisión de centésimas de Kg, que permite registrar el peso del sedimento retenido en una caja alojada en el cauce, a la salida del tramo de estudio. La adquisición de datos de los caudales sólidos a la salida del modelo está automatizada y se registra cada cinco segundos. A continuación, se puede ver una imagen del registro de los datos y de la trampa con la célula de carga en detalle.

Figura 14. Display del registro de la trampa

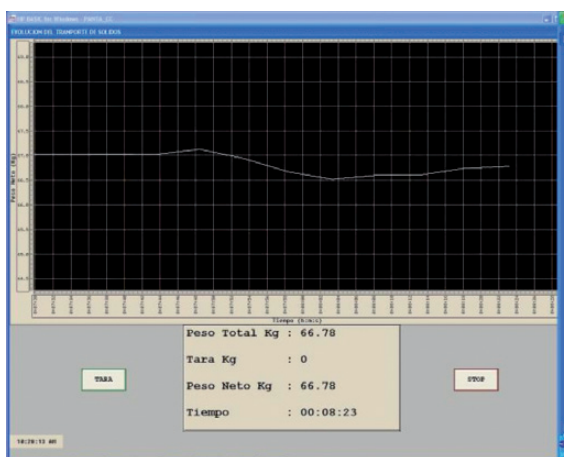
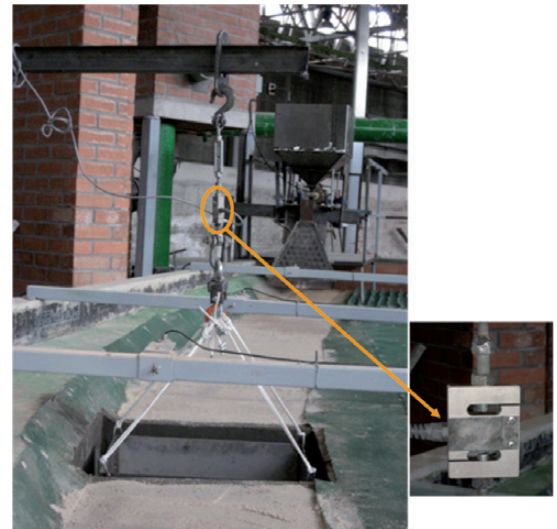


Figura 15. Trampa de sedimentos y célula de carga

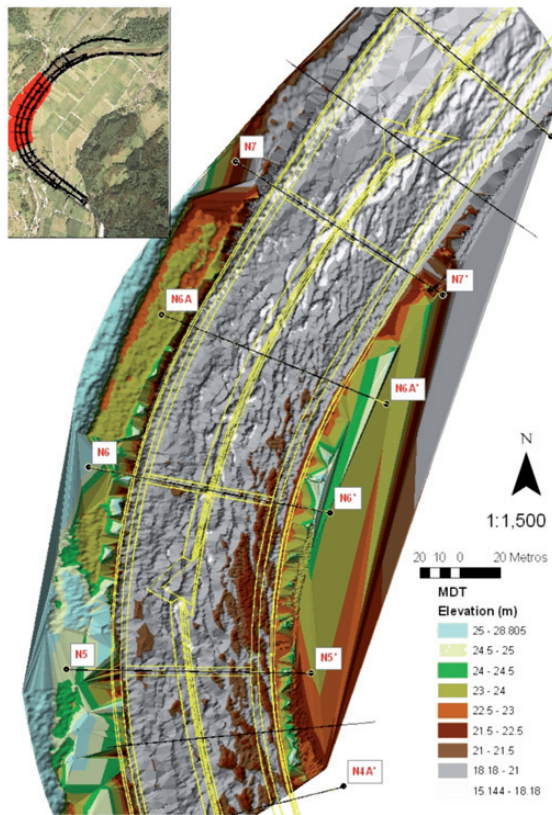


- Láser tridimensional: El Laboratorio del Centro de Estudios de Puertos Y Costas (CEPYC) ha prestado a este Laboratorio el equipo DeltaSphere-3000 3D Scene Digitizer, de la casa DeltaSphere, Inc. para realizar una toma de datos de la superficie del lecho móvil del meandro de forma continua permitiendo, una vez traducidos y analizados los datos, elaborar un Modelo Digital del Terreno de casi la totalidad de la zona de estudio. Este equipo está compuesto por una unidad de láser clase 3R y sendos sistemas de posicionamiento (elevación y azimut) capaces de hacer rotar a la unidad láser automáticamente, barriendo un área horizontal de 360° y vertical de 290° y con un alcance de hasta 16 m de distancia.

Los datos adquiridos por esta unidad han sido procesados en primer lugar por el software de visualización y análisis de los datos SceneVision-3D, proporcionado por el fabricante, para depurar las imágenes tomadas eliminando aquellas zonas demasiado oscuras que aumentarían el error. Cada una de estas imágenes poseen su sistema de coordenadas local, relativo a la posición de la unidad láser y a la vez capturan varios puntos de coordenadas x, y, z conocidas. Para llevar a cabo la transformación de coordenadas desde el sistema local de cada imagen al del proyecto se han utilizado esos puntos conocidos en una matriz de cálculo con el programa Matlab. Finalmente, se obtuvo una gran matriz de puntos x, y, z que fueron representados con el programa ArcGIS en forma de MDT utilizando la interpolación TIN (Triangulated Irregular Network). En la siguiente figura se muestra el MDT de una zona del meandro después del ensayo de transporte de sedimentos que permite comprobar las zonas de sedimentación-erosión.



Figura 16. MDT obtenido con el láser 3D



- Registrador de fondos (River Bed Scan): es un equipo desarrollado para escanear los lechos de ríos (en modelo) con una longitud de hasta 3 m para así obtener el perfil del fondo de los mismos. El láser OPTImess se moverá por un pórtico lineal y mide las cotas con una precisión de décimas de milímetros, los pasos de medida a lo largo del perfil son menores de un milímetro. Se ha utilizado para tomar perfiles longitudinales de la cota de superficie del lecho móvil en el tramo aguas arriba de la trampa para obtener la pendiente de

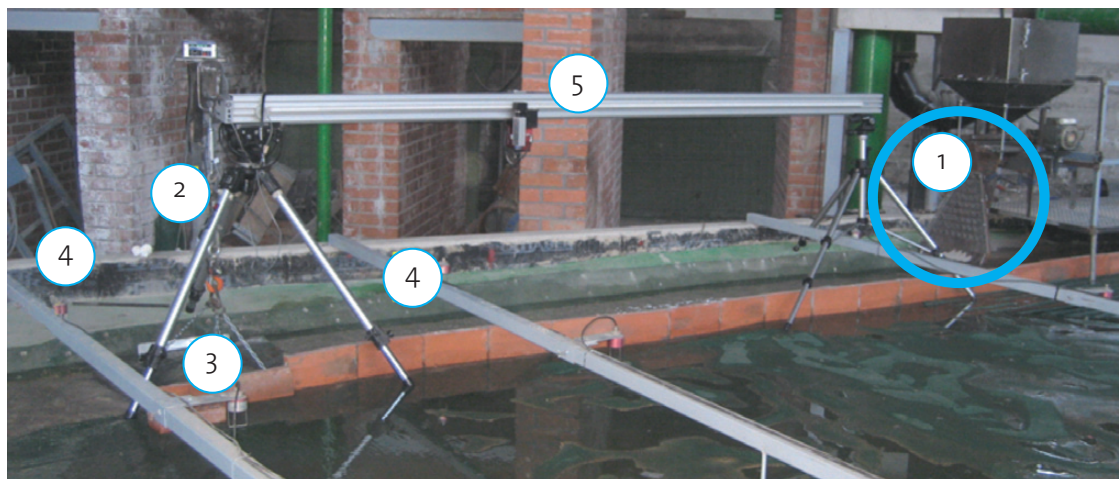
equilibrio en los ensayos de transporte de sedimentos. En la actualidad, se está utilizando para registrar la evolución de las secciones transversales y estimar los procesos de erosión y sedimentación producidos en el meandro. A continuación, se puede ver una imagen de la instrumentación utilizada en los ensayos (figura 17) y en el apartado siguiente dentro de la campaña de ensayos de calibración de transporte de sedimentos se puede ver un ejemplo de perfil longitudinal del lecho del río para uno de estos ensayos (ver 3.1.3 Ensayos de calibración de transporte de sedimentos).

4.1.3. ENSAYOS REALIZADOS EN EL MODELO FÍSICO

En el modelo reducido se han llevado a cabo numerosos ensayos con distintos fines, éstos pueden clasificarse en:

1. Ensayos de calibración de la rugosidad.
 2. Ensayos de calibración del transporte de sedimentos.
 3. Ensayos de avenidas reales.
 4. Ensayos de caudal restaurador.
 5. Ensayos de transporte sedimentológico.
1. La rugosidad del lecho móvil viene definida por la granulometría del material usado y su representatividad está garantizada por su transformación a escala respetando el $Re > 70$. Sin embargo, la rugosidad del lecho fijo construido con mortero de cemento no está representada adecuadamente y, es necesario realizar numerosos ensayos para conseguir que el modelo posea la rugosidad semejante a la del prototipo. Estos ensayos consistieron en alimentar el modelo físico con un caudal constante, éstos fueron los caudales punta de los hidrogramas de avenida de periodo de retorno de 100 y 500 años (1966.59 y 3199.30 m^3/s), registrando los datos de cota de lámina de agua. Se realizaron distintas simulaciones matemáticas en escala prototipo con el programa Iber (ver apartado 3.2.1) para conocer la cota de lámina utilizando los coeficientes de Manning de rugosidad real y se fueron modificando las coberturas del lecho fijo con distintos tipos de malla y cubriendo la superficie siguiendo la cobertura vegetal real de la zona de estudio.

Figura 17. Fotografía de la instrumentación para los ensayos de transporte de sedimentos del tramo de estudio (1. Tornillo sin fin y repartidor de árido, 2. Célula de carga, 3. Trampa de sedimentos, 4. Limnímetros de ultrasonido y 5. Registrador de fondos)





Se realizaron la totalidad de 21 ensayos de calibración de rugosidad, cuyas características se resumen en la tabla 3.

Tabla 3. Resumen de los ensayos de la campaña de calibración de la rugosidad

Fecha		Caudal de periodo de retorno (años)		Malla aguas arriba del meandro	Malla en las márgenes del cauce principal	Malla aguas abajo del meandro	Otros
		100	500				
11/01/2010	Ensayo 1			Problemas con la alimentación de caudal líquido			
21/01/2010	Ensayo 2			SI	NO		Entrada de caudal líquido inadecuada por falta de tranquilización
25/01/2010	Ensayo 3	SI	SI	SI	NO	NO	
12/02/2010	Ensayo 4	SI	SI	SI	NO	NO	
05/03/2010	Ensayo 5	SI	NO	NO	NO	NO	
12/03/2010	Ensayo 6	SI		NO	NO	NO	
17/03/2010	Ensayo 7	Caudal de periodo de 5 años		NO	NO	NO	Se dejó este caudal durante unas 21 horas para observar las formas del sedimento
25/03/2010	Ensayo 8	SI	NO	NO	NO	Malla de 1x1 mm	
28/04/2010	Ensayo 9	SI	NO	NO	NO	Malla de 1x1 mm	
05/05/2010	Ensayo 10	SI	SI	NO	NO	Malla de 1x1 mm	
27/05/2010	Ensayo 11	SI	SI	NO	NO	Malla de 1x1 mm	No se han pasado los datos de calado por desechar el ensayo debido al exceso de sedimentación
23/06/2010	Ensayo 12	NO	SI		NO	Malla de 1x1 mm	Se probó la posición adecuada para el aporte sólido
01/07/2010	Ensayo 13	SI	SI	NO	NO	Malla de 1x1 mm	
27/08/2010	Ensayo 14	SI	SI	NO	1x1 mm	Parches simulando bosque de ribera con malla de 1x1 mm	
17/09/2010	Ensayo 15	SI	SI	Parches simulando bosque de ribera con malla de 5x5 mm	1x1 mm	Parches simulando bosque de ribera con malla de 5x5 mm	
06/10/2010	Ensayo 16	Se inundó el modelo de nuevo por problemas en las mediciones de los limnímetros					
28/10/2010	Ensayo 17	SI	SI	Parches simulando bosque de ribera con malla de 5x5 mm	1x1 mm	Parches malla de 5x5 mm + estropajos simulando el bosque entre los pórticos 11 y 17	
17/11/2010	Ensayo 18	SI	SI	Parches malla de 5x5 mm y zona de kiwis con malla de 1x1 mm ondulada	1x1 mm	Parches malla de 5x5 mm + estropajos simulando el bosque	Problemas en la alimentación de caudal
25/11/2010	Ensayo 19	SI	SI	Parches malla de 5x5 mm y zona de kiwis con malla de 1x1 mm	1x1 mm	Parches malla de 5x5 mm + estropajos simulando el bosque	
14/01/2011	Ensayo 20	Se inundó el modelo de nuevo por problemas en las mediciones de los limnímetros					
24/01/2011	Ensayo 21	SI	SI	Parches malla de 5x5 mm y zona de kiwis con malla de 1x1 mm	1x1 mm	Parches malla de 5x5 mm + estropajos simulando el bosque	Se pusieron varillas para mejorar las condiciones de salida de caudales



Se puede ver en las siguientes imágenes del modelo, las mallas adecuadas para la representatividad de la rugosidad, calibradas finalmente en el ensayo 21.

Figura 18. Zona de aguas abajo del meandro



Figura 19. Zona de aguas arriba del meandro



Figura 20. Detalle la plantación de kiwis

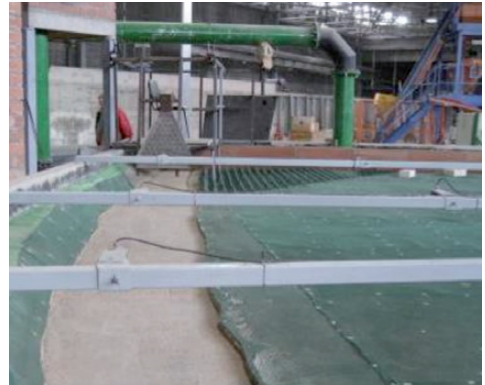


Figura 21. Detalle de las varillas al final de modelo



- Una vez calibradas las condiciones hidrodinámicas en el modelo reducido, se inician los trabajos de capacidad de transporte de sedimentos. Para estos ensayos se restringió la zona de estudio al cauce principal del tramo inicial recto del modelo (mediante unas rasillas) y al final del mismo se colocó la trampa de sedimentos. Se registraron las cotas de lámina de agua y los caudales aportados. Los ensayos consistieron en verter un caudal líquido y un caudal sólido constantes, y prolongarlos en el tiempo hasta que el caudal sólido registrado en la trampa coincide con el aportado al modelo físico, momento en el cual se alcanza el equilibrio. Entonces, se finalizaba el ensayo y se tomaba la pendiente de fondo resultante con el perfilómetro láser (registrador de fondos). La figura 17, muestra la instrumentación utilizada para uno de estos ensayos.

Figura 22. Zona de ensayo





Tras 15 ensayos se obtuvo la curva de transporte de fondo ($Q_{sólido} - Q_{líquido}$) para la cual se mantenía la pendiente de equilibrio, la misma que la del meandro de aproximadamente un 2%. A continuación, se muestran datos obtenidos en dos ensayos en los que se ha llegado al equilibrio partiendo de sedimentación y erosión respectivamente. Se considera sedimentación para el primer caso porque la trampa recoge inicialmente un caudal menor que el de entrada al modelo, de manera que se está sedimentando en el tramo aguas arriba de la trampa. Mientras que en la segunda

gráfica, el equilibrio se alcanza en situación de erosión, ya que la trampa está recogiendo un caudal mayor que el aportado, hasta que las pendientes finalmente se igualan.

Cuanto más próxima se encuentra la situación de partida y la de equilibrio, más corto es el tiempo de estabilización (T_e). Esto permite, teniendo en cuenta el tipo de curva de peso registrado y dicho T_e , optimizar el número y duración de los ensayos para determinar los puntos de equilibrio.

Figura 23. Equilibrio alcanzado partiendo de una situación de sedimentación

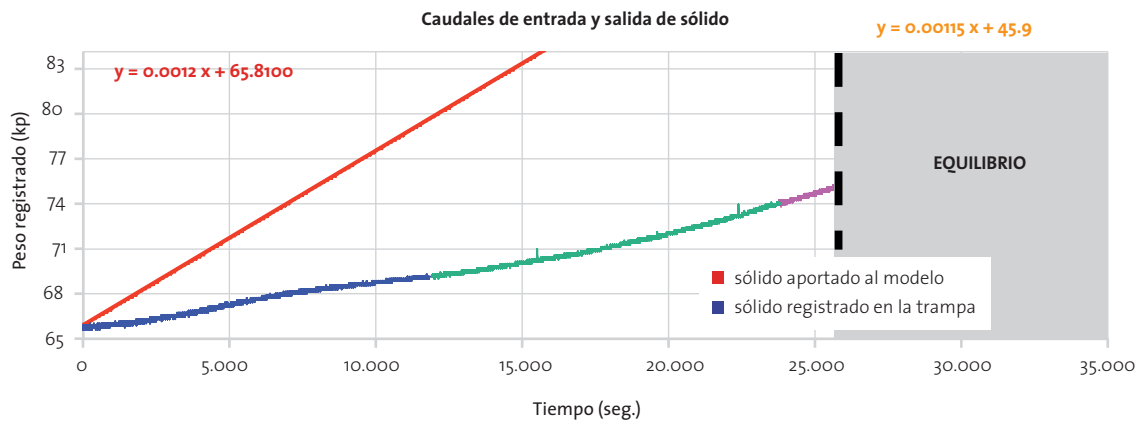


Figura 24. Equilibrio alcanzado partiendo de una situación de erosión

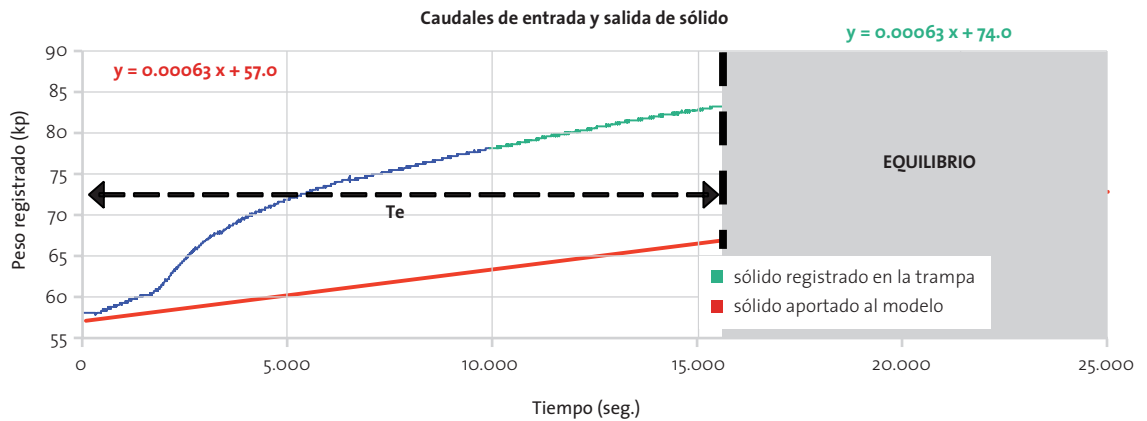
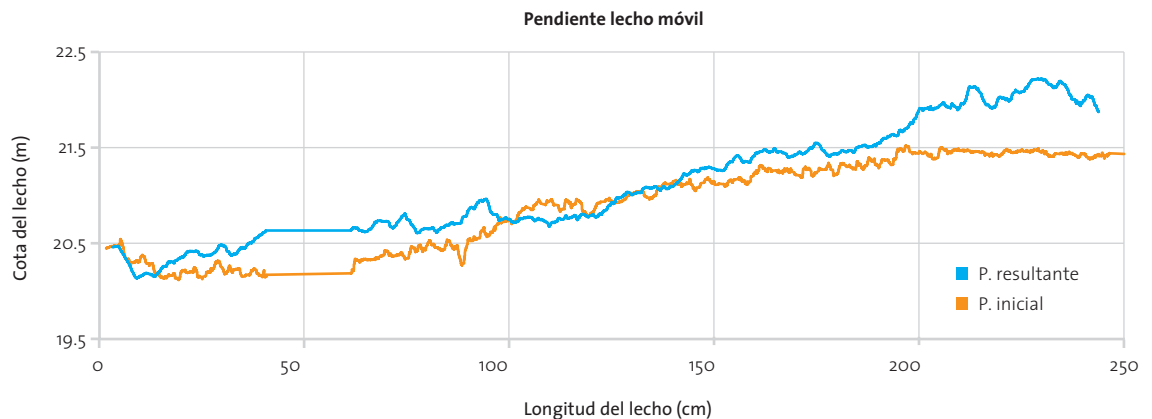


Figura 25. Pendientes del lecho de un ensayo en equilibrio





La figura 25 muestra un ejemplo del perfil longitudinal del cauce en la situación inicial (antes del ensayo) y de equilibrio (tras finalizarlo) registrado con el perfilómetro láser. Cuando ambas

pendientes coinciden la relación Q_s-Q_l pertenece a la relación de transporte buscada. En el apartado de resultados se podrá ver una gráfica que representa esta curva Q_s-Q_l .

Figura 26. Serie hidrológica de caudales de la estación de aforos de Requejo

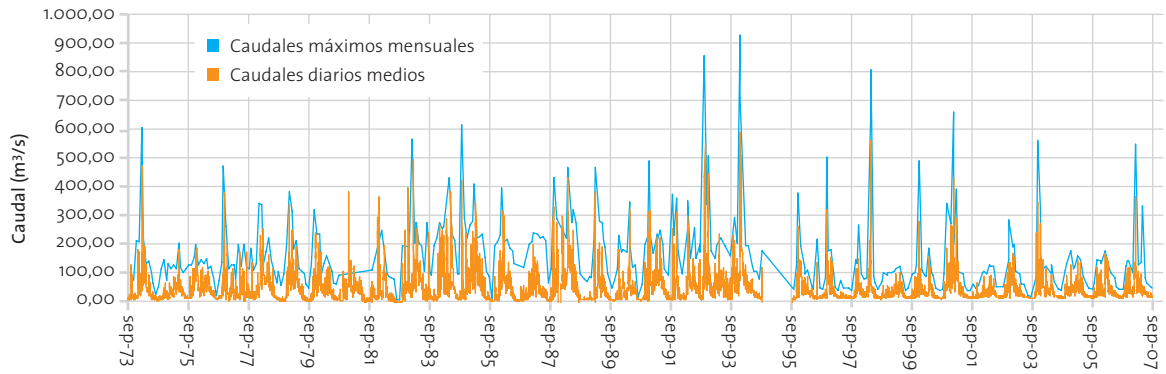


Tabla 4. Hidrogramas de avenidas desde 1994 representados en el modelo

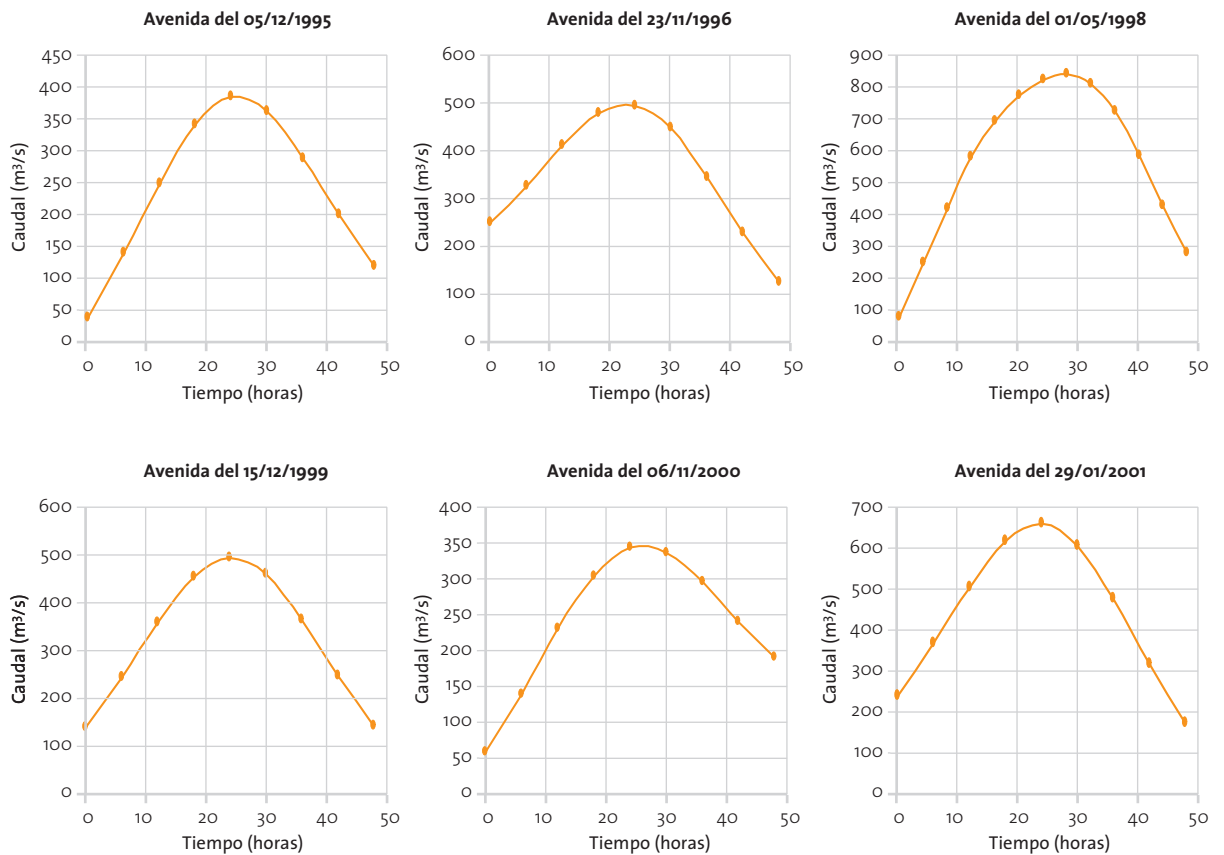
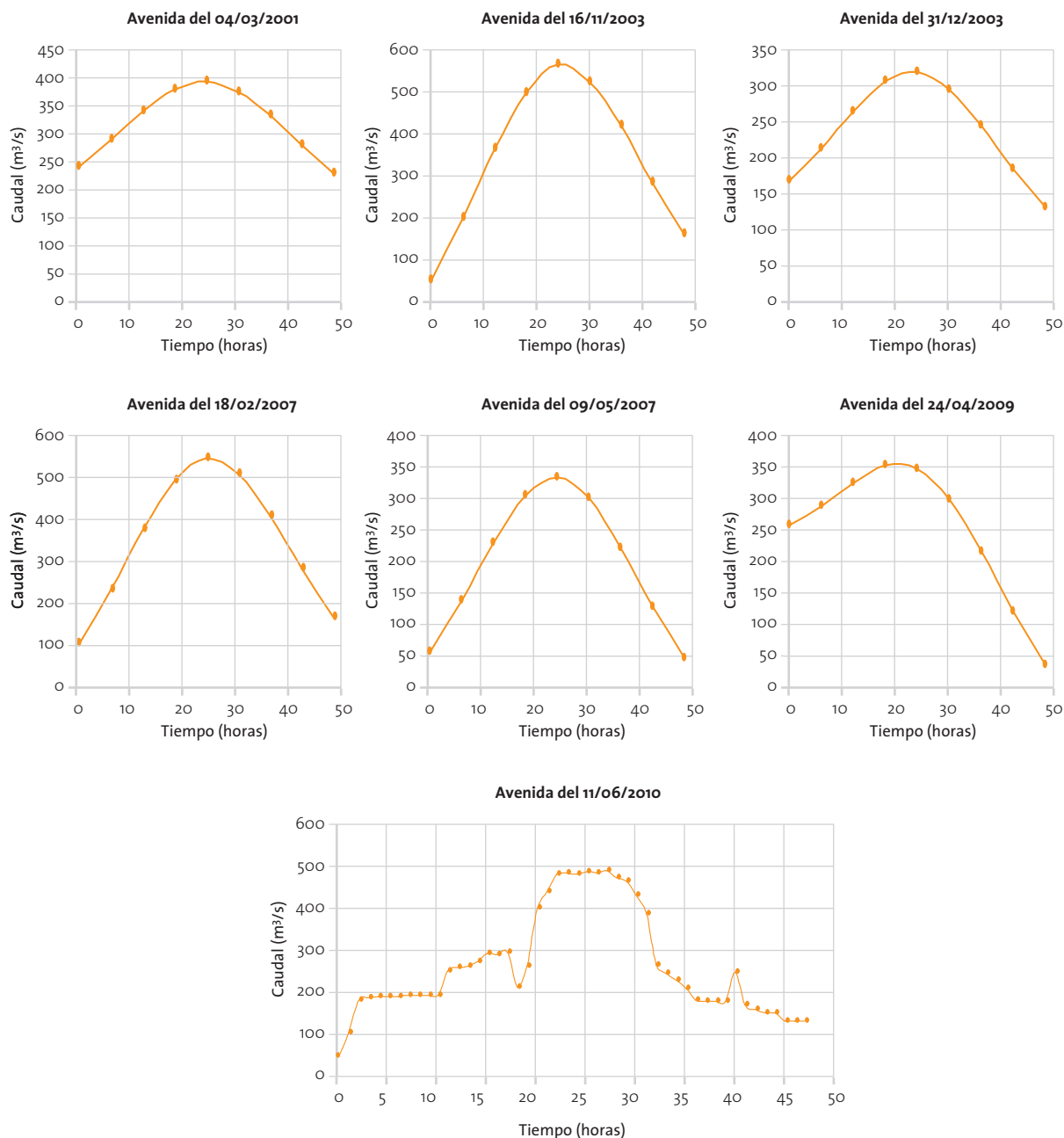




Tabla 4 (cont.). Hidrogramas de avenidas desde 1994 representados en el modelo



3. Tal y como se podrá ver en el apartado de resultados (4.1), la curva de equilibrio Qs-Ql conseguida en la campaña de ensayos anterior presenta un orden de magnitud de caudales líquidos muy elevados. Así, el objetivo de la presente campaña es analizar si el mecanismo predominante en el equilibrio sedimentológico en el meandro de Quinzanas es aquel producido por eventos de gran magnitud, o si bien, las formas sedimentológicas actuales presentes en la zona de estudio se deben a la acción de un caudal restaurador líquido y su correspondiente caudal sólido durante un largo periodo de tiempo.

De esta manera, se analizó la serie hidrológica completa de caudales medios diarios, máximos e instantáneos mensuales desde el año 1972 de la estación de aforos de Requejo (E-1359), localizada unos 10 Km. aguas arriba del meandro de

Quinzanas. Gracias a estos datos, ha sido posible reconstruir la serie histórica completa de episodios de avenida a partir del año 1994, cuando se realizaron las últimas obras de canalización de la zona de estudio. De todos ellos se han seleccionado únicamente los que puedan tener una influencia sedimentológica y que por tanto superen un caudal mínimo de inicio de arrastre de 300 m³/s. Tras el análisis de la serie temporal se puede determinar que en este periodo se supera dicho caudal 55 días, así el número de días con un caudal superior a 300 m³/s es de 1.49 al año.

Desde el año 1994, se han producido 13 eventos en los que el caudal instantáneo ha superado los 300 m³/s. La tabla 4 muestra sus hidrogramas, incluida la avenida de junio de 2010.



La metodología de esta campaña consistió en; una vez que se dispuso en el lecho móvil la obra tal y como se define en el proyecto de 1994, generar el hidrograma (a través del programa automático que controla el partidor) sin aportar caudal sólido, y medir mediante el registrador de fondos una serie de perfiles para ver la evolución del lecho y comparar con el estado actual del lecho del meandro de Quinzanas. La figura 27 muestra la obra representada antes de comenzar la campaña de ensayos y el esquema de las secciones registradas tras cada una de las avenidas ensayadas.

Figura 27. Imagen de la obra representada



Figura 28. Esquema de la localización de los perfiles analizados



Cabe mencionar, que las discrepancias en la zona de lecho fijo que aparecen en la sección 1, son debidas a que éste se encuentra cubierto con una malla que presenta ciertas ondulaciones o irregularidades, y al ser traducidas a cota de prototipo parecen importantes. En cambio, como la sección 7 no posee malla, no se aprecian estas ondulaciones.

En los perfiles tomados con el registrador de fondos y traducidos a cota real de prototipo, se puede apreciar que en el inicio del meandro se produjo una ligera sedimentación, sobre todo en el cauce de aguas bajas, pero en cambio, en las secciones distribuidas al final del meandro apenas se aprecia diferencia. Estos perfiles han sido tomados desde la margen derecha hacia la margen izquierda (por comodidad en la operación) de manera que muestran una imagen especular de la sección, tal y como se podría esperar.

En la figura 29 se puede ver que las únicas diferencias con respecto a la situación inicial aparecen a partir del ensayo 3 y que se restringen a la colmatación del cauce de aguas bajas y a una barra de sedimentación en la margen izquierda que no alcanzaría un metro de altura.

En cambio, en la figura 30 se puede afirmar que ninguno de los 10 hidrogramas de avenida produjo efecto alguno en la sección 7 que se encuentra a unos 500 m aguas abajo de la sección 1.

Figura 29. Ejemplo de perfil obtenido para los ensayos de avenidas reales (sección 1)

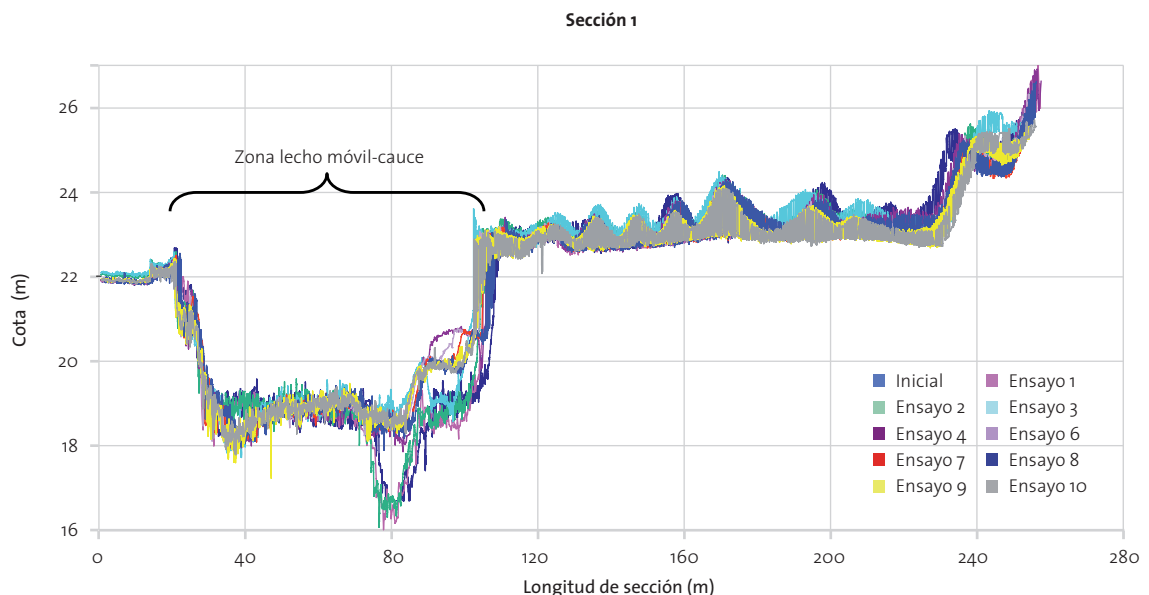
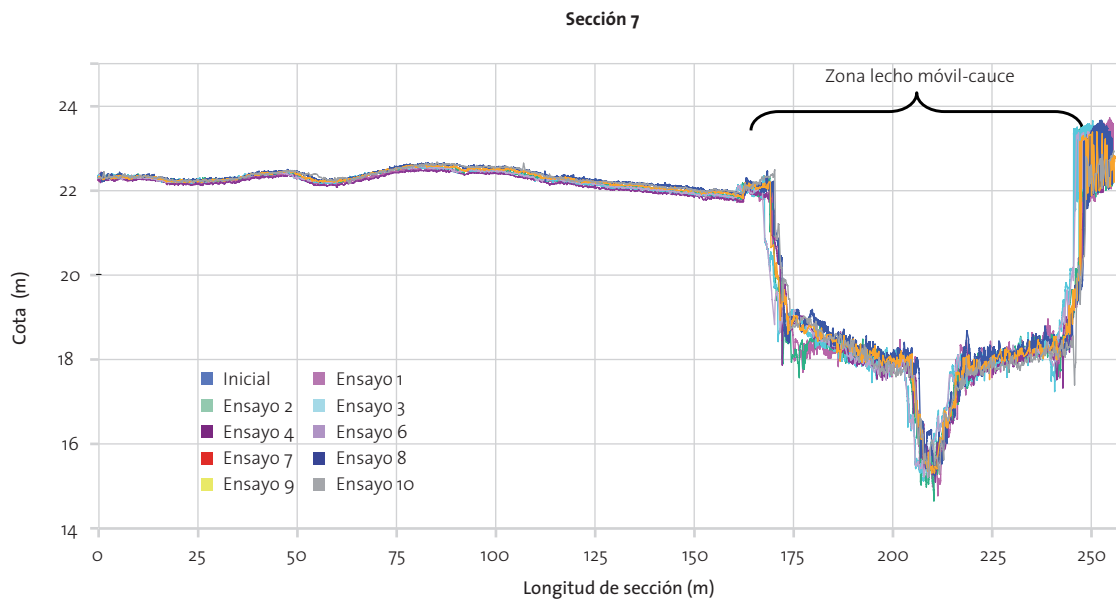


Figura 30. Ejemplo de perfil obtenido para los ensayos de avenidas reales (sección 7)



Además, a medida que se reproducen más eventos de avenidas, se produce un acorazamiento del lecho de manera que no se aprecia un transporte de sedimentos importante. También se pudo constatar en esta campaña de ensayos, que el material más grueso (3 - 5 mm) favorecía el efecto de escondimiento "hiding" del material más fino y que además éste no puede ser arrastrado ni con un caudal de 300 m³/s para los periodos de tiempo tan cortos, como resulta un hidrograma de avenida. De esta manera se pudo concluir con el ensayo 10, sin tener que reproducir los 13 eventos, que el estado sedimentológico del meandro de Quinzanas no se puede deber a estas avenidas de corta duración.

4. Los ensayos de caudal restaurador, consistieron en dar una variedad de caudales líquidos y los sólidos asociados, según la curva de capacidad de transporte estimada anteriormente, durante largos periodos de tiempo, los ensayos se alargaron durante días. En esta campaña, el árido utilizado como caudal sólido fue el material de tamaño de diámetro más fino, cuyo d_{50} es 0.387 mm en escala modelo, 0.033 m en prototipo. Ya que se comprobó que para el resto de áridos apenas se produce arrastre. Al igual, que en el resto de campañas, también se tomaron datos de cota de lámina de agua, gracias al sistema automático. Estos ensayos sirvieron para comprobar el funcionamiento de la curva Q_s-Q_l y se llegaron a producir formas en el lecho similares a las encontradas durante las visitas a la zona de estudio como: la colmatación del cauce de aguas bajas, la sedimentación en algunas márgenes, o la formación de alguna barra importante.
5. Finalmente, se repitieron los ensayos de calibración de sedimentos, pero esta vez con la trampa de sedimentos localizada en la zona final del modelo, aguas abajo del meandro. El caudal líquido fue el caudal conformador del río de estudio, constante durante todo el ensayo, entorno al caudal de periodo de retorno de 5 años, (aproximadamente 350 m³/s) y que llena casi la totalidad del cauce principal. Mientras que el sólido aportado fue del material de menor diámetro y con un caudal similar al arrastre teórico que es acorde con

los resultados obtenidos tanto en la campaña de ensayos de caudal restaurador como en la de calibración del transporte de sedimentos 15g por cada 30 seg. en escala de modelo, 33.3 Kg/s en escala prototipo (ya que la escala de caudales es $\lambda^{(5/2)}$). La campaña duró semanas, se iniciaron los ensayos el 24 de noviembre de 2011 y se consiguió alcanzar el equilibrio, cuando los caudales sólidos de entrada y registrados en la caja coincidieron, el 12 de diciembre. Los resultados de esta campaña se pueden encontrar en el apartado 4.2.

4.2. MODELIZACIÓN MATEMÁTICA

El Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX, el Grupo Flumen de la Universitat Politècnica de Catalunya (UPC) y Universitat de Barcelona (UB), el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA) de la Universidad de A Coruña (UDC) y el Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería (CIM-NE) vinculado a la Universitat Politècnica de Catalunya, han desarrollado un modelo matemático bidimensional que permite simular el transporte de sedimentos y la turbulencia. Este programa llamado Iber, es el que se ha empleado para la modelización matemática del meandro de Quinzanas.

4.2.1. SIMULACIÓN HIDRODINÁMICA DEL TRAMO DE ESTUDIO CON IBER

A partir de la información cartográfica a escala 1:2000 de la zona de estudio proporcionada por la Confederación Hidrográfica del Cantábrico a través del INDURROT se construyó un modelo digital del terreno (MDT) de gran precisión, un ráster de tamaño de celda de 5 x 5 m. Esta cartografía se importó en el programa Iber en forma de RTIN (Malla de triángulos rectángulos equiláteros) con el mismo tamaño de lado de triángulo en las zonas de mayor relieve, y con un máximo de lado de 20 m para aquellas zonas más llanas. A continuación, se generó la malla de cálculo de tipo estructurada que coincide exactamente con el RTIN de nuestro modelo.



Además, se realizó la digitalización de las ortofotos de la zona de estudio para clasificarla en función de la vegetación o los usos del suelo asignándole un valor de rugosidad distinto según cuatro categorías. Posteriormente, se importó en Iber esta información a través de otro ráster asociando a cada categoría un valor de n de Manning de acuerdo a la siguiente tabla:

Tabla 5. Coeficientes de Manning asociado según cobertura

Categoría	N de Manning
Carretera	0.013
Bosque de ribera	0.1
Cauce	0.031
Prado	0.035

En las imágenes siguientes se puede ver la clasificación del terreno en función de la rugosidad, y el MDT ambos realizados con ArcGIS.

Figura 31. Mapa de rugosidad

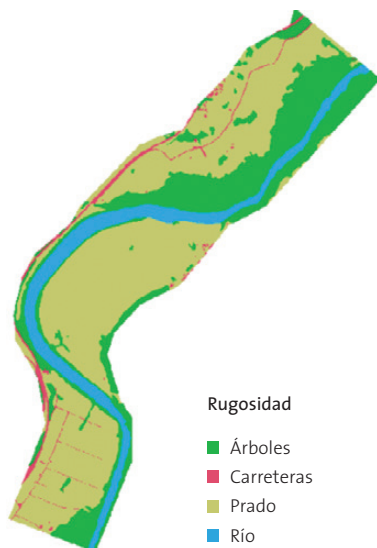
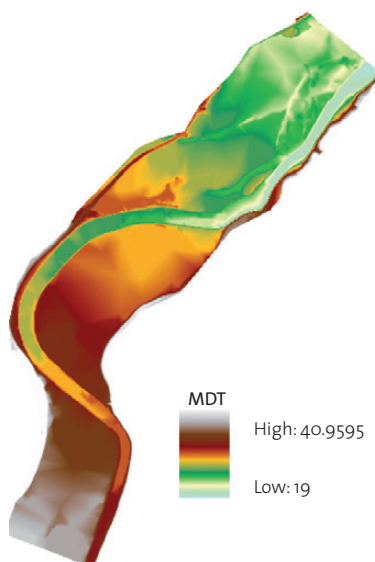


Figura 32. MDT creado con ArcGIS



Como datos de partida para el cálculo se tomaron los hidrogramas completos de periodo de retorno de 100 y 500 años proporcionados por la Confederación, cuyos caudales punta son 1966.59 y 3199.30 m³/s respectivamente. Como condición de salida del modelo se consideró el calado crítico, ya que al final del mismo, el flujo de agua vierte a una arqueta. Cabe mencionar, que las simulaciones matemáticas siempre se realizan en escala de prototipo.

En estas simulaciones, no se consideraron los procesos de transporte de sedimentos ni otros como lluvia, viento o turbulencia, ya que únicamente se estudió la inundabilidad y los niveles alcanzados para su posterior comparación con el modelo físico. A continuación, se muestran imágenes en detalle de la parte final del meandro, unos 800 m aguas arriba del puente de Quinzanas como muestra del MDT, la malla y la asignación automática de la rugosidad, realizados con el programa Iber.

Figura 33. Detalle de la geometría importada con el programa Iber

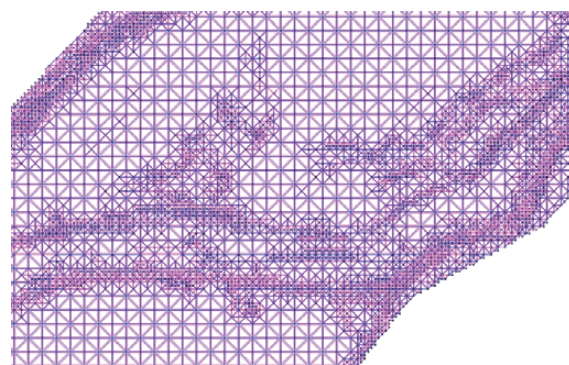


Figura 34. Detalle de la geometría importada con el programa Iber con iluminación suave

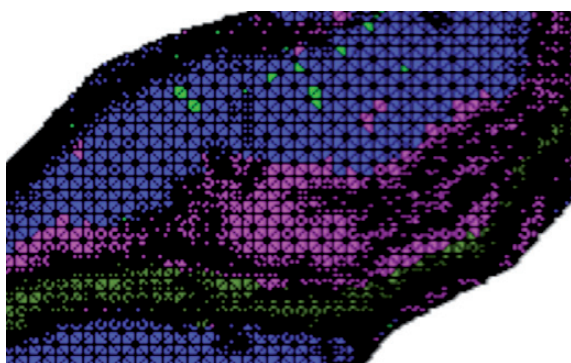




Figura 35. Malla de cálculo



Figura 36. Mapa de rugosidad empleados en Iber



En estas primeras simulaciones, se obtuvo como resultado la cota de superficie de lámina libre de agua para los caudales punta de los hidrogramas de periodo de retorno de 100 y 500 años. Al mismo tiempo, en el modelo físico se ensayaron esos mismos caudales y se realizó un análisis comparativo con los datos de los 48 limnómetros repartidos por todo el modelo para conseguir la calibración de la rugosidad.

En la figura 37 se puede ver el esquema de situación de los limnómetros y de los pórtilos en los que se disponen de forma transversal al cauce principal, que se usaron como secciones de control para poder comparar ambos modelos matemático y físico. Y posteriormente, se muestran como ejemplo las cotas de lámina de agua registradas en el modelo físico en distintos ensayos junto con las calculadas a través de la simulación matemática para alguna de las 17 secciones.

En los gráficos 38 y 39, se muestran algunos de los perfiles de cota de superficie de lámina de agua (WS de Water Surface) obtenidos para el caudal de $3199,30 \text{ m}^3/\text{s}$ ($T=500$ años) para el modelo matemático y en alguno de los ensayos del modelos físico (en este caso, los ensayos 13, 14 y 21):

Figura 37. Esquema de las secciones utilizadas en el análisis comparativo, sobre las que se encuentran los limnómetros

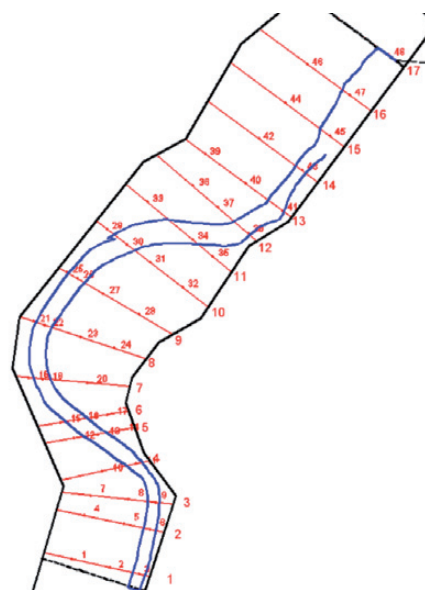


Figura 38. Perfil transversal de la cota de lámina de agua para la sección 3 (limnómetros 7, 8 y 9)

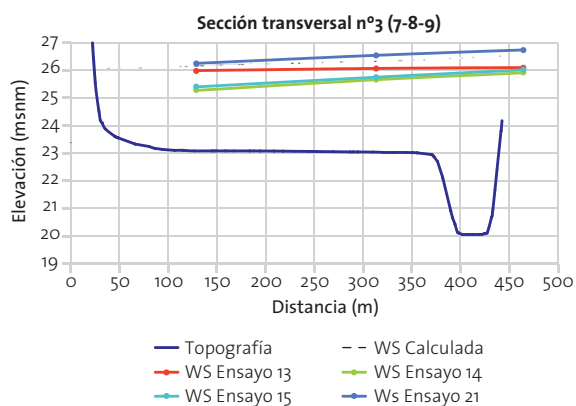


Figura 39. Perfil transversal de la cota de lámina de agua para la sección 7 (limnómetros 18, 19 y 20)

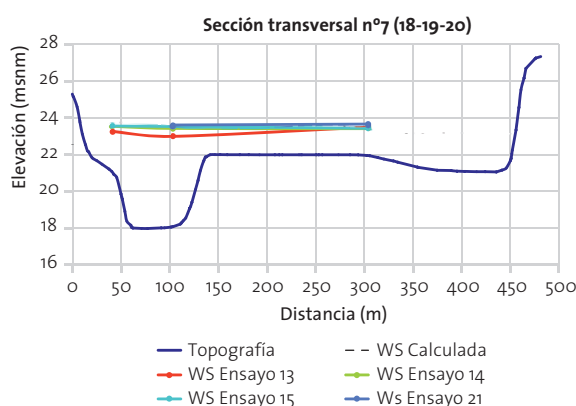




Figura 40. Perfil longitudinal en el cauce principal I de la cota de lámina de agua para $T=100$ años

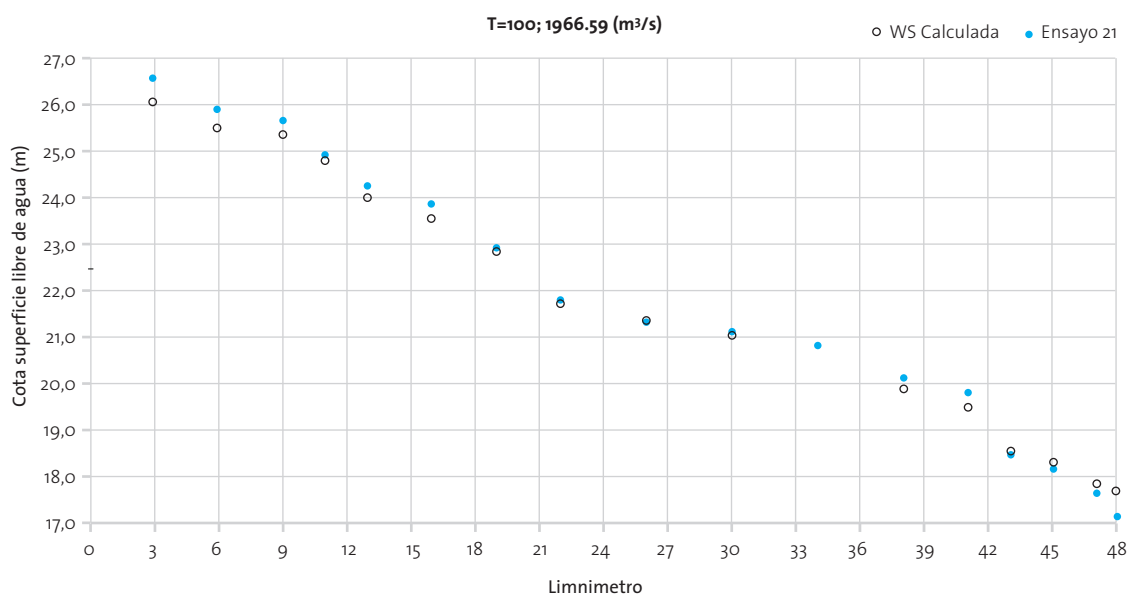
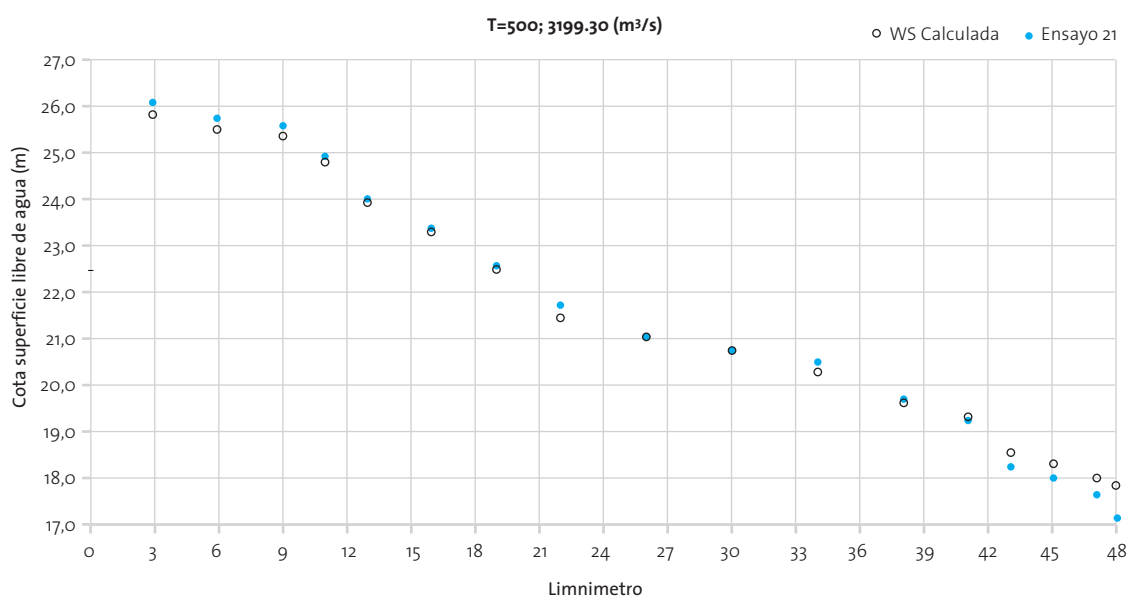


Figura 41. Perfil longitudinal en el cauce principal I de la cota de lámina de agua para $T=500$ años



En los gráficos 40 y 41, se comparan los resultados obtenidos de los limnómetros dispuestos en el cauce principal para el ensayo 21 con los datos obtenidos mediante el modelo matemático para los caudales correspondientes a 100 y 500 años de periodo de retorno.

Además, gracias a los resultados de las simulaciones se puede determinar el reparto de caudales entre el cauce principal y el cauce de avenidas, de manera que se obtiene el hidrograma en respectivos cauces para una determinada sección (ver figuras 43 y 44). Se han calculado estos hidrogramas para la sec-

ción que corresponde al pórtico 3 (que contiene los limnómetros 7, 8 y 9 en el modelo) tal y como muestra la figura 42.



Figura 42. Mapa de calados para $Q=3199.3 \text{ m}^3/\text{s}$ y que muestra la sección de cálculo de los hidrogramas, denominada sección 3

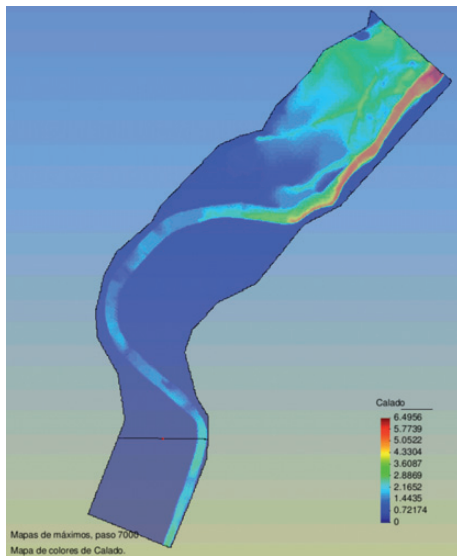


Figura 43. Hidrogramas de avenida calculados con Iber para la sección 3

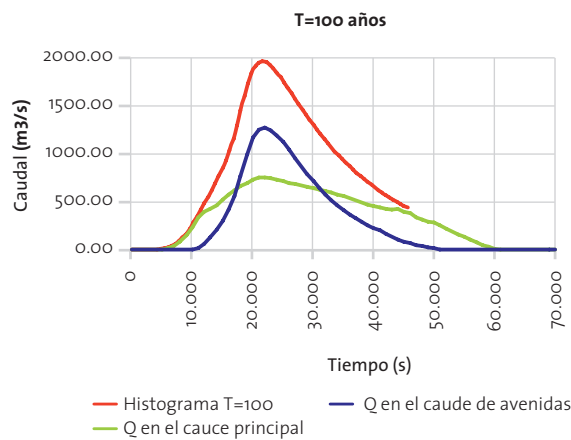
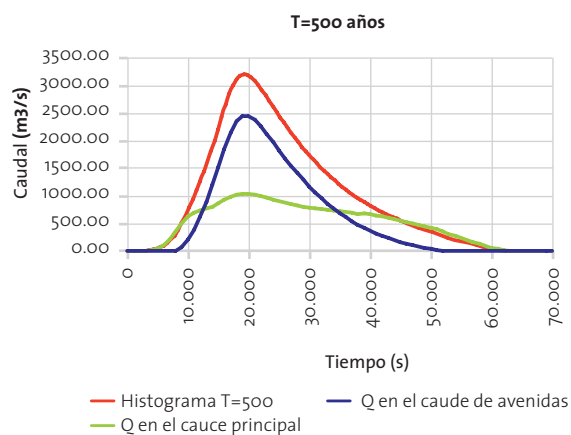


Figura 44. Hidrogramas de avenida calculados con Iber para la sección 3

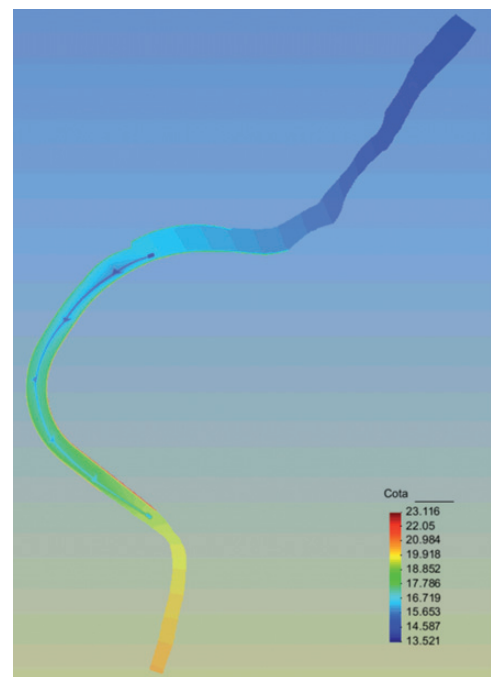


4.2.2. SIMULACIÓN SEDIMENTOLÓGICA DEL TRAMO DE ESTUDIO CON IBER

Una vez calibrada la curva $Q_{\text{sólido}}-Q_{\text{líquido}}$ a través de los ensayos realizados en el modelo físico, el grupo Flumen ha podido realizar varias modificaciones necesarias en el módulo de transporte de sedimentos del programa Iber, para poder adaptarlo a las características de la zona de estudio.

Las simulaciones de transporte de sedimentos se están realizando con una geometría distinta a la usada en las simulaciones hidrodinámicas, ya que las canalizaciones, los pozos, remansos y el canal de aguas bajas de escollera modifican las características del lecho móvil y condicionarán en gran medida los procesos de sedimentación-erosión. Además, la geometría se restringe al cauce principal, ya que previamente se consideró que la llanura de inundación se encuentra asentada por la vegetación (pastos fundamentalmente) y por edificaciones más o menos importantes, y no sería susceptible de sufrir arrastre de materiales. A continuación se muestra la geometría empleada en estas simulaciones.

Figura 45. Geometría empleada en las simulaciones de transporte de sedimentos



El objetivo de estas simulaciones es reproducir la campaña de ensayos de transporte sedimentológico. Se aporta un caudal líquido constante cercano al de 5 años de periodo de retorno, ($350 \text{ m}^3/\text{s}$) y su caudal sólido correspondiente de 33.30 Kg/s . Como condición de salida de modelo se impuso el caudal crítico, y el tiempo de simulación es extremadamente largo, ya que esta campaña duró semanas y ese tiempo pasado a escala de prototipo ($\lambda^{1/2}$) sería de unos 130 días de simulación.



5. RESULTADOS

5.1. MODELIZACIÓN FÍSICA

Como resultados de la campaña de ensayos de calibración de transporte de sedimentos, se obtuvo la curva $Q_{sólido}-Q_{líquido}$ del meandro de Quinzanas que se muestra a continuación. En esta figura 46 aparecen aquellos ensayos que alcanzaron o se aproximaron a la situación de equilibrio, es decir que el caudal sólido de alimentación del modelo coincide con el caudal sólido registrado en la trampa de sedimentos. Se considera en equilibrio si no se han producido cambios en la pendiente del perfil longitudinal del tramo de estudio utilizado para esta campaña de ensayos, y como se puede observar, de los 15 ensayos sólo se pudieron clasificar dos de ellos como en equilibrio.

En la figura también aparecen ensayos que alcanzaron el equilibrio en un tiempo lo suficientemente corto como para asegurar que nos encontramos en unas condiciones próximas a la capacidad de transporte, pero en cuyo perfil longitudinal del lecho se observó un proceso leve de sedimentación (verde) o erosión (rojo). A partir de esta curva, se pudo establecer la relación entre el caudal líquido y sólido, por consiguiente se pudo definir el caudal sólido necesario para el caudal conformador del río en estudio, entre 300 y 350 m^3/s . Estos ensayos de transporte sedimentológico también aparecen en color morado, cerca del punto de inicio de arrastre, y que se llevaron a cabo con la trampa de sedimentos aguas abajo del meandro de estudio.

En cuanto a los ensayos de transporte sedimentológico, se muestra a continuación el MDT obtenido con el láser tridimensional y su perfil longitudinal, donde se puede apreciar que la pendiente media en la parte inicial del meandro es aproximadamente de 0.2%. La toma de datos realizada por el láser se restringió a esta zona inicial debido a que en la zona final el lecho poseía un color oscuro que impedía la adquisición de datos con un error admisible.

Figura 47. MDT y perfil longitudinal del lecho tras el ensayo de transporte sedimentológico

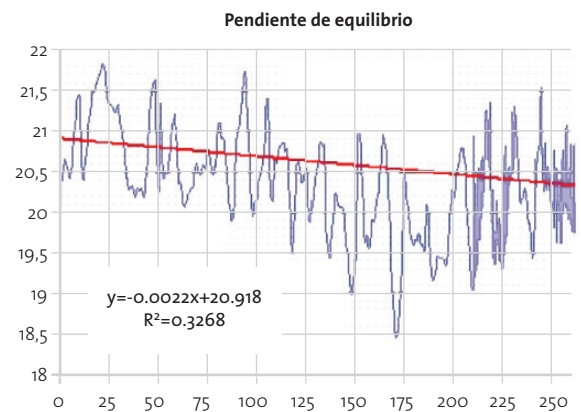
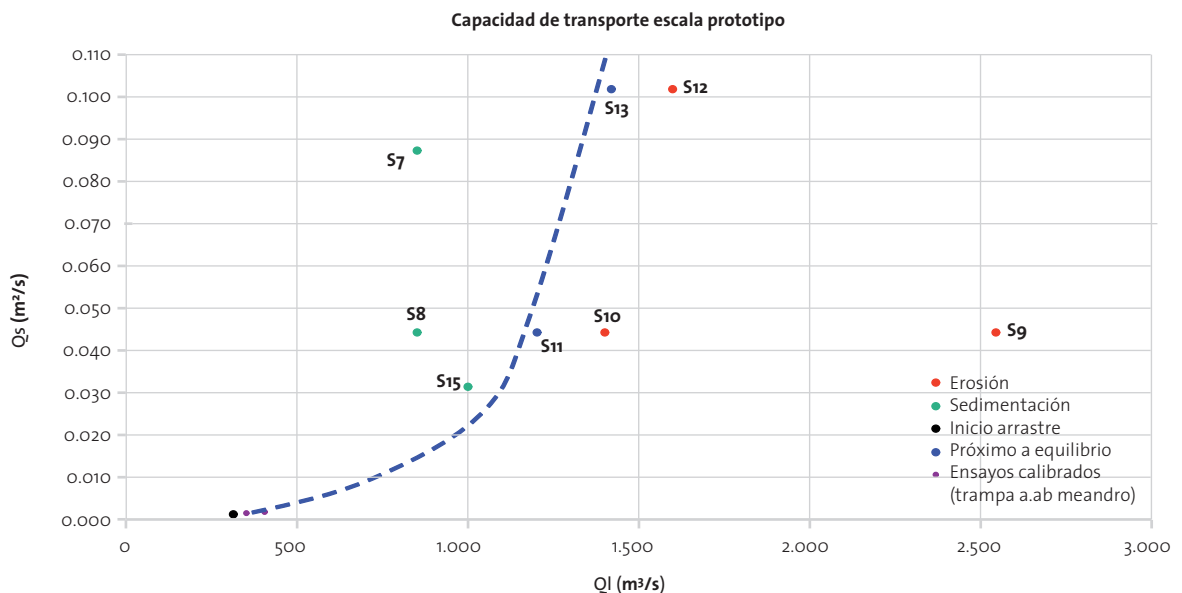


Figura 46. Curva de capacidad de transporte del río Narcea





Puesto que comparar el estado final del lecho del modelo físico con el estado actual del meandro de Quinzanas sin una batimetría de detalle es imposible, se realizó un estudio geomorfológico a través de la información recabada en las visitas a la zona de estudio. Se buscaron las barras sedimentarias más relevantes, y se compararon con las producidas en el modelo de forma cualitativa. A continuación se muestran algunas imágenes a modo de ejemplo.

Figura 48. Esquema de localización de las formas más representativas en el meandro de estudio

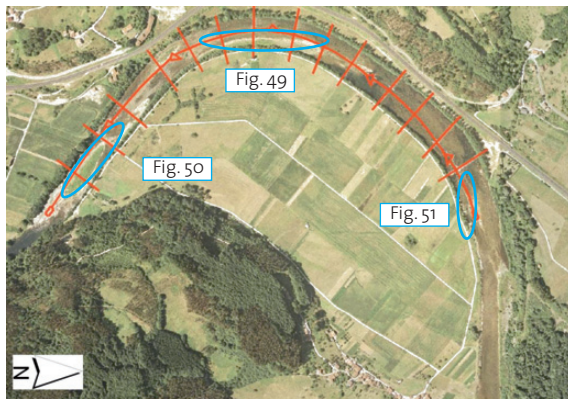


Figura 49. Barra en MD



La figura 52, que puede relacionarse con la figura 51, está tomada hacia aguas arriba y en ella se puede vislumbrar restos de escollera del primer tramo del cauce de aguas, no se pueden observar restos del primer pozo ya que está totalmente enterrado bajo dicha barra, tal y como ocurre en el modelo físico.

Figura 50. Barra en MI



Figura 51. Isla en zona central



Figura 52. Gran barra sedimentada aguas arriba del meandro





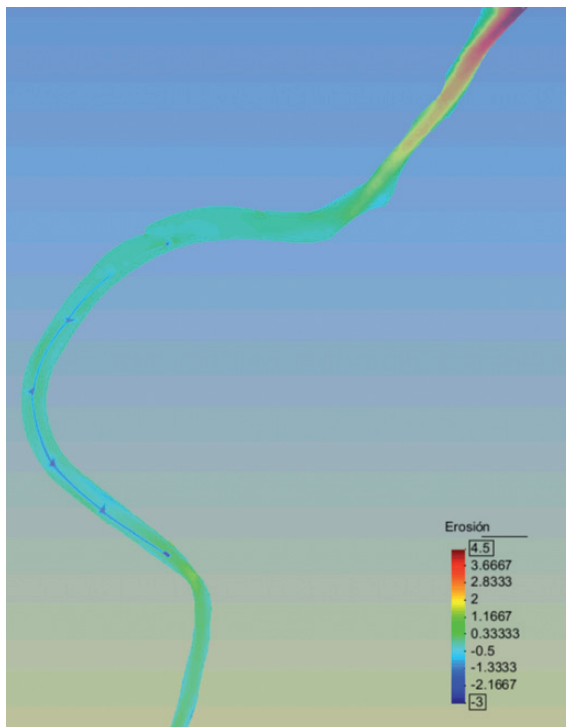
5.2. MODELIZACIÓN MATEMÁTICA

Las simulaciones se están llevando a cabo con una versión de Iber que posee un módulo de transporte de sedimentos específico para el meandro de Quinzanas, obtenido gracias a la curva de capacidad de transporte calibrada en el modelo físico. Tal y como se indicó con anterioridad, estas simulaciones requieren un tiempo de simulación muy elevado (130 días aproximadamente) y exigen un tiempo de cálculo casi de la misma magnitud ya que calcula pasos de 1000 segundos de simulación y para cada paso emplea algo más de una hora.

Los resultados obtenidos no muestran las formas sedimentarias que posee el modelo físico o el prototipo porque todavía no se ha conseguido completar el tiempo requerido de simulación pero se puede observar en la figura 53 los resultados preliminares que corresponderían a 324000 segundos, correspondientes a aproximadamente 3 días en prototipo.

Se puede constatar, que se han producido sedimentaciones (correspondientes a los valores negativos de la leyenda, color azul) sobre las obras, ya que son las zonas más bajas y que fueron las primeras zonas en sedimentar en el modelo físico. Se deben ignorar los valores de alta erosión en el inicio del cauce, debido a que las zonas de los contornos no simulan bien los procesos hidrodinámicos, es siempre recomendable dejar un tramo lo suficientemente alejado de la zona de estudio (como ocurre en nuestro caso) para que se establezca el cálculo.

Figura 53. Resultados de la cota de erosión (valores positivos) – sedimentación (negativos) obtenidos con el programa Iber



6. DISCUSIÓN Y FUTUROS TRABAJOS

Durante los últimos 30 años se han realizado numerosos ensayos en modelos físicos de canales rectos y curvos para analizar la hidrodinámica del flujo en ríos. Para tener en cuenta flujos secundarios e intercambios entre el cauce y las llanuras es necesario trabajar con aproximaciones 2D y 3D que, si bien permiten calcular más fenómenos, tienen un coste computacional mucho mayor. Sin embargo, la mayor parte de los estudios encontrados en la literatura analizan geometrías simples, por lo que sus resultados no siempre son aplicables directamente a entornos fluviales reales, donde aparecen fenómenos hidrodinámicos muy singulares (Mera et al., 2009).

Así, la complejidad de un estudio tanto hidrodinámico como geomorfológico de un tramo de río de componente tan bidimensional como es, el meandro de Quinzanas, ha obligado a recurrir a la construcción de un modelo físico y a la modelización matemática con el programa Iber.

Hasta el momento se ha conseguido, mediante largas campañas de ensayos, una relación de la capacidad de transporte que reproduce cualitativamente la geomorfología de la zona de estudio. Por tanto, se considera que esta relación caudal sólido (33 Kg/s) – caudal líquido (350 m³/s), representa las condiciones de equilibrio hidromorfológico del meandro que mantiene la sección y pendiente del cauce principal. Este caudal conformador se encuentra en el entorno de las condiciones de inicio de arrastre, de manera que ha complicado en gran medida su aproximación.

Para completar el estudio en modelo físico sería necesario comprobar el comportamiento geomorfológico para caudales mucho mayores, como por ejemplo los correspondientes a los de periodo de retorno de 100 y 500 años, para tener en cuenta los cambios en el flujo y prever las alteraciones que se producirían en el lecho. Una vez realizados estos ensayos, comenzarán a diseñarse las posibles soluciones que restablezcan la dinámica natural del río y su consecuente auto-recuperación. (Magdaleno, 2008).

En cuanto a la modelización matemática, todavía no se ha podido finalizar (debido a su excesivo tiempo de cálculo) la simulación que pretende reproducir el ensayo del caudal conformador. En consecuencia, no se ha comprobado la validez del módulo de sedimentos calibrado para la zona de estudio. Cuando se consigan los resultados de esta simulación con éxito, los futuros trabajos irán encaminados a la validación de este modelo para los casos en los que se inunde el cauce de avenidas, y posteriormente, para diseñar las posibles modificaciones a realizar para mejorar o acelerar los procesos recuperación natural del río.

Es necesario admitir la dificultad que compone la modelización de transporte de sedimentos, y que en la actualidad, este campo se encuentra en desarrollo, para ello este tipo de estudios son imprescindibles.



7. CONCLUSIONES

Tras las alteraciones producidas en el equilibrio sedimentológico del meandro de Quinzanas por las obras ejecutadas en los años ochenta y noventa, como conclusión principal se debe citar la necesidad de estudiar las variables hidromorfológicas de los ambientes fluviales, tanto para el diseño como para la ejecución de cualquier tipo de actuación. Por tanto, para una futura restauración fluvial en el meandro de Quinzanas, este tipo de estudios se puede considerar de vital importancia.

Se ha modelado satisfactoriamente el tramo del río Narcea coincidente con el meandro de Quinzanas, representando su complejidad geométrica y su rugosidad. También, ha sido posible estudiar la hidrodinámica del tramo para un rango de caudales amplio que abarca desde las crecidas muy frecuentes hasta las excepcionales.

El modelo numérico Iber ha demostrado su potencial como herramienta de apoyo en la preparación y puesta en marcha del modelo físico del meandro de Quinzanas en el río Narcea, tanto en la definición de las condiciones de contorno como en la calibración de la rugosidad del modelo físico.

Se ha demostrado que ambas modelizaciones (física y matemática) son imprescindibles para este estudio. Ya que se han utilizado los resultados de las simulaciones matemáticas para realizar la calibración de la rugosidad en el modelo físico; y a la vez, los resultados de los ensayos de la capacidad de transporte han sido indispensables para poder realizar la calibración del módulo de sedimentos del modelo Iber.

8. BIBLIOGRAFÍA

Centro de Estudios Hidrográficos. 2009. *Estudio mediante modelo físico del meandro de Quinzanas en el río Narcea. Trabajos previos y construcción del modelo*. Informe técnico para Dirección General del Agua. Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.

Confederación Hidrográfica del Cantábrico. 2009. *Restauración ambiental del tramo bajo del río Narcea en los términos municipales de Salas y Pravia (Asturias)*. Documento abierto para el proceso de participación pública. <Accesible en URL: http://www.chcantabrico.es/images/pdf/actuaciones/gestion_dph/conservacion_restauracion/enrr/bajo_narcea/memoria_bajo_narcea.pdf >

INDUROT. 2006. *Impacto de las canalizaciones en cinco tramos de la red fluvial asturiana. Tramo 1. Río Narcea: Cornellana-Quinzanas*. Confederación Hidrográfica del Norte. Secretaría General para el Territorio y la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente.

Magdaleno, F. 2008. *Manual de técnicas de restauración fluvial*. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas (CEDEX). Centro de Publicaciones. Secretaría General Técnica. Ministerio de Fomento. Madrid.

Mera, I., Anta J., Peña E., Cea L. 2009. *Análisis del patrón vertical de velocidades de un río meandriforme: modelización física*. Jornadas de Ingeniería del Agua. IAHR. Madrid.

Osuna, A. 1993. *Hidráulica. Hidráulica técnica y mecánica de Fluidos*. Servicio de Publicaciones del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.

www.cedex.es

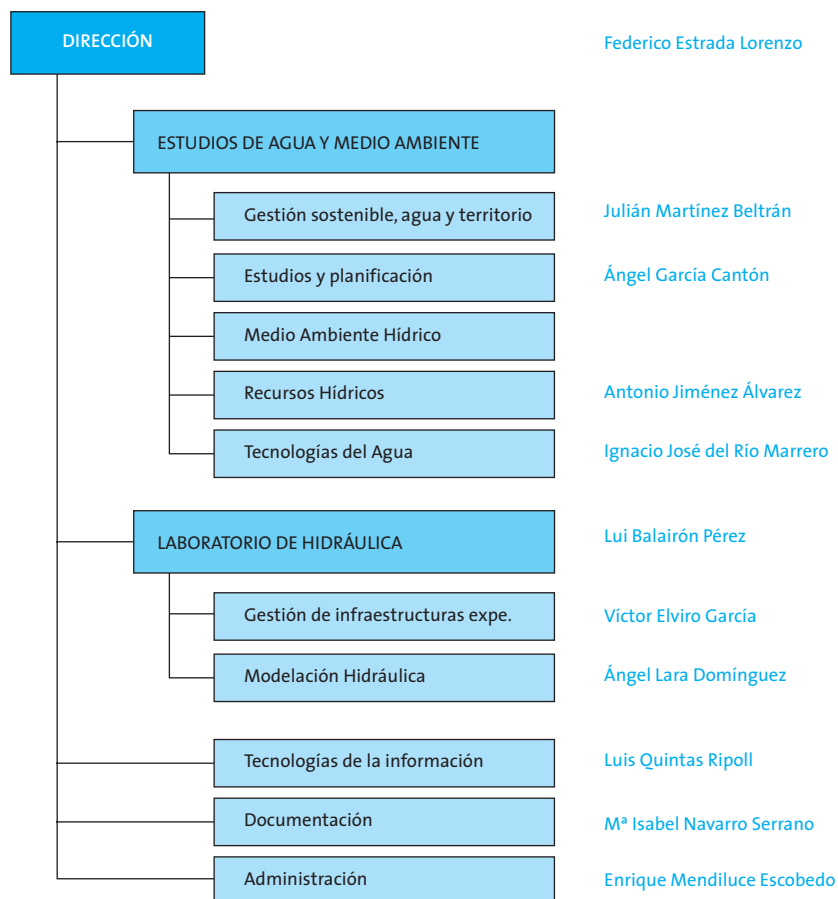
<http://hercules.cedex.es/general/default.htm>

http://www.chcantabrico.es/index.php?option=com_content&view=article&id=207%3Aproyecto-de-restauracion-fluvial-del-bajo-narcea&catid=124%3Arestauracion-de-rios&Itemid=154&lang=es



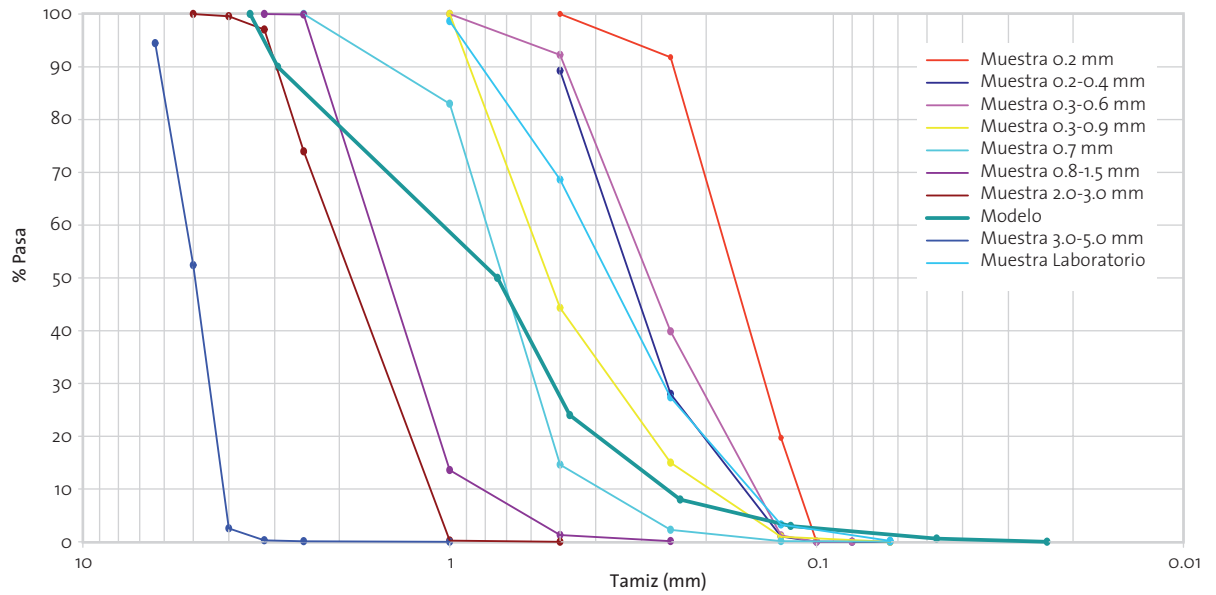
9. ANEXOS

9.1. ANEXO 1. ORGANIGRAMA DEL CENTRO DE ESTUDIOS HIDROGRÁFICOS





9.3. ANEXO 3. CURVAS GRANULOMÉTRICAS DE LAS 8 MUESTRAS Y DE LA TEÓRICA DEL MODELO



9.4. ANEXO 4. FOTOGRAFÍAS DE LA FASE CONSTRUCTIVA DEL MODELO FÍSICO

Construcción de muros perimetrales



Impermeabilización interior mediante tela asfáltica





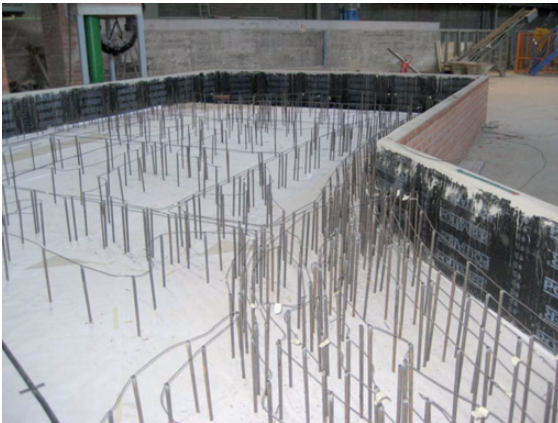
Hormigonado de la solera



Rasilla de delimitación entre lecho fijo y móvil



Curvas de nivel colocadas



Plantillas de definición del lecho móvil en la zona de aguas abajo del meandro



Relleno de topografía con arena



Lecho móvil resultado de mastrar el árido entre dos plantillas





proyectos
2012

editores
Universidad de Alcalá
Universidad Rey Juan Carlos

diseño y maquetación
base 12 diseño y comunicación

ISBN
978-84-695-6615-2