

OPTIMIZACIÓN DEL DISEÑO DE LOS FILTROS DE ARENA UTILIZADOS EN SISTEMAS DE RIEGO POR GOTEO

Josep Bové Masmiquel

Per citar o enllaçar aquest document:
Para citar o enlazar este documento:
Use this url to cite or link to this publication:

<http://hdl.handle.net/10803/665931>

ADVERTIMENT. L'accés als continguts d'aquesta tesi doctoral i la seva utilització ha de respectar els drets de la persona autora. Pot ser utilitzada per a consulta o estudi personal, així com en activitats o materials d'investigació i docència en els termes establerts a l'art. 32 del Text Refós de la Llei de Propietat Intel·lectual (RDL 1/1996). Per altres utilitzacions es requereix l'autorització prèvia i expressa de la persona autora. En qualsevol cas, en la utilització dels seus continguts caldrà indicar de forma clara el nom i cognoms de la persona autora i el títol de la tesi doctoral. No s'autoritza la seva reproducció o altres formes d'explotació efectuades amb finalitats de lucre ni la seva comunicació pública des d'un lloc aliè al servei TDX. Tampoc s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant als continguts de la tesi com als seus resums i índexs.

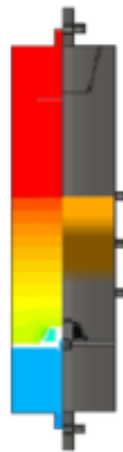
ADVERTENCIA. El acceso a los contenidos de esta tesis doctoral y su utilización debe respetar los derechos de la persona autora. Puede ser utilizada para consulta o estudio personal, así como en actividades o materiales de investigación y docencia en los términos establecidos en el art. 32 del Texto Refundido de la Ley de Propiedad Intelectual (RDL 1/1996). Para otros usos se requiere la autorización previa y expresa de la persona autora. En cualquier caso, en la utilización de sus contenidos se deberá indicar de forma clara el nombre y apellidos de la persona autora y el título de la tesis doctoral. No se autoriza su reproducción u otras formas de explotación efectuadas con fines lucrativos ni su comunicación pública desde un sitio ajeno al servicio TDR. Tampoco se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al contenido de la tesis como a sus resúmenes e índices.

WARNING. Access to the contents of this doctoral thesis and its use must respect the rights of the author. It can be used for reference or private study, as well as research and learning activities or materials in the terms established by the 32nd article of the Spanish Consolidated Copyright Act (RDL 1/1996). Express and previous authorization of the author is required for any other uses. In any case, when using its content, full name of the author and title of the thesis must be clearly indicated. Reproduction or other forms of for profit use or public communication from outside TDX service is not allowed. Presentation of its content in a window or frame external to TDX (framing) is not authorized either. These rights affect both the content of the thesis and its abstracts and indexes.



TESIS DOCTORAL

Optimización del diseño de los filtros de arena utilizados en sistemas de riego por goteo



Josep Bové Masmiquel

2018



TESIS DOCTORAL

Optimización del diseño de los filtros de arena utilizados en sistemas de riego por goteo

Josep Bové Masmiquel

2018

Programa de doctorado en Tecnología

Dirigida por:

Jaume Puig Bargués

Gerard Arbat Pujolràs

Memoria presentada para optar al título de doctor
por la Universitat de Girona

Certificado de dirección de tesis

JAUME PUIG BARGUÉS y GERARD ARBAT PUJOLRÀS

Profesores del Departamento de Ingeniería Química, Agraria y Tecnología Alimentaria de la Universitat de Girona

DECLARAN:

Que este trabajo titulado “Optimización del diseño de los filtros de arena utilizados en sistemas de riego por goteo” que presenta el Ingeniero Técnico Agrícola, Máster en Ciencia y Tecnología del agua y Máster en Biotecnología Alimentaria Josep Bové Masmiquel, para la obtención del título de Doctor, se ha realizado bajo nuestra dirección.

Y para que así conste, y tenga los efectos oportunos, firmamos el presente documento.



Dr. Jaume Puig Bargués
Director de la Tesis



Dr. Gerard Arbat Pujolràs
Director de la Tesis



Josep Bové Masmiquel
Doctorando

Girona, 2 de febrero 2018.

El doctorando ha contado con un contrato predoctoral para la formación de doctores, otorgado por el Ministerio de Economía y Competitividad con la referencia BES-2013-064030 para la realización de la tesis doctoral dentro del proyecto de investigación con la referencia CGL2012-31180 titulado "Optimización del diseño y operación de filtros de arena en sistemas de riego por goteo con aguas residuales regeneradas" financiado por el Ministerio dentro del Plan Nacional de I+D+i.

AGRAÏMENTS

Voldria expressar el meu agraïment a totes les persones i entitats que han fet possible la realització d'aquesta tesi.

En primer lloc als director de tesi: en Jaume Puig i en Gerard Arbat, que amb la seva experiència i coneixement m'han encaminat en la programació d'assajos de laboratori i en la redacció dels documents que n'han resultat i que són el nucli dur del treball aquí presentat. També vull agrair la paciència que han mostrat amb les meves mancances i que m'ha fet créixer de manera professional i espiritual.

A en Toni Pujol, pels coneixements transmesos en l'àmbit de la dinàmica de fluids i en la construcció de models d'elements finits per l'aplicació de dinàmica de fluids computacional, i que en alguns moments ha exercit de tercer director de tesi.

A tots els companys que formen la secció de producció animal, enginyeria agroforestal, enginyeria hidràulica i economia de l'empresa i política agrària: en Xavier Puigvert, en Miquel Duran, en Lluís Bosch i de manera més efusiva a en Francesc Ramírez de Cartagena per donar-me l'oportunitat d'exposar els treballs complementaris de la tesi en els congressos Nacionales de Riegos celebrats a Sevilla (2016) i a Tarragona (2017) i també de manera especial a en Joan Pujol que ha intervingut enèrgicament en una part substancial de la tesi.

Al personal del taller de mecànica de l'Escola Politècnica per la seva bona disposició en ajudar-me a construir les instal·lacions i prototips que he anat necessitant per desenvolupar les idees projectades.

A l'Àlex Mollera i en Nil Tarrés, que en el marc dels seus respectius treballs final de carrera i grau han col·laborat intensament en la part més dura de les tasques desenvolupades, una feina fosca i poc vistosa però indispensable per disposar de matèria tangible per encarrilar la resta de tasques programades.

A tot el personal d'administració de la UdG que, tot i haver tingut algun moment de despistament, han tramitat la beca que m'ha permès realitzar la tesi amb seguretat econòmica i social.

A totes les persones m'han influït entre els que destacaria en la vessant professional a en Robert Mas i a en Lluís Xargay; i en la vessant espiritual a en Llorenç Bové, a en Miquel Riera i a l'Albert Garcia.

I finalment, a la meva família, pare, mare, germana, cunyat, nebots, avis, tiets, cosins, sogres, cunyada, a tots els que han fet que la vida fora de la Universitat fos un lloc segur i agradable, i molt especialment a la Jordina Collell Cortacans.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

Esta tesis se presenta como un compendio de cuatro artículos científicos. En el momento de su presentación, tres de estos artículos estaban publicados, mientras que el cuarto estaba enviado y en proceso de revisión. Estos artículos se presentan en apartados separados precedidos de una introducción general que forma el capítulo 1; la descripción de los objetivos forma el capítulo 2; en el capítulo 3 se describe la metodología seguida para obtener los cuatro artículos que se presentan por separado en los capítulos 4, 5, 6 y 7; en el capítulo 8 se efectúa una discusión de los resultados que permite escribir las conclusiones que forman el capítulo 9; y las fuentes consultadas se muestran en la bibliografía.

Las publicaciones científicas incluidas en la tesis son:

1. Bové, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Velayos, J., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J. 2015. Pressure drop across sand and recycled glass media used in micro irrigation filters. *Biosystems Engineering*, 137, 55-63.
2. Bové, J., Arbat, G., Pujol, T., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Velayos, J., Puig-Bargués, J. 2015. Reducing energy requirements for sand filtration in microirrigation: Improving the underdrain and packing. *Biosystems Engineering*, 140, 67-78.
3. Bové, J., Pujol, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J. 2018. Environmental assessment of different underdrain designs for a sand media filter. *Biosystems Engineering*, 167, 126-136.

Índice de calidad de la revista *Biosystems Engineering* según el JCR de 2015:

- Factor de impacto: 1,997
 - Primer cuartil (posición 7 de 57) de la categoría Agriculture Multidisciplinary
4. Bové, J., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Pujol, J., Ramírez de Cartagena, F. 2017. Development of a new underdrain for improving the efficiency of microirrigation sand media filters. *Agricultural Water Management*, 179, 296-305.

Índice de calidad de la revista *Agricultural Water Management* según el JCR de 2016:

- Factor de impacto: 2,848
- Primer cuartil (posición 14 de 87) de la categoría Water Resources

Diseños protegidos bajo modelo de utilidad español

1. Bové, J., Arbat, G., Puig-Bargués, J., Pujol, T., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Pujol, J. 2015. Filtro de matriz granular. Modelo de utilidad español U201530629.

Publicaciones que han incorporado parte del trabajo realizado en la tesis pero que no han sido incluidas en la misma:

1. Pujol, T., Arbat, G., Bové, J., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Velayos, J., Ramírez de Cartagena, F. 2016. Effects of the underdrain design on the pressure drop in sand filters. *Biosystems Engineering*, 150, 1-9.
2. García Nieto, P.J.; García-Gonzalo, E.; Bové, J.; Arbat, G.; Duran-Ros, M.; Puig-Bargués, J. 2017 Modeling pressure drop produced by different filtering media in microirrigation sand filters using the hybrid ABC-MARS-based approach, MLP neural network and M5 model tree . *Computers and Electronics in Agriculture*, 139, 65-74.

Comunicaciones derivadas de la tesis doctoral y presentadas en congresos científicos:

1. Bové, J., Arbat, G., Pujo, T., Duran-Ros, M., Barragán, J., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J. 2015. Caracterización de la caída de presión en filtros granulares con arena y vidrio reciclado. VIII Congreso Ibérico de Agroingeniería, Retos de la nueva agricultura mediterránea. Orihuela-Algorfa, 1-3 junio 2015. (Esta comunicación recibió una mención a la excelencia)
2. Bové, J., Arbat, G., Pujo, T., Duran-Ros, M., Barragán, J., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J. 2015. Reducción de la caída de presión en un filtro de medio granular mediante un nuevo diseño de drenaje. VIII Congreso Ibérico de Agroingeniería, Retos de la nueva agricultura mediterránea. Orihuela-Algorfa, 1-3 junio 2015.
3. Bové, J., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Pujol, J., Ramírez de Cartagena, F. 2016. Diseño de una nueva crepina para reducir la caída de presión en filtros de arena. XXXIV Congreso Nacional de Riegos. Sevilla, 6-8 junio 2016
4. Bové, J., Arbat, G., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Pujol, T., Pujol, J., Ramírez de Cartagena, F. 2016. Designing a sand filter underdrain that produces less pressure drop using CFD software. CIGR-AgEng conference. Aarhus, Dinamarca, 26-29 junio 2016.
5. Bové, J., Pujol, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J. 2016. Life cycle assessment of a sand media filter with an optimised underdrain design. CIGR-AgEng conference. Aarhus, Dinamarca, 26-29 junio 2016.
6. Bové, J., Pujol, J., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F. 2017. Análisis de la sostenibilidad ambiental de una nueva crepina diseñada para reducir la caída de presión en filtros de arena. XXXIV Congreso Nacional de Riegos. Tarragona, 6-8 junio 2017.
7. Bové, J., Arbat, G., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Pujol, T., Pujo, J., Ramírez de Cartagena, F. 2017. Diseño de un nuevo drenaje para producir menor pérdida de carga en filtros de arena para instalaciones de riego localizado. IX Congreso Ibérico de Agroingeniería. Bragança, Portugal, 4-6 de septiembre.
8. Bové, J., Pujol, J., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F. 2017. Evaluación del ciclo de vida de un filtro de arena con un diseño de drenaje optimizado. IX Congreso Ibérico de Agroingeniería. Bragança, Portugal, 4-6 de septiembre.

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 7.1. Parámetros físicos de los medios filtrantes ensayados.....</i>	99
<i>Tabla 7.2. Coeficiente de esfericidad y eficiencia de ajuste (NSE) para la caída de presión en distintos medios determinada con la ecuación de Ergun [1.11].....</i>	101
<i>Tabla 7.3. Eficiencia de ajuste (NSE) utilizando la esfericidad de la tabla 5.2 en la ecuación de Kozeny-Carman.....</i>	102
<i>Tabla 7.4. Ecuaciones polinómicas obtenidas por regresión estadística que permiten simplificar la determinación de la caída de presión.....</i>	102

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1.1. Ciclo natural y antropogénico o ciclo social del agua (Elaboración propia).....</i>	4
<i>Figura 1.2. Demanda de agua en el mundo en función de los usos y las zona geográfica (UNESCO, 2016).....</i>	5
<i>Figura 1.3. Evolución de la superficie regada en España en función de la técnica de riego durante el periodo 2004-2014 (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2015).....</i>	8
<i>Figura 1.4. Esquema de una instalación de riego localizado gota a gota. (Elaboración propia).....</i>	9
<i>Figura 1.5. Plano detallado de un emisor autocompensante. A) Vista exterior; B) Vista explosionada de montaje; C) Sección de montaje; D) Trayecto del agua con escala de presiones dentro del emisor. E) Relación (presión - caudal) típica de un emisor autocompensante. (Elaboración propia).....</i>	11
<i>Figura 1.6. Esquema constructivo de un filtro de malla. A) Vista general exterior; B) Corte longitudinal; B) Vista explosionada. (Elaboración propia).....</i>	14
<i>Figura 1.7. Esquema constructivo de un filtro de anillas. A) Vista explosionada; B) Vista isométrica; C) Corte longitudinal; D) Detalle de una anilla. (Elaboración propia).</i>	16
<i>Figura 1.8. Esquema constructivo de un filtro de matriz granular. A) Vista exterior; B) Corte longitudinal. (Elaboración propia).....</i>	17
<i>Figura 1.9. Evolución de la posición de una partícula en función del tiempo transcurrido una vez se alcanza la velocidad de fluidización. (Elaboración propia).....</i>	23
<i>Figura 1.10. Fotografía escalada de materiales típicamente utilizados como medio granular en filtración. A) Arena silícica tamizada de granulometría de 0,63 a 0,75 mm. B) Vidrio reciclado triturado tamizado de granulometría de 0,63 a 0,75 mm. (Elaboración propia).....</i>	24
<i>Figura 1.11. Drenaje formado por brazos colectores en forma de estrella. A) Pieza básica ranurada; B) Brazo formado por un machihembrado de piezas básicas; C) Brazos montados sobre colector. (Elaboración propia).....</i>	25
<i>Figura 1.12. Drenaje formado por crepinas inseridas en placa. A) Crepina montada; B) Crepina, vista explosionada; C) Crepinas instaladas en placa. (Elaboración propia).....</i>	26
<i>Figura 1.13 Esquema hidrodinámico de un filtro de matriz granular, de 0,70 m de diámetro funcionando a 10 m³/h con un medio granular de 0,70 mm de diámetro equivalente de partícula. (Elaboración propia).....</i>	28
<i>Figura 1.14. Caída de presión en un medio poroso de geometría uniforme en función de la velocidad del fluido. (Elaboración propia).....</i>	33

<i>Figura 1.15. Esquema del ciclo de vida de un bien de consumo. En azul se presentan las fases de la vida útil. (Elaboración propia).....</i>	36
<i>Figura 7.1. Caída de presión por unidad de longitud en función de la velocidad superficial para los distintos medios filtrantes ensayados funcionando a filtración. En color rojo se muestran los materiales con una granulometría comprendida entre 0,63-0,75 mm, en azul los materiales con una granulometría de 0,75-0,85 mm y en verde la granulometría comprendida entre 0,85-1,50 mm. (Elaboración propia).....</i>	100
<i>Figura 7.2. Caída de presión por unidad de longitud en función de la velocidad superficial para los distintos medios filtrantes ensayados funcionando a contralavado. (Elaboración propia).....</i>	103
<i>Figura 7.3. Comparativa del comportamiento a filtración y a contralavado para la arena sílicea de 0,75-0,85 mm de granulometría. (Elaboración propia).....</i>	104
<i>Figura 7.4. Caída de presión en el conjunto del filtro sin medio filtrante y con una columna de 300 mm de los distintos medios filtrantes ensayados. (Elaboración propia)...</i>	105
<i>Figura 7.5. Comparativa entre la caída de presión determinada experimentalmente en una columna de 300 mm de arena sílicea (granulometría 0,63-0,75 mm) y la determinada con la ecuación de Ergun para un cuerpo poroso de las mismas dimensiones. (Elaboración propia).....</i>	106
<i>Figura 7.6. Perfil de presión y perfil de velocidad en el entorno de la crepina a una velocidad superficial de filtración de 0,015 m/s con el filtro operando sin medio filtrante, con una columna de medio granular de 300 mm de altura formada por arena sílicea de 0,63-0,75 mm de granulometría y una columna de medio granular de 300 mm de altura formada por vidrio triturado de 0,63-0,75 mm de granulometría. (Elaboración propia).....</i>	107
<i>Figura 7.7. Crepinas modelizadas y descartadas a lo largo de la tesis. (Elaboración propia).....</i>	109
<i>Figura 7.8. Geometría del nuevo diseño de drenaje desarrollado como prototipo. (Elaboración propia).....</i>	110
<i>Figura 7.9. Comparativa de los perfiles de presión en el filtro a escala de laboratorio funcionando a una velocidad superficial de 0,015 m/s. A) Filtro sin medio filtrante. B) Filtro con una columna de 300 mm de arena sílicea de 0,63-0,75 mm. (Elaboración propia).....</i>	111
<i>Figura 7.10. Caída de presión en función de la velocidad superficial de filtración obtenida mediante ensayos experimentales. A) Filtro sin medio filtrante. B) Filtro con una columna de 300 mm de arena sílicea de 0,63-0,75 mm de granulometría. (Elaboración propia).....</i>	112
<i>Figura 7.11. Comparativa del comportamiento de los dos diseño de drenaje a contralavado con una columna de 300 mm de arena sílicea de 0,63-0,75 mm. (Elaboración propia).....</i>	113
<i>Figura 7.12. Comparativa de los diseños estudiados a partir de sus efectos ambientales</i>	

<i>tomando como referencia la alternativa 0. (Elaboración propia).....</i>	114
<i>Figura 7.13. Eco-costes al final de la vida útil del filtro por cada alternativa de diseño en función de la intensidad de uso. (Elaboración propia).....</i>	115
<i>Figura 7.14. Resumen gráfico de la tesis (Elaboración propia).....</i>	117

LISTADO DE SÍMBOLOS Y ABREVIACIONES

a: (ecuación 1.25) factor lineal de una ecuación cuadrática ajustada sobre datos experimentales para relacionar la velocidad superficial de filtración con la caída de presión (Pa·s)

b: (ecuación 1.24) factor cuadrático de una ecuación cuadrática ajustada sobre datos experimentales para relacionar la velocidad superficial de filtración con la caída de presión (kg/m^3)

A: (ecuación 1.2) área de la sección transversal al sentido del flujo (m^2)

ACV: análisis de ciclo de vida

ASM2: vidrio triturado con tratamiento superficial de 0,75-0,85 mm de granulometría

ASM3: vidrio triturado con tratamiento superficial de 0,63-0,75 mm de granulometría

CFD: dinámica de fluidos computacional, del inglés Computational Fluid Dynamics

C_2 : (ecuación 1.21, 1.23, 1.24, 1.25) coeficiente inercial (1/m)

D_p : (ecuación 1.8, 1.9, 1.22, 1.23) diámetro equivalente de partícula (m)

Esf3: microesferas de 0,63-0,75 mm de granulometría

f_p : (ecuación 1.7) coeficiente de fricción (adimensional)

F: (ecuación 1.16) fuerzas externas actuantes sobre un fluido (N)

g: (ecuación 1.16) aceleración de la gravedad (m/s^2)

Gr_p : (ecuación 1.7, 1.9) número de Reynolds modificado referido a partícula (adimensional)

h: (ecuación 1.3, 1.4) altura piezométrica (m)

h_0 : (ecuación 1.2) presión en la entrada del medio filtrante (mca)

h_e : (ecuación 1.2) presión en la salida del medio filtrante (mca)

i: (ecuación 1.2) gradiente de presión (adimensional)

I: (ecuación 1.17) tensor unitario (adimensional)

K: (ecuación 1.4, 1.5, 1.6) conductividad hidráulica (m/s)

L: (ecuación 1.2, 1.8, 1.10, 1.11, 1.12, 1.21) altura de la columna de medio filtrante (m)

LCA: Life Cycle Assessment

NSE: (ecuación 1.26) eficiencia de ajuste entre datos experimentales y datos teóricos (adimensional)

O: (ecuación 1.26) dato promedio del conjunto de datos de caída de presión (Pa)

O_i : (ecuación 1.26) dato experimental de caída de presión (Pa)

P_i : (ecuación 3.5, 3.6) caída de presión predicha teóricamente (Pa)

q: (ecuación 1.1) caudal de descargado por un gotero (L/h). (ecuación 1.3, 1.4) carga hidráulica ($m^3/m^2 \cdot h$)

Q: (ecuación 1.2, 1.3) caudal o descarga (m^3/s)

r: (ecuación 1.15, 1.18, 1.19, 1.20) coordenada radial (m)

S_m : (ecuación 1.15) fuente de entrada de masa (kg/s)

SSI2: arena sílicea de 0,75-0,85 mm de granulometría

SSI3: arena sílicea de 0,63-0,75 mm de granulometría

t: (ecuación 1.14) tiempo (s)

v: (ecuación 1.16, 1.17, 1.18, 1.21) velocidad de un fluido (m/s)

v_r : (ecuación 1.15, 1.18, 1.19, 1.20) velocidad radial (m/s)

v_s : (ecuación 1.8, 1.9, 1.10, 1.11, 1.12) velocidad superficial de filtración (m/s)

v_x : (ecuación 1.15, 1.18, 1.19, 1.20) velocidad axial (m/s)

v_z : (ecuación 1.20) velocidad del vórtice (m/s)

VEI1: vidrio triturado de 0,85-1,50 mm de granulometría

VEI2: vidrio triturado de 0,75-0,85 mm de granulometría

VEI3: vidrio triturado de 0,63-0,75 mm de granulometría

x: (ecuación 1.3, 1.4, 1.5, 1.6) longitud recorrida en el sí de un medio filtrante en el eje x (m)

y: (ecuación 1.3, 1.4, 1.5, 1.6) longitud recorrida en el sí de un medio filtrante en el eje y (m)

z: (ecuación 1.3, 1.4, 1.5, 1.6) longitud recorrida en el sí de un medio filtrante en el eje z (m)

ϵ : (ecuación 1.8, 1.9, 1.10, 1.11, 1.12, 1.22, 1.23) porosidad de un medio filtrante (adimensional)

ΔL : (ecuación 3.7, 3.8) distancia fija entre dos puntos en una columna de medio filtrante (m)

Δp : (ecuación 1.8, 1.10) caída de presión en el medio filtrante (Pa), (ecuación 3.9) caída de presión en el conjunto del filtro (MPa)

ρ : (ecuación 1.8, 1.9, 1.10, 1.11, 1.12, 3.8) densidad de un fluido (kg/m^3)

ρ_a : (ecuación 3.2) densidad aparente de un medio filtrante (kg/m^3)

τ : (ecuación 1.17) tensor (adimensional)

μ : (ecuación 1.8, 1.9, 1.10, 1.11, 1.12, 1.17, 1.18, 1.19, 1.20, 1.21, 1.24) viscosidad de un fluido (Pa·s)

ϕ : (ecuación 1.12, 1.22, 1.23) esfericidad de las partículas que forman un medio filtrante (adimensional)

$1/\alpha$: (ecuación 1.20, 1.21, 1.24) coeficiente viscoso ($1/\text{m}^2$)

ÍNDICE GENERAL

AGRAÏMENTS.....	ix
ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	xi
ÍNDICE DE TABLAS.....	xiii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xiv
LISTADO DE SÍMBOLOS Y ABREVIACIONES.....	xvii
ÍNDICE GENERAL.....	xxi
RESUM.....	xxiii
RESUMEN.....	xxv
SUMMARY.....	xxvii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. EL AGUA COMO RECURSO.....	3
1.2. MÉTODOS DE RIEGO.....	7
1.3. RIEGO POR GOTEO.....	9
1.3.1. Elementos básicos.....	9
1.3.2. Principales problemas del riego por goteo.....	9
1.4. TIPOLOGÍA DE FILTROS UTILIZADOS EN EL ÁMBITO DEL RIEGO LOCALIZADO....	13
1.4.1. Filtros de malla.....	13
1.4.2. Filtros de anillas.....	15
1.4.3. Filtros de matriz granular.....	17
1.4.3.1. Funcionamiento de los filtros de matriz granular.....	17
1.4.3.2. Comportamiento hidráulico de los medios filtrantes.....	19
1.4.3.3. Materiales utilizados como medios granulares.....	24
1.4.3.4. Incidencia del drenaje en el comportamiento hidráulico de los filtros de matriz granular.....	24
1.5. DINÁMICA DE FLUIDOS COMPUTACIONAL (CFD).....	27
1.6. EVALUACIÓN AMBIENTAL MEDIANTE ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA.....	35
2. OBJETIVOS.....	41
3. PRESSURE DROP ACROSS SAND AND RECYCLED GLASS MEDIA USED IN MICRO IRRIGATION FILTERS.....	45
4. REDUCING ENERGY REQUIREMENTS FOR SAND FILTRATION IN MICRO IRRIGATION: IMPROVING THE UNDERDRAIN AND PACKING.....	57

5. DEVELOPMENT OF A NEW UNDERDRAIN FOR IMPROVING THE EFFICIENCY OF MICROIRRIGATION SAND MEDIA FILTERS.....	71
6. ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF DIFFERENT UNDERDRAIN DESIGNS FOR A SAND MEDIA FILTER.....	83
7. DISCUSIÓN GENERAL.....	97
7.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS MEDIOS FILTRANTES.....	99
7.2. ESTUDIO Y MEJORA DEL DISEÑO DEL DRENAJE DEL FILTRO.....	105
7.3. ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO AMBIENTAL DE LAS ALTERNATIVAS DE MEJORA DEL NUEVO DISEÑO DE DRENAJE.....	114
7.4. RESUMEN GRÁFICO.....	117
8. CONCLUSIONES.....	119
BIBLIOGRAFÍA.....	123

RESUM

Davant la necessitat de reduir el consum energètic lligat a la utilització de sistemes de reg per degoteig, els quals optimitzen l'ús de l'aigua, es va identificar la unitat de filtració que incorporen tots aquests sistemes com un punt crític a nivell de caiguda de pressió. Els filtres de sorra es consideren els més adequats per obtenir aigua de suficient qualitat per ser utilitzada en instal·lacions de reg per degoteig, especialment si es disposa d'aigua de poca qualitat.

Per tal d'aconseguir un disseny de filtre de sorra que reduís la caiguda de pressió que produeix, es va considerar la dinàmica de fluids computacional (CFD) com la tècnica més adequada ja que evitava haver de construir costosos prototips. Per tal de calibrar un model d'elements finits en el que aplicar CFD, es van realitzar assajos de laboratori en un filtre escalat a partir d'un model de filtre comercial.

En el mateix filtre escalat, es van caracteritzar vuit medis filtrants diferents, dels quals se'n va determinar la densitat (real i aparent), la porositat, el diàmetre equivalent i l'esfericitat. Com que tots els medis filtrants partien de materials a base de silici van presentar una densitat real molt semblant. No obstant això, en la resta de paràmetres les diferències eren evidents, ja que tant la porositat com l'esfericitat estan relacionades amb la forma de les partícules i aquesta depèn del procés d'obtenció dels medis. Per aplicar correctament les equacions d'Ergun i Kozeny-Carman és necessari disposar del diàmetre equivalent i de l'esfericitat, que són paràmetres difícils de quantificar. Per això es van desenvolupar equacions analítiques que permetessin simplificar el càlcul de la caiguda de pressió en un determinat medi porós.

Al mateix temps que es caracteritzaven els medis filtrants, els resultats dels assajos van confirmar la correcta representació de la geometria del conjunt del cos del filtre en el model CFD. Amb l'estudi dels resultats dels models CFD es van identificar punts clau a nivell de caiguda de pressió i es van desenvolupar, en format digital, sis dissenys nous drenatges que es van assajar computacionalment. Del model digital de filtre que ofería menor caiguda de pressió se'n va fabricar un prototip a escala de laboratori per tal de confirmar-ne les virtuts a nivell experimental. El nou disseny reduïa la caiguda de pressió en el cos del filtre en un 75% i, en el conjunt del filtre (cos més medi filtrant) en un 30% a una velocitat superficial de filtració de 0,015 m/s i amb un medi porós format per sorra silícica de 0,63 a 0,75 mm de granulometria.

Aquesta reducció de caiguda de pressió, permetia dues estratègies per a la millora del comportament ambiental d'un filtre de sorra prenent com a base un disseny comercial. Per una banda, es podia construir un filtre que generés menys caiguda de pressió al ser utilitzat, mantenint el diàmetre del filtre i, per tant, mantenint els costos ambientals relacionats amb la construcció, manipulació i rebuig/reciclatge del cos del filtre. La segona alternativa consistia en construir un filtre amb un diàmetre un 20% inferior, de manera que es reduïen les necessitats de material de construcció i es mantenia la caiguda de pressió que generava el disseny comercial. Per tal de comprovar les bondats de cada estratègia de disseny, es va optar per portar a terme una anàlisi de cicle de vida (LCA) aplicant el que s'estableix en la normativa ISO 14044.

Els resultats de l'LCA van concloure que, per a un volum filtrat de 64.000 m³, les dues alternatives de disseny igualaven la seva reducció de costos ambientals en un 6,8% respecte al disseny comercial. Per a volums filtrats al final de la vida útil del filtre inferiors a aquest volum, la millor alternativa era la que reduïa el diàmetre del cos, ja que a 32.000 m³ (la meitat del volum que iguala les dues alternatives) filtrats al final de la vida útil, reduïen en un 10,6% els costos ambientals respecte a l'alternativa comercial. Per altra banda, a volums superiors als 64.000 m³, la millor alternativa era la alternativa que disminuïa el consum d'energia en la fase d'operació, reduint els costos ambientals respecte a la alternativa comercial en un 8,97% amb un volum filtrat al final de la vida útil del filtre de 128.000 m³.

RESUMEN

Ante la necesidad de reducir el consumo energético relacionado con la utilización de sistemas de riego por goteo, los cuales optimizan el uso del agua, se identificó la unidad de filtración que incorporan todos estos sistemas como un punto crítico a nivel de caída de presión. Los filtros de arena se consideran los más adecuados para obtener agua de suficiente calidad para ser utilizada en instalaciones de riego por goteo, especialmente si se dispone de agua de poca calidad.

Con el objetivo de conseguir un diseño de filtro de arena que redujera la caída de presión producida en este tipo de dispositivos, se consideró la dinámica de fluidos computacional (CFD) como la técnica más adecuada ya que evitaba la construcción de costosos prototipos. Con tal de calibrar un modelo de elementos finitos en el que aplicar CFD, se realizaron ensayos de laboratorio en un filtro escalado a partir de un filtro comercial.

En el mismo filtro escalado se caracterizaron ocho medios filtrantes distintos, de los cuales se determinó la densidad (real y aparente), la porosidad, el diámetro equivalente y la esfericidad. Todos los medios filtrantes fueron obtenidos a partir de materiales a base de silicio y, por este motivo, presentaron una densidad real muy similar. No obstante, en el resto de parámetros estudiados las diferencias eran evidentes, ya que tanto la porosidad como la esfericidad están relacionadas con la forma de las partículas y ésta depende del proceso de obtención de los medios. Para aplicar correctamente las ecuaciones de Ergun y Kozeny-Carman es necesario disponer del diámetro equivalente y de la esfericidad, que son parámetros difíciles de cuantificar. Por este motivo, se desarrollaron ecuaciones analíticas que permitieran simplificar el cálculo de la caída de presión en un determinado medio poroso.

Al mismo tiempo que se caracterizaban los medios filtrantes, los resultados de los ensayos confirmaron la correcta representación de la geometría del conjunto del cuerpo del filtro en el modelo CFD. Con el estudio de los resultados de la modelización se identificaron puntos clave a nivel de caída de presión y se desarrollaron, en formato digital, seis diseños nuevos de drenaje que fueron ensayados computacionalmente. Del modelo digital de filtro que ofrecía menor caída de presión se construyó un prototipo a escala de laboratorio para confirmar sus virtudes a nivel experimental. El nuevo diseño reducía la caída de presión en el cuerpo del filtro en un 75% y, en el conjunto del filtro (cuerpo más medio filtrante), en un 30% a una velocidad superficial de filtración de 0,015 m/s y con un medio poroso formado por arena silíceo de 0,63-0,75 mm de granulometría.

Esta reducción de caída de presión permitía dos estrategias para mejorar el comportamiento ambiental de un filtro de arena tomando como base un diseño comercial. Por un lado, se podía construir un filtro que generara menor caída de presión al ser utilizado, manteniendo el diámetro del filtro y, por tanto, mantenido los costes ambientales relacionados con la construcción, manipulación y vertido/reciclado del cuerpo del filtro. La segunda alternativa consistía en construir un filtro con un diámetro un 20% inferior, de manera que se redujeran las necesidades de material de construcción pero manteniéndose la caída de presión que generaba el diseño comercial. Con tal de comprobar las bondades de cada estrategia, se optó por efectuar un análisis de ciclo de vida (LCA) aplicando lo que se establece en la normativa ISO 14044.

Los resultados del LCA concluyeron que para un volumen filtrado de 64.000 m³, las dos alternativas de diseño igualaban su reducción de costes ambientales en un 6,8% respecto al diseño comercial. Para volúmenes filtrados al final de la vida útil del filtro inferiores a este volumen la mejor alternativa era la que reducía el diámetro del cuerpo, pues a 32.000 m³ (la mitad del volumen que igualaba las dos alternativas) filtrados al final de la vida útil, reducía en un 10,6% los costes ambientales respecto a la alternativa comercial. Por otro lado, a volúmenes superiores a los 64.000 m³, la mejor alternativa era la que disminuía el consumo de energía en la fase de operación, reduciendo los costes ambientales respecto a la alternativa comercial en un 8,97% con un volumen filtrado al final de la vida útil del filtro de 128.000 m³.

SUMMARY

Facet to the need to reduce energy consumption related with the utilization of drip irrigation systems, which are the most efficient in water use, the filtration system was identified as a critical point in terms of pressure drop. To obtain water with the quality needed to be used in drip irrigation systems, the most adequate filters are sand filters, especially when low quality irrigation water is used.

To obtain a sand filter design that reduces the pressure drop across the filter, the computational fluid dynamics (CFD) was used, because it avoids the construction of expensive prototypes. To calibrate a finite elements model where applicable CFD, laboratory experiments were carried out in an escalated laboratory filter inspired in a commercial sand filter design.

In the same escalated filter, tests to characterize media filter were carried out. Density (real and apparent), porosity, equivalent diameter and sphericity were determined for eight filter media. The real density was very close for all the media because all are silica based material. Nevertheless, the rest of characterized parameters were different between media because porosity and sphericity is related to particle shape, which depends on the media manufacturing process. To correctly apply the Ergun and Kozeny-Carman equations is necessary provide equivalent diameter and sphericity, which are parameters difficult to quantify. To simplify the calculation of pressure drop, analytical equations were developed.

When the filter media were characterized, the results obtained using the laboratory filter confirmed the correct representation of geometry of filter body used in the CFD model. The analysis of the results allowed to identify key points for reducing pressure drop and six new underdrains were developed, in digital format, being all of them tested in a computational way. The design that caused the least pressure drop was constructed as a laboratory prototype to experimentally confirm its properties. The new design reduced the pressure drop in the body of an empty filter by 75% and, in the whole filter (body plus filter media), by 30% at a superficial filtration velocity of 0,015 m/s and with a porous media formed by silica sand with 0,63-0,75 mm of particle diameter.

The reduction in the pressure drop allowed two strategies to improve the environmental behaviour of a sand filter based in a commercial design. In one hand, construct a filter that generated less pressure drop when used and keep the same diameter of body filter and, therefore, keep the environmental costs related with the construction, manipulation and waste/recycling of body filter. In the other hand, construct a filter with a 20% of reduction in the diameter of body filter, being the material needed in the construction process reduced and the commercial design pressure drop kept. To assess the kindness of every strategy design, a life cycle assessment (LCA) was carried out following the ISO 14044 standard.

The LCA results concluded that with a filtered volume of 64.000 m³ the two design strategies had the same environmental cost at the end of live cycle and this cost was 6,8% smaller than the commercial design. For filtered volumes below this value, the best alternative was reduce the filter body diameter, so at 32.000 m³ (half volume that equals both alternatives) filtered at the end of functional life, the environmental cost was reduced by 10,6% from commercial alternative. On the other hand, at volumes above 64.000 m³, the best

alternative was reducing energy consumption during the filter use, because the environmental costs were reduced by 8,97% at the end of live cycle for a 128.000 m³ filtered.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. EL AGUA COMO RECURSO

La humanidad tiene conciencia de la importancia del agua desde tiempos muy antiguos. En tal consideración se la tenía que se creía que el agua era uno de los cuatro elementos constituyentes de la materia. Se la relacionaba con el punto cardinal de poniente y con la diosa madre y, por lo tanto, con todo lo que tenía que ver con la fertilidad. Pero todos estos conceptos esotéricos se vinieron definitivamente abajo a principios del siglo XIX, cuando el 2 de mayo de 1800 (pocas semanas después de que Alessandro Volta presentara la primera batería eléctrica) dos químicos británicos, William Nicholson y Anthony Carlisle, llevaron a cabo la primera electrólisis del agua, obteniendo acumulación de hidrógeno en el ánodo y oxígeno en el cátodo (Weng y Chen, 2016). En 1808 John Dalton publicó la teoría atómica (Zwier 2011), con lo que el agua dejó definitivamente de ser un elemento esencial de la materia para pasar a ser un simple compuesto formado por dos elementos muy comunes como son el oxígeno y el hidrógeno.

El origen del agua terrestre superficial no es un hecho claro y que genere consenso entre la comunidad científica (Nakagawa y Spiegelman 2017). Se aceptan tres posibles explicaciones (o combinación de las tres): por un lado, se cree que el enfriamiento planetario propició la condensación del agua atmosférica formando las grandes masas de agua líquida; en segundo lugar, se supone que gran cantidad de agua llegó a la Tierra a través de cuerpos interplanetarios como los cometas formados por hielo, el impacto de los cuales también formó la Luna; y, por último, se cree que parte del agua procede del interior de la Tierra y apareció en la superficie debido a la actividad volcánica. Sea como fuere, en 4,6 millones de años el 70% de la superficie de la Tierra quedó cubierta de agua. Con esto se generó el ciclo natural del agua, aparecieron las primeras lluvias que formaron los ríos que disolvieron las sales existentes en las tierras emergidas llevándolas hasta los océanos en donde las sales se concentran por la evaporación del agua (Genda e Ikoma, 2008).

La presencia de esta gran masa de agua que son los océanos propició un fenómeno de suma importancia, pues el calor específico del agua es muy alto y aún más su calor latente de fusión y evaporación. Estas características físicas del agua permiten que la temperatura de la atmosfera del planeta sea más o menos constante, pues el calor que se recibe durante las horas de insolación es absorbido por el agua que se calienta o cambia de estado (evaporación y fusión), y durante las horas de oscuridad, libera este calor enfriándose o cambiando de estado (condensación y congelación). La inercia térmica de las masas de agua, junto con la duración de la rotación de la Tierra, hacen que la temperatura media de la superficie terrestre esté en torno a los 15°C. La temperatura media no siempre ha tomado este valor pues los paleoclimatólogos creen que en el pasado esta temperatura era bastante más elevada, aunque nunca ha presentado grandes variaciones entre el día y la noche (Viñas, 2012). Esta temperatura constante y templada propició la aparición de la vida basada en la química del carbono y catalizada por la acción del agua.

A pesar de toda la retórica filosófica que acompaña el agua, esta no deja de tratarse como un mero recurso productivo o un producto especulativo necesario para el desarrollo de

la actividad económica. Este recurso casi siempre se entiende como agua dulce líquida continental (que no llega al 1% del total del agua terrestre), pues el agua marina no se usa en prácticamente ningún proceso productivo, exceptuando algunos casos como la refrigeración de centrales de producción eléctrica a partir de energía térmica o nuclear, o como materia prima en procesos de desalación para obtener agua potable, si bien estos últimos no son de uso general porque son muy costosos energéticamente (Lin y Elimelech, 2015). Por lo tanto, el agua que se puede clasificar como recurso para el desarrollo social de la humanidad es el agua dulce, y, si bien tradicionalmente se había considerado que el ciclo del agua consistía en una secuencia de evaporación, precipitación, escurrimiento/infiltración y descarga a los mares y océanos (con flujos intermedios de evaporación o transpiración por parte de los vegetales), hoy en día es comúnmente aceptado un ciclo del agua paralelo al natural, que se denomina ciclo antropogénico o ciclo social del agua (Lu et al., 2016) tal y como se muestra en la figura 1.1.

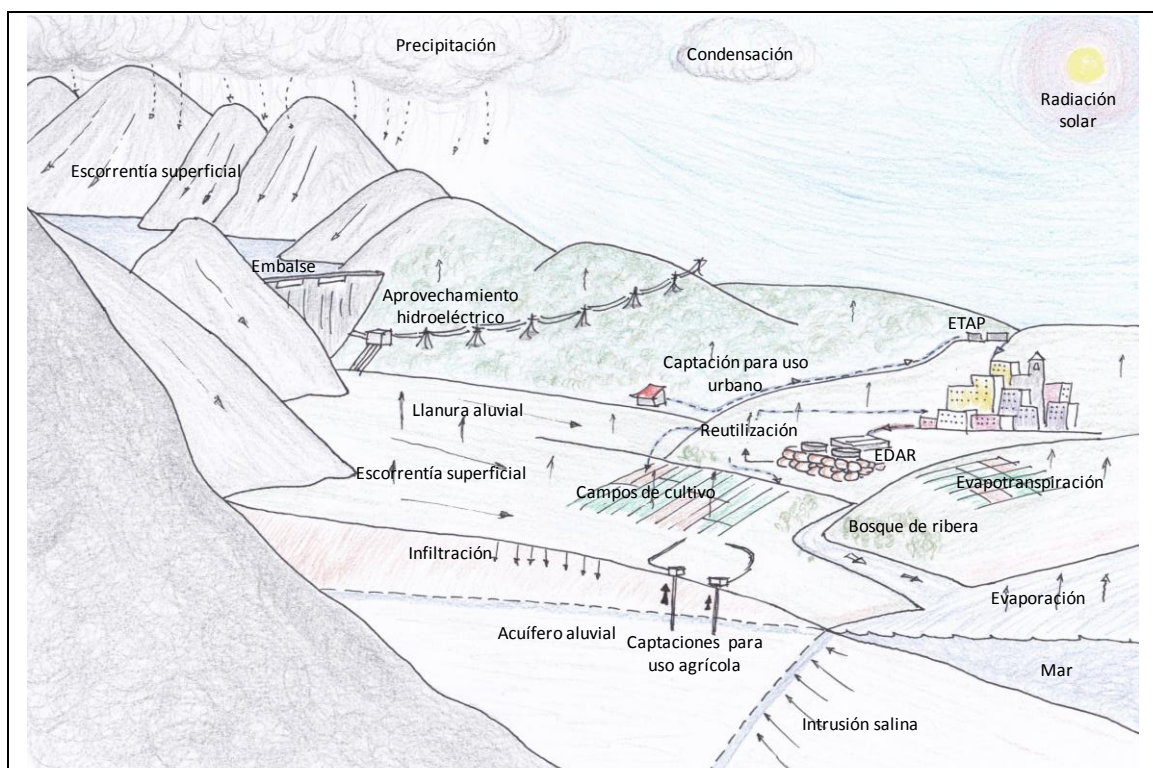


Figura 1.1. Ciclo natural y antropogénico o ciclo social del agua (Elaboración propia).

El ciclo antropogénico del agua empieza con la captación del agua de escurrimiento o subterránea, que seguidamente se utiliza y se devuelve al entorno natural. La utilización del agua implica su contaminación, pues, entre otros usos, el más cotidiano posiblemente sea el sanitario. Hasta mediados del siglo XX, esto contribuía a la propagación de enfermedades ya que el agua residual se vertía sin tratar y se captaba y distribuía con un condicionamiento mínimo o inexistente, lo que sigue ocurriendo en países subdesarrollados donde aún son frecuentes los brotes de patologías relacionadas con la falta de calidad en el agua de boca. De hecho, se puede afirmar que la tecnología con mayor contribución a incrementar la esperanza de vida de los seres humanos durante el pasado siglo XX fue el acondicionamiento y desinfección del agua de abastecimiento (que se lleva a cabo en plantas de potabilización, ETAP) y el saneamiento y depuración del agua residual (que se lleva a cabo en las estaciones de

depuración, EDAR), pues si bien los avances médicos han contribuido a combatir las enfermedades infecciosas una vez son evidentes, disponer de agua potable previene su aparición y propagación (OMS, 2014).

El uso doméstico no es el uso principal al que se destina el agua captada en el ciclo antropogénico del agua. El uso más importante en términos volumétricos a nivel mundial es el uso agrícola, concretamente, el riego agrícola. En la figura 1.2 se muestra el consumo mundial referido al año 2000 y las previsiones para el año 2050.

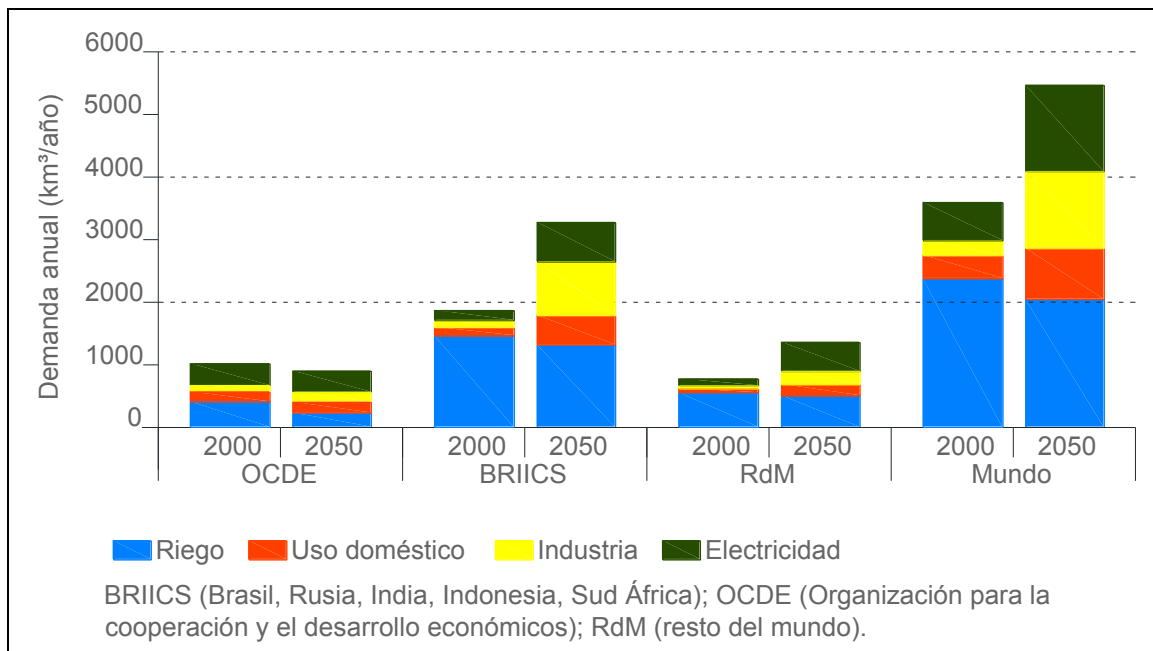


Figura 1.2. Demanda de agua en el mundo en función de los usos y las zona geográfica (UNESCO, 2016).

Se puede observar que si bien en el escenario del año 2050 se prevé un descenso de la demanda de agua en agricultura, este uso continuará siendo el más importante cuantitativamente. Las previsiones también indican que la población mundial se incrementará hasta sobrepasar los once mil millones de habitantes (UN, 2015) que se concentrarán principalmente en grandes áreas urbanas (UN, 2014), con lo que se puede predecir que habrá un incremento de la demanda de la producción agrícola de alimentos que se deberá satisfacer con menos captación de agua para su producción, lo que indica que es indispensable incrementar la eficiencia en el uso del agua.

El agua de riego se aplica a campo y se infiltra en el suelo. Las plantas cultivadas absorben el agua presente en el suelo y la utilizan para su crecimiento con la consecuente evapotranspiración. El agua que no es absorbida por las plantas se evapora o circula subterráneamente hasta llegar al curso fluvial más próximo. De esta forma, el recurso es devuelto al medio natural con contaminantes provenientes de la fertilización de los campos de cultivo -si se dan las condiciones para ello- y con unas pérdidas volumétricas debidas a la evapotranspiración.

Por su parte, el agua captada para uso urbano es devuelta al medio natural después de un proceso de depuración. En los países desarrollados la calidad del agua depurada es

suficientemente buena como para que el impacto sobre los ecosistemas relacionados con el medio receptor sea mínimo (UE, 1991).

La idea de que el agua depurada podría ser directamente un recurso tomó fuerza durante los años ochenta del siglo XX. La necesidad de agua en períodos de sequía o durante desequilibrios entre consumo y recursos disponibles son sin duda dos de las circunstancias casi universales que llevan a plantearse la reutilización del agua (Mujeriego, 2015).

1.2. MÉTODOS DE RIEGO

Por riego se entiende el procedimiento por el cual se aplica agua a un cultivo, ayudando de esta manera a su desarrollo óptimo. Existen tres métodos de riego ampliamente utilizados.

El más antiguo es el riego por gravedad o por surcos, en el que el agua se desplaza por la parcela regada por acción de la gravedad. Por este motivo, cuando se utiliza este sistema de riego, es necesario que la parcela esté nivelada correctamente para evitar que el agua se estanque en las zonas con poca pendiente o se mueva demasiado rápido en zonas con demasiada pendiente, lo que dificultaría la infiltración. Otro sistema es el riego por aspersión, que se caracteriza porque el agua se aplica por medio de una lluvia artificial restringida a un determinado sector sin las restricciones debidas a la topografía de la parcela puesto que el agua es conducida a través de tuberías presurizadas. Dentro del riego por aspersión se puede distinguir la aspersión fija, en la que las toberas se encuentran enclavadas en un punto concreto de la parcela; y la aspersión automotriz, en la que las toberas se encuentran instaladas sobre estructuras autopropulsadas que se mueven a lo largo de las parcelas. El tercer sistema de riego es el riego localizado o riego por goteo, que consiste en mantener un nivel adecuado y constante de humedad en el suelo aplicando el agua gota a gota a través de emisores (o goteros) cerca del sistema radicular de la planta.

Durante las dos últimas décadas del siglo XX y las dos primeras del siglo XXI buena parte de los esfuerzos vertidos en el desarrollo de regadíos ha consistido en incrementar la eficiencia en el uso del agua a nivel de parcela para, de esta forma, aumentar la productividad asociada al agua de riego.

El riego localizado es la técnica que presenta mayor eficiencia en el uso del agua (Ayars et al., 2007). Es por este motivo que, ante la situación de escasez de agua y necesidad de incrementar la producción, muchos agricultores decidieron convertir los regadíos convencionales a riego localizado (Daccache et al., 2014; Tarjuelo et al., 2015; Valipour, 2015). Como consecuencia, la superficie total de riego localizado por goteo a nivel mundial se incrementó en un 31% entre 1990 y 2012, mientras que la superficie total de regadío únicamente se incrementó en un 22% en el mismo período (FAO, 2016). España es uno de los países donde esta tendencia mundial se muestra de forma más evidente, lo que ha permitido no incrementar la demanda de agua agrícola pese a incrementar la superficie regada. Así, aunque se aumentó la superficie de regadío de 3.367.486 ha en 2002 a 3.605.121 ha en 2014, la demanda de agua para riego se redujo de 17.681 hm³ en 1999 hasta los 15.833 hm³ en 2012 (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2015). La explicación está en la adopción del riego localizado (figura 1.3) que en 2014 estaba implantado en un 48% de la superficie regada en España.

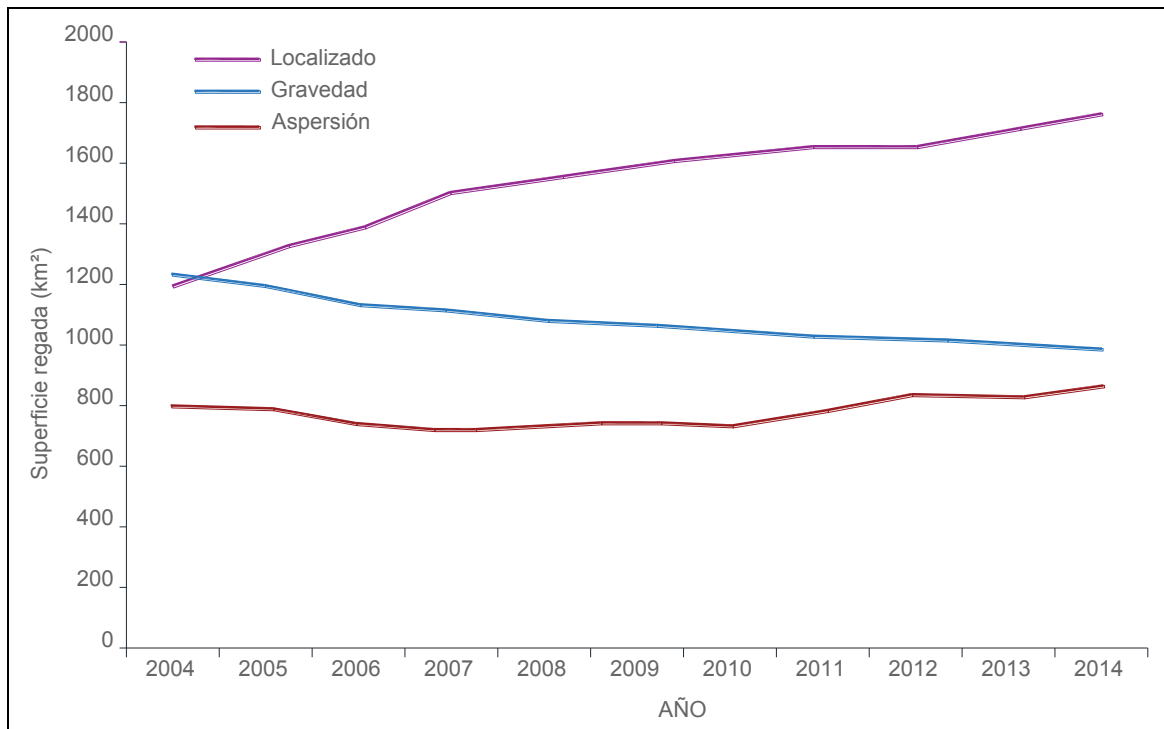


Figura 1.3. Evolución de la superficie regada en España en función de la técnica de riego durante el periodo 2004-2014 (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2015).

1.3. RIEGO POR GOTEO

1.3.1. Elementos básicos

El elemento básico del riego por goteo son los emisores, los cuales pueden estar colocados por debajo del suelo, sobre el mismo o a una cierta altura de la superficie mediante estructuras. Los emisores se encuentran insertados superficialmente o en el interior de las tuberías que se distribuyen por las parcelas de cultivo. Estas tuberías, que se conocen como laterales de riego, están conectadas en paralelo entre ellos y derivan de los ramales que cuelgan de las tuberías principales de distribución que arrancan del cabezal de riego normalmente formado por un equipo de impulsión y una unidad de filtración. En la figura 1.4 se muestra un esquema de una instalación habitual de riego localizado por goteo.

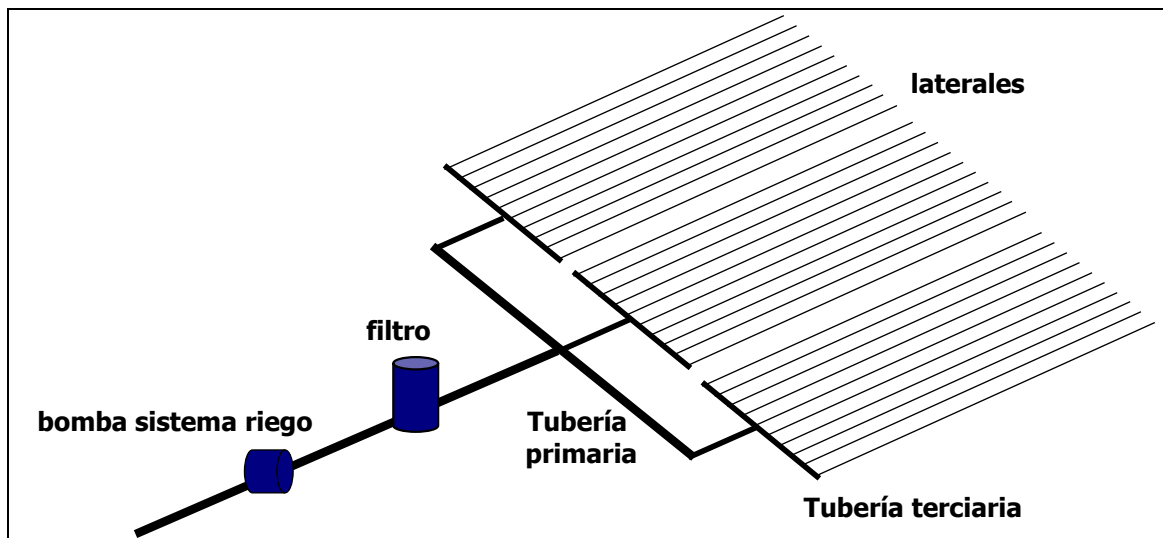


Figura 1.4. Esquema de una instalación de riego localizado goteo a goteo. (Elaboración propia).

1.3.2. Principales problemas del riego por goteo

El riego por goteo se asocia a diferentes problemáticas, algunas tan complejas como la salinización de los suelos debido a la falta de un caudal suficiente para lavar las sales que se acumulan en las zonas próximas a los emisores (García-Serna, 1992).

A nivel hidráulico, el principal problema asociado al riego localizado es la falta de uniformidad en la distribución en parcela. Esto conlleva que en una misma parcela aparezcan zonas donde no llega suficiente agua y otras zonas sobreirrigadas, afectando a la productividad.

Una causa habitual de la falta de uniformidad es la pendiente que puede tener la parcela, puesto que el caudal que atraviesa el orificio de un gotero es proporcional a la presión en ese punto concreto y sigue la ecuación se muestra en la ecuación [1.1].

$$q = K \cdot h^x \cdot (1 + u \cdot CVm) \quad [1.1]$$

Donde: q : caudal descargado por el gotero (L/h); K : coeficiente de descarga ((L/h)^{1/x}); h : presión en el gotero (mca); x : exponente de descarga (adimensional); u : variable

normalizada de la distribución de Gauss (adimensional); CVm: coeficiente de variación de manufactura (adimensional)

Además de la pérdida de carga en el gotero propiamente dicho, existe una pérdida adicional en el punto de inserción que se suele expresar como una longitud equivalente (L_e) de la tubería que forma el lateral. Al existir puntos con distintas cotas y, por lo tanto, distintas presiones en un mismo lateral, el caudal varía entre emisores instalados en una misma tubería. Otra causa de la falta de uniformidad es la longitud de los laterales, pues en el propio lateral se produce una pérdida de carga que implica que dos emisores instalados en la misma tubería trabajen con distintas presiones. Para solventar este problema apareció un diseño de gotero que es capaz de limitar el caudal independientemente de la presión de trabajo, es decir, el exponente de descarga, tomaría un valor ideal de 0. Esto solamente es cierto dentro de un determinado rango de presiones. Este diseño se conoce con el nombre de autocompensante. El principio de compensación se basa en la deformación de una pieza bidimensional (membrana) colocada entre la entrada y la salida del laberinto interior. Una de las caras de la membrana se encuentra expuesta a la presión a la que trabaja el lateral, mientras que la otra cara está expuesta a la presión atmosférica. La diferencia de presión entre ambas caras provoca la deformación de la membrana, de manera que se obtura el paso de salida del emisor, con lo que, a partir de una determinada presión (presión de autocompensado) el caudal queda limitado por la geometría del emisor. La tendencia actual es utilizar goteros autocompensantes para evitar los problemas de falta de uniformidad. Sin embargo, el mecanismo autocompensante necesita una presión mínima, por lo que si ésta no se alcanza, el gotero se comporta de forma proporcional. En la figura 1.5 se muestra un plano detallado de un emisor autocompensante típico.

El uso de emisores autocompensantes reduce los problemas de falta de uniformidad a la obturación no deseada de los goteros (Puig-Bargués, 2003). Esta obturación se encuentra relacionada con los sólidos presentes en el agua que pueden desencadenar diferentes fenómenos de obturación. Por un lado, la obturación física, consistente en sedimentaciones de partículas que puede llegar a taponar completamente los goteros y los laterales. A este fenómeno se le pueden sumar fenómenos de carácter químico, que básicamente consisten en la incrustación de materias disueltas en el agua que al llegar a la concentración de saturación, precipitan y se adhieren a las paredes de las tuberías y los emisores. Pero el fenómeno más problemático es el causado por la actividad microbiológica del agua que promueve el desarrollo de biopelículas que crecen adheridas en las paredes de las tuberías y, por contagio, en las superficies de los emisores de goteo. Este último mecanismo se ve favorecido por los dos primeros, pues las materias sedimentadas en las tuberías y las incrustaciones en las paredes son el sustrato que permite el crecimiento microbiológico (Song, 2017).

La obturación de goteros se puede considerar el principal problema en este tipo de instalaciones por dos motivos. El primero es debido a la pérdida de uniformidad en la distribución en parcela, lo que se traduce en una producción de menor calidad comercial. El segundo se debe a la reducción de la vida útil de los laterales haciendo aumentar las necesidades de reposición del material.

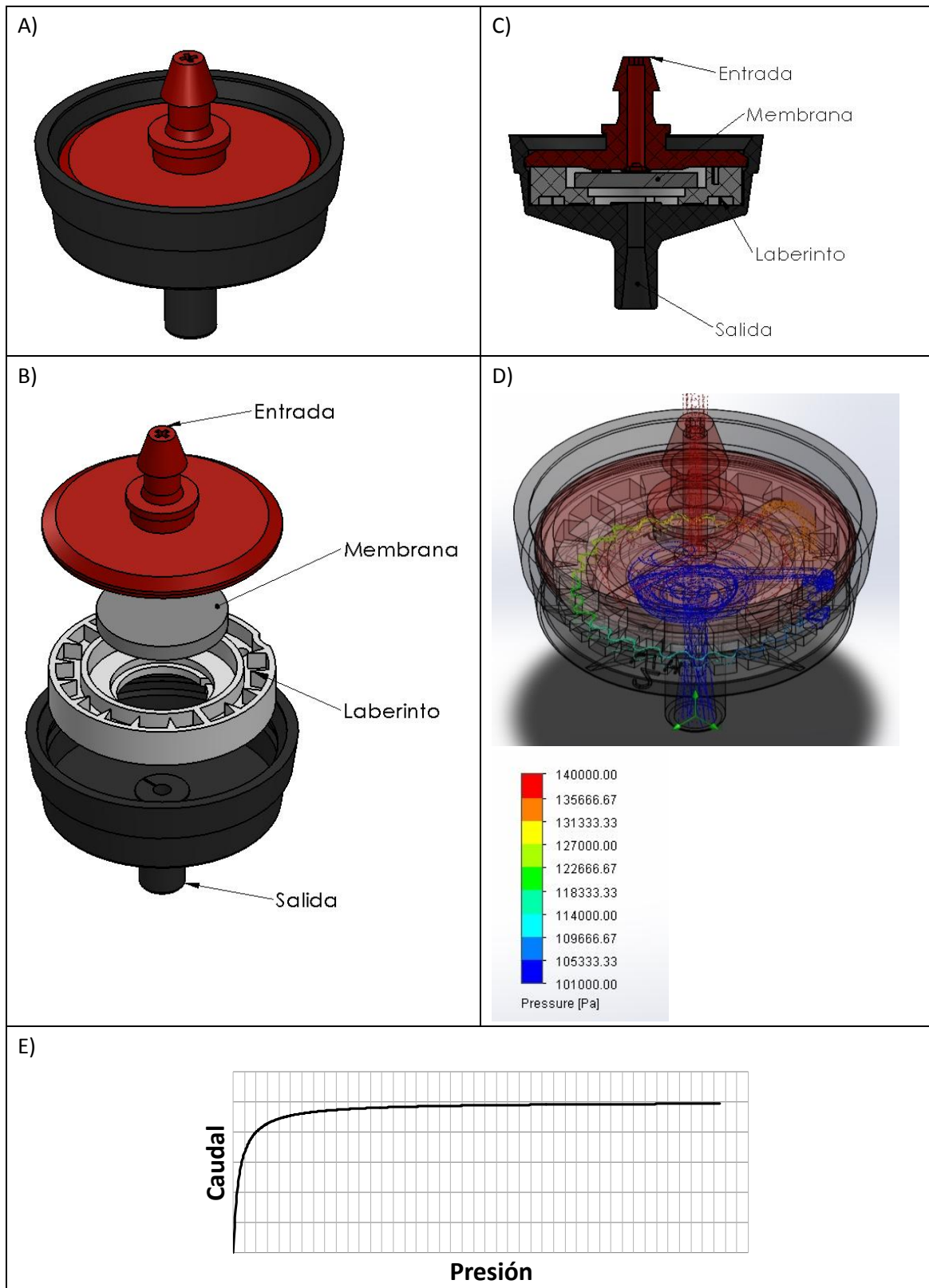


Figura 1.5. Plano detallado de un emisor autocompensante. A) Vista exterior; B) Vista explosionada de montaje; C) Sección de montaje; D) Trayecto del agua con escala de presiones dentro del emisor. E) Relación (presión - caudal) típica de un emisor autocompensante. (Elaboración propia).

Lo descrito en los párrafos anteriores se puede resumir como que, a día de hoy, el principal problema de la aplicación de un riego localizado es la calidad del agua y para disponer de agua de calidad es indispensable una operación de filtración.

Por otro lado, el riego por goteo también va asociado a un incremento en el consumo energético (Burt et al., 2011; Corominas, 2010). De hecho, el riego es la causa de la mayor parte del consumo energético relacionado con la agricultura (Pelletier et al., 2011). En España, la demanda energética relacionada con el riego se incrementó en un factor de 19 en el período 1995-2007 (Corominas, 2010; Pardo et al., 2013), lo que contribuyó a reducir los márgenes de beneficio del agricultor (Pardo et al., 2013). Por este motivo, disminuir el consumo energético asociado al uso del agua en riego localizado se está convirtiendo en un desafío tan importante como reducir el consumo de agua (Hardy y Garrido, 2012). Buena parte de este consumo energético proviene de la instalación que acompaña el sistema de riego por goteo (Burt et al., 2011). Por ejemplo, en California, los emisores trabajan a una presión comprendida entre los 41 y los 82 kPa, pero la presión promedio en la descarga de los sistemas de impulsión de las instalaciones de riego localizado se incrementa hasta los 310 kPa. Ante estos datos, Burt et al. (2011) constataron que las mejoras en el diseño de los filtros deberían contribuir a reducir la demanda de presión y, por lo tanto, de energía.

1.4. TIPOLOGÍAS DE FILTROS UTILIZADOS EN EL ÁMBITO DEL RIEGO LOCALIZADO

Existe diversidad de tecnologías que permiten retener partículas en suspensión presentes en el agua de riego y, de esta forma, reducir el riesgo de obturación física de los goteros de las instalaciones de riego localizado.

Independientemente del diseño del filtro, la operación de filtración implica una caída de presión en la instalación que supone un consumo energético en ese punto concreto (Burt, 2010; Testezlaf, 2008). Además, los elementos auxiliares que necesariamente acompañan a los filtros (válvulas de regulación, calderería y demás elementos singulares de la instalación) tienen un efecto importante sobre la pérdida de presión (Arbat et al., 2011; Mesquita et al., 2012). Algunas de las técnicas existentes de separación de sólidos (como la ósmosis inversa, ultrafiltración o microfiltración) suponen un elevado coste energético de operación, por lo que las alternativas para aplicar la filtración en instalaciones de riego localizado quedan reducidas a los tres tipos de filtros (Duran-Ros, 2008) que se describen a continuación.

1.4.1. Filtros de malla

Los filtros de malla son los más simples a nivel conceptual. El mecanismo de separación de sólidos consiste en hacer circular el fluido cargado de partículas a través de una malla con el propósito de que las partículas queden retenidas en las oberturas de la malla. Las partículas retenidas serán aquellas que tengan una dimensión mínima superior a la luz de malla, entendiéndose como luz de malla el espacio libre entre los hilos que forman la malla. Por lo tanto, la retención de sólidos tiene lugar en superficie colmatándose los pasos de la malla formándose lo que se conoce como una torta de filtración. Para reestablecer el estado inicial de la malla, se efectúa un contralavado, que básicamente consiste en hacer circular agua filtrada a contracorriente, lo que permite arrastrar la contaminación retenida. Esto implica que el filtro trabaja de forma intermitente, ya que para lavar se debe interrumpir el ciclo de filtración. Para mantener el proceso de filtración de manera continuada, es necesario instalar dos o más filtros en paralelo. En la figura 1.6 se muestra un esquema constructivo de un filtro de malla.

Este tipo de filtros se clasifican en función de su luz de malla, que se expresa en mm o μm (medidas usuales del sistema métrico) o con el término *mesh* introducido por el fabricante norteamericano Tyler que define el número de orificios por pulgada lineal, contados desde el centro de un hilo y que es ampliamente utilizado en Canadá, Estados Unidos y sus zonas de influencia. Sin embargo, esta unidad puede ser confusa ya que el grosor de los hilos que forman la malla no es el mismo si se utilizan hilos de acero o plástico y, por lo tanto, la luz de malla no es necesariamente la misma en filtros con el mismo número *mesh* (Haman et al., 1989; Rodrigo et al., 1997).

El diseño más habitual es disponer la malla alrededor de un cilindro de plástico vacío y perforado que realiza la función de estructura de soporte y el flujo normal a filtración proviene de la parte exterior del cilindro, colectándose el agua filtrada en el interior y conduciéndose a la tubería de salida. Existen algunos diseños con el propósito de que el filtro sea autolimpiante, es decir, que se limpie de forma continua, evitando de esta

manera los ciclos de filtrado-contralavado. Para inducir el autolavado, el filtro se alimenta de forma tangencial a la malla, creándose un flujo superficial paralelo a la superficie de la malla que arrastra las partículas retenidas. Pero esto presenta un problema, ya que para que realmente se produzca un proceso de arrastre, la velocidad en la superficie de la malla tiene que ser relativamente alta y, a velocidades altas, se favorece la compresión de las partículas orgánicas y se reduce aún más la eficiencia en la retención de sólidos (Duran Ros, 2008).

Con esto no se quiere decir que los filtros de malla no sean una buena tecnología pues para retener arena o partículas grandes y no compresibles son realmente eficaces y tienen unos requerimientos de espacio muy bajos.

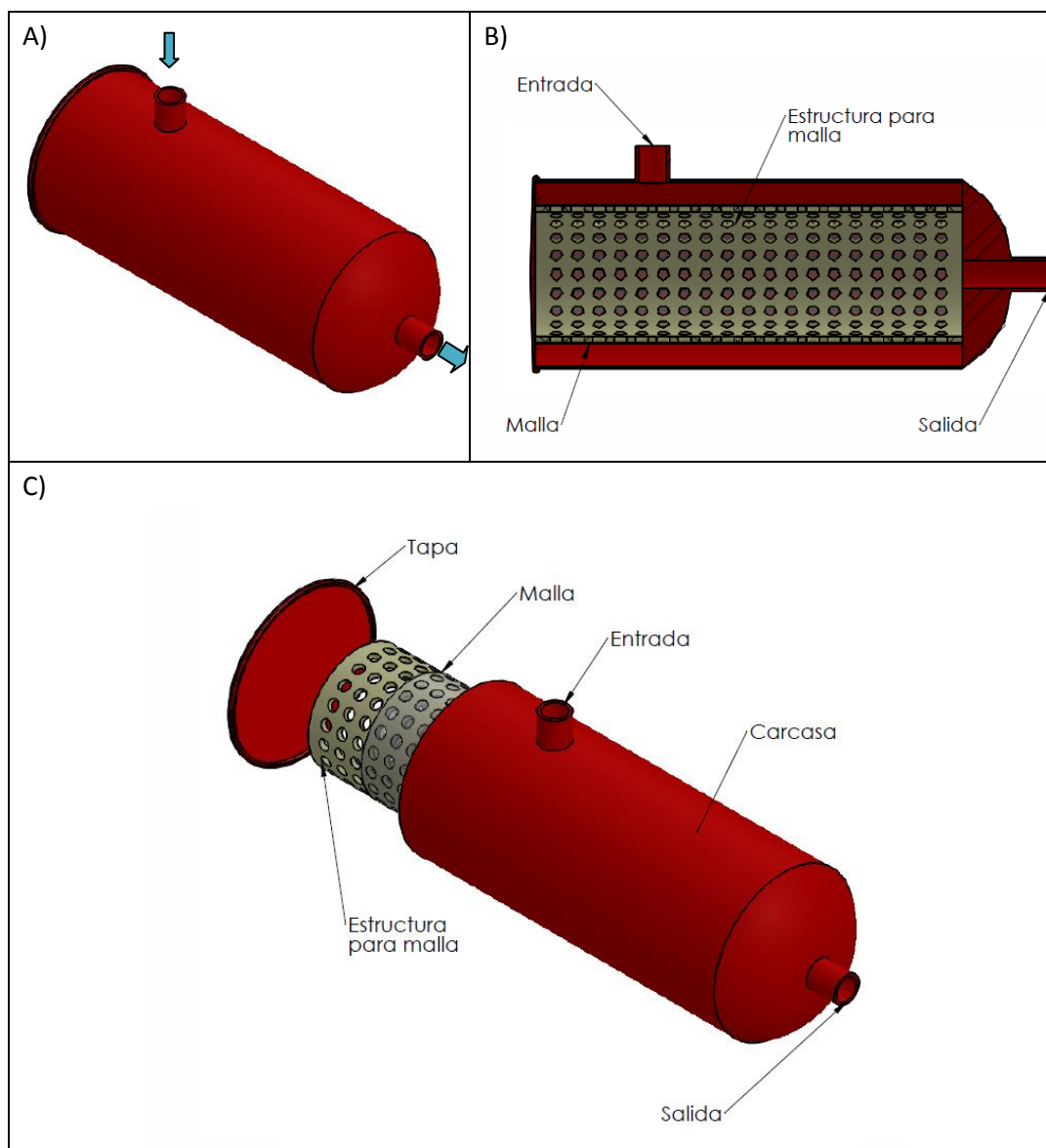


Figura 1.6. Esquema constructivo de un filtro de malla. A) Vista general exterior; B) Corte longitudinal; C) Vista explosionada. (Elaboración propia).

1.4.2. Filtros de anillas

Conceptualmente, el funcionamiento de los filtros de anillas es más complejo que los filtros de mallas, pues combinan la retención de sólidos en superficie y en profundidad.

Este tipo de filtro consiste en un número importante de anillas bidimensionales de plástico apiladas, formando un cilindro que queda vacío en la parte interior. La superficie exterior es mucho mayor que la interior. La superficie de las anillas incorpora ranuras, las cuales, al estar apiladas, se convierten en poros de diámetro igual a la profundidad de la ranura. Estos poros van de la cara exterior a la interior del cilindro que forman las anillas de manera que el cilindro se podría describir como un medio poroso unidireccional de sentido radial. En la figura 1.7 se muestra un esquema constructivo de un filtro de anillas así como un detalle de una anilla

El tamaño de los poros es lo que condiciona la calidad del agua filtrada. A mayor tamaño de poro, menor capacidad de retención de sólidos y menor caída de presión. Es fácil entender que las partículas de diámetro superior al diámetro de poro queden retenidas en la superficie exterior del cilindro. Pero este no es el único mecanismo de retención que se promueve con este diseño, pues el agua se conduce del exterior al interior del cilindro a través de los poros que garantizan un flujo laminar. Al producirse un flujo laminar, en las zonas más próximas a las paredes, la velocidad del agua es prácticamente nula. Esta baja velocidad favorece la sedimentación de partículas que contactan con las paredes de un poro.

Como en los filtros de mallas, las partículas acumuladas en el filtro se retiran de éste mediante un contralavado con agua filtrada. Durante el contralavado, el paquete de anillas se libera para favorecer el lavado. El caudal de contralavado debe ser suficiente para garantizar que las partículas sedimentadas sean arrastradas por el agua. Al ser un medio poroso unidireccional y al tener un mecanismo de retención de sólidos en profundidad, es imposible pensar en un diseño autolimpiante.

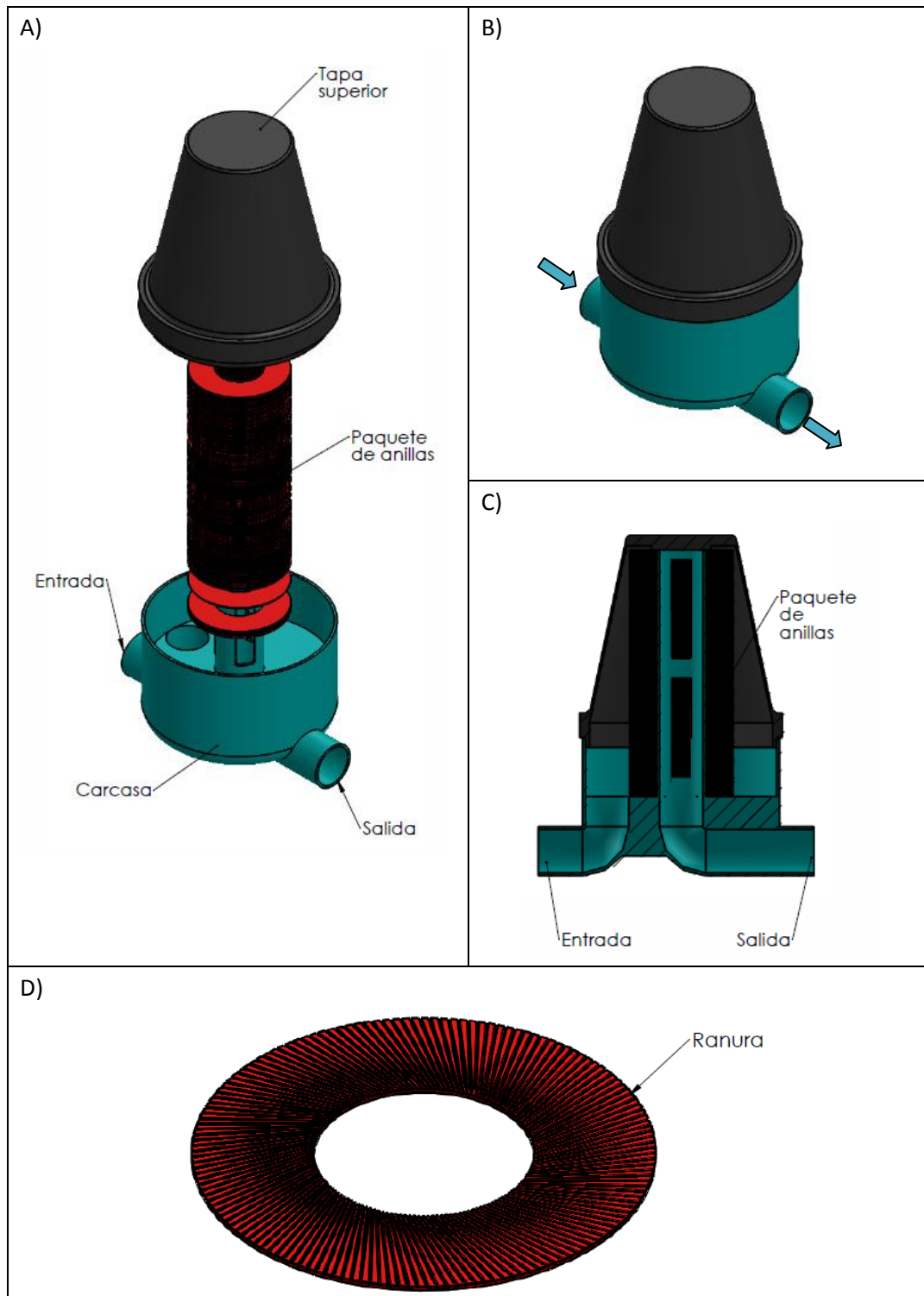


Figura 1.7. Esquema constructivo de un filtro de anillas. A) Vista explosionada; B) Vista isométrica; C) Corte longitudinal; D) Detalle de una anilla. (Elaboración propia).

1.4.3. Filtros de matriz granular

1.4.3.1. Funcionamiento de los filtros de matriz granular

El tercer tipo de filtro que se describe es el que presenta mayor eficiencia en la eliminación de sólidos en suspensión y el único diseño que realmente tiene cierto efecto reductor sobre la turbidez del agua. Por este motivo, es considerado el estándar para la protección de los emisores de goteo (Trooien y Hills, 2007), ya que los emisores protegidos con este tipo de filtros son los que presentan una menor obturación (Capra y Scicolone, 2007; Duran Ros et al., 2009). Sin embargo, estos filtros son más costosos que los otros tipos de filtros (Pujol et al., 2011) y solamente son adecuados para explotaciones que cuenten con profesionales cualificados (Capra y Scicolone, 2007).

Un filtro de matriz granular es básicamente un depósito cerrado relleno con un medio filtrante que reposa sobre un soporte que separa el filtro en dos partes: la entrada y la salida. Bajo el soporte del lecho filtrante se encuentra el drenaje, que consiste en una estructura que permite el paso del agua pero no del medio filtrante. En la figura 1.8 se muestra un esquema constructivo de un filtro de matriz granular.

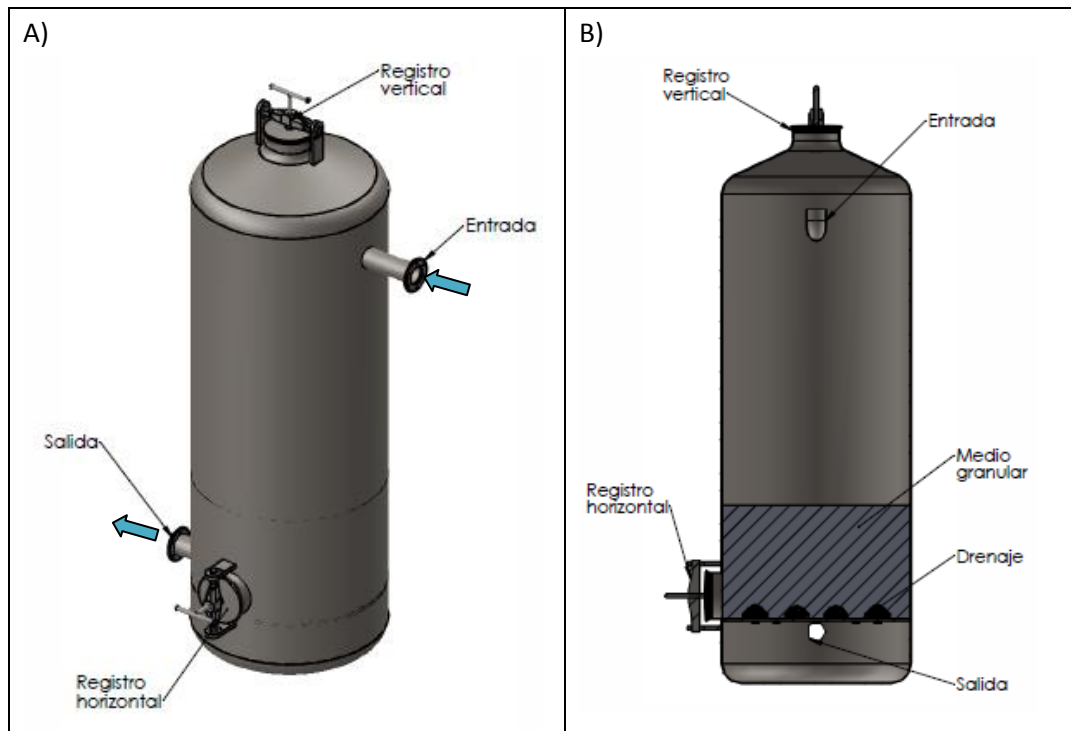


Figura 1.8. Esquema constructivo de un filtro de matriz granular. A) Vista exterior; B) Corte longitudinal. (Elaboración propia).

El medio granular se dispone en forma de columna y se alimenta con el agua a tratar por la parte superior lo más uniformemente posible para evitar pasos preferenciales dentro del lecho. Esto se consigue fácilmente introduciendo elementos deflectores en la descarga de la tubería de entrada o apuntando su descarga hacia arriba para que las propias paredes del filtro realicen esta función. Usando un túnel de viento vertical, se visualizó la importancia de este elemento en la correcta distribución del agua en el seno del filtro (Dos Santos et al., 2013). Aunque los deflectores contribuyen poco en generar caída de presión, sí que tienen efecto en la deformación del lecho filtrante,

puesto que en el caso que el deflector no trabaje correctamente, se pueden generar pasos preferenciales en el lecho filtrante.

El paquete formado por los granos del medio filtrante crea una estructura porosa conectada entre sí como si de una esponja se tratara. El flujo que cruza esta estructura pierde presión y el sentido del flujo siempre es contrario al gradiente de presión. A pesar de esta inercia del flujo, la trayectoria del agua en el interior de un medio granular es difícil de predecir porque los canales que se forman son extremadamente tortuosos y cada vez que se intercepta un grano de medio filtrante se produce un cambio de dirección impredecible.

Los mecanismos de retención de sólidos en un filtro de matriz granular básicamente son tres (Pizarro, 1987). Existe un mecanismo muy evidente y que consiste en el atrapamiento de sólidos en la entrada de los poros, de forma que, si la dimensión mínima de una partícula es superior a la abertura de poro, esta partícula queda atrapada como lo haría en un tamiz, formando una torta en la interfaz fluido/medio granular. Existen otros dos mecanismos más que no son tan claros y que están poco estudiados. Por un lado, se encuentra la sedimentación sobre las partículas del medio filtrante, es decir, si una partícula en suspensión se deposita sobre de un grano del medio filtrante puede quedar fija allí. Esto es debido a que la velocidad del flujo tiende a ser cero en las superficies del medio y, donde la velocidad es cero, no se producen fenómenos de arrastre de sólidos. Por otro lado, se producen fenómenos de atracción entre las partículas en suspensión y las partículas de medio filtrante que se explican por la diferencia de carga eléctrica, lo que se conoce como las fuerzas de Van der Waals. Estos dos últimos mecanismos son los que explican la retención de sólidos en profundidad y el efecto del medio granular sobre la turbidez del agua. La principal zona de retención de sólidos se encuentra en la parte superior del lecho filtrante (Ojha y Graham, 1994), donde se van acumulando formando una capa de medio granular y sedimentos que contribuye a retener más sedimentos, a la vez que se incrementa la caída de presión en el filtro. Una vez el medio filtrante se encuentra suficientemente colmatado de sólidos se procede a restituir el estado inicial. Esto se consigue mediante un contralavado alimentando el filtro en el sentido contrario al que funciona cuando está filtrando. El caudal de contralavado debe de ser bastante superior al de filtración, ya que se quiere superar la velocidad superficial que provoca la fluidización del lecho filtrante facilitando así la separación de los sólidos en suspensión retenidos entre los granos de medio filtrante (McCabe et al., 2001).

El espesor de medio filtrante sólo influye hasta un determinado valor llamado espesor crítico. Espesores mayores no mejoran la calidad de filtración pero sí que aumentan el tiempo de contaminación total del lecho y pueden provocar que la operación de limpieza no sea tan eficaz (Pizarro, 1987; Rodrigo et al., 1997). Sin embargo, se debe tener en cuenta que la zona activa, es decir, la zona de medio filtrante que es capaz de retener sólidos queda limitada por la proximidad al drenaje. Esta limitación es debida a que en las zonas próximas a los elementos de drenaje, se produce una curvatura del flujo y esto implica una pérdida de superficie de paso, con lo que la velocidad aumenta y la sedimentación deviene imposible. Debido a esto, se recomienda que la columna

de medio granular tenga una altura mínima de 30 cm por encima del drenaje (Burt, 2010).

1.4.3.2. Comportamiento hidráulico de los medios granulares

El medio filtrante es el responsable de retener los sólidos suspendidos en el agua y, por lo tanto, es la parte más importante de un filtro de este tipo desde un punto de vista funcional.

Un material que se pretenda utilizar como medio filtrante debe ser permeable, es decir, tiene que ser fácilmente atravesado por el agua. Al mismo tiempo, debe ser suficientemente tupido como para que los conductos que se forman en su interior sean lo bastante estrechos para retener sólidos y crear un flujo laminar que permita la sedimentación de sólidos en la superficie de las partículas que forman el medio poroso.

Un fluido que atraviesa un medio poroso experimenta una caída de presión que se encuentra relacionada con las características físicas del medio poroso y del fluido. De esta forma, se puede predecir el comportamiento de un medio poroso a partir de la medida de determinados parámetros físicos que caracterizan al fluido y al medio granular.

El estudio de los medios filtrantes se remonta a la Francia del siglo XIX, cuando Henry Darcy desarrolló los primeros estudios matemáticos para predecir el comportamiento de medios porosos (Lasseux y Valdés-Parada, 2017). Mediante un dispositivo que le permitía medir la presión del agua en la entrada y en la salida de un medio granular de geometría conocida alimentado uniformemente, al mismo tiempo que podía medir el caudal de agua, determinó que el caudal y la caída de presión se relacionan mediante la expresión:

$$Q = k \frac{h_o - h_e}{L} A = k \cdot i \cdot A \quad [1.2]$$

Donde: Q : caudal o descarga (m^3/s); L : longitud del medio filtrante normal al flujo (en caso de filtros verticales, L es la altura de la columna de medio filtrante) (m); k : constante conocida como coeficiente de permeabilidad de Darcy que es típica de cada medio filtrante (m/s); h_o : presión en la entrada del medio (mca); h_e : presión del agua en la salida del medio filtrante (mca); A : área del medio filtrante transversal al flujo (m^2); i : gradiente de presión (adimensional).

La carga hidráulica se puede especificar como:

$$q = \frac{Q}{A} = \frac{\partial h}{\partial z} \quad [1.3]$$

Donde h es la altura piezométrica (m) y z la longitud recorrida (m).

Generalizando la ecuación [1.3] a las tres dimensiones se obtiene la expresión:

$$q = -K \cdot \nabla(h(x, y, z)) \quad [1.4]$$

Donde K es la conductividad (permeabilidad) que ahora es un tensor simétrico diagonalizable en las tres direcciones principales que indica la fórmula:

$$K = \begin{bmatrix} K_{xx} & K_{xy} & K_{xz} \\ K_{yx} & K_{yy} & K_{yz} \\ K_{zx} & K_{zy} & K_{zz} \end{bmatrix} \rightarrow K = \begin{bmatrix} K_{xx} & 0 & 0 \\ 0 & K_{yy} & 0 \\ 0 & 0 & K_{zz} \end{bmatrix} \quad [1.5]$$

Aplicando la ecuación [1.5] en la ecuación [1.4] se obtiene:

$$q = -K \cdot \nabla(h(x, y, z)) = -K_x \frac{\partial h}{\partial x} i - K_y \frac{\partial h}{\partial y} j - K_z \frac{\partial h}{\partial z} k = - \begin{bmatrix} K_x & \frac{\partial h}{\partial x} \\ K_y & \frac{\partial h}{\partial y} \\ K_z & \frac{\partial h}{\partial z} \end{bmatrix} \quad [1.6]$$

La ecuación [1.6] indica que el agua se desplazará más fácilmente en la dirección donde haya más permeabilidad y permite determinar a qué velocidad se mueve el agua en condiciones unitarias de gradiente. Para medios isotrópicos, la permeabilidad es la misma en cada uno de los tres ejes, con lo que la ecuación se puede simplificar mucho.

La ley de Darcy es válida en medio saturado, continuo, homogéneo e isótropo y cuando las fuerzas inerciales son despreciables ($Re < 1$), y, muy importante, si el fluido es agua. En filtros de matriz granular, el fluido es forzado, de manera que habitualmente se superan los valores de turbulencia que permiten despreciar las fuerzas inerciales y, por lo tanto, no se puede aplicar esta ecuación. No obstante, es necesario mostrarla porque se trata de la pieza fundamental para entender la dinámica de fluidos en medios porosos (Lasseux y Valdés-Parada, 2017).

Para explicar matemáticamente el comportamiento hidráulico de un medio filtrante en un filtro de matriz granular presurizado, Sabri Ergun desarrolló una nueva ecuación que tiene en cuenta las fuerzas inerciales (Ergun, 1952) y que ha sido ampliamente utilizada para predecir la caída de presión en lechos granulares (Macdonald et al., 1979). En la ecuación se introdujo el concepto de coeficiente de fricción tal y como se muestra en la expresión de la ecuación [1.7], donde básicamente se correlaciona dicho coeficiente con el número de Reynolds modificado.

$$f_p = \frac{150}{Gr_p} + 1.75 \quad [1.7]$$

Donde, f_p : coeficiente de fricción (adimensional) y descrito con la ecuación [1.8]; Gr_p : número de Reynolds modificado referido a partícula (adimensional) y descrito en la ecuación [1.9].

$$f_p = \frac{\Delta p}{L} \frac{D_p}{\rho v_s^2} \left(\frac{\varepsilon^3}{1-\varepsilon} \right) \quad [1.8]$$

$$Gr_p = \frac{\rho v_s D_p}{(1-\varepsilon)\mu} \quad [1.9]$$

Donde, Δp : caída de presión en el medio filtrante (Pa); L : altura del lecho de material granular (m); D_p : diámetro equivalente de partícula (m); ρ : densidad del fluido (kg/m^3); v_s : velocidad superficial de filtración (m/s), también conocida como carga hidráulica superficial; ε : porosidad del medio filtrante (tanto por uno); μ : viscosidad del fluido (Pa·s).

Sustituyendo los términos de la ecuación [1.7] por las expresiones de las ecuaciones [1.8] y [1.9], y aislando la pérdida de carga referida a la altura de medio filtrante, se obtiene la ecuación [1.10] para el cálculo de este parámetro a partir de las características físicas del medio filtrante y del fluido.

$$\frac{\Delta p}{L} = 150 \frac{\mu}{D_p^2} \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} v_s + 1.75 \frac{\rho}{D_p} \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon^3} v_s^2 \quad [1.10]$$

Para velocidades de filtración bajas y fluidos con una viscosidad importante, el primer término de la ecuación [1.10] tiene mucho más peso que el segundo. En este caso se puede utilizar la ecuación desarrollada por Josef Alexander Kozeny en 1927 y que fue modificada por Philip C. Carman en 1937, que no tiene en cuenta la parte inercial de la relación entre la caída de presión en el medio granular y la velocidad superficial de filtración, y que se muestra en la ecuación [1.11] y que se conoce como la ecuación de Kozeny-Carman.

$$\frac{\Delta p}{L} = 180 \frac{\mu}{D_p^2} \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} v_s \quad [1.11]$$

Puede observarse que en la ecuación [1.10] intervienen cinco variables. Tres de estas corresponden al fluido y son relativamente sencillas de cuantificar, pues la viscosidad y la densidad de un fluido pueden ser determinadas experimentalmente en el laboratorio o bien recurriendo a valores disponibles en la literatura científica en función de su temperatura (como es el caso del agua); mientras que la velocidad del fluido se puede determinar a partir del caudal y de la geometría transversal al flujo.

Dos variables más de la ecuación [1.10] dependen del medio filtrante. Por un lado, se encuentra la porosidad, que es la relación entre el espacio disponible para el fluido en el seno del medio filtrante y el volumen total de medio filtrante. El otro parámetro que depende del medio filtrante es el diámetro de partícula. La aplicación estricta de la ecuación [1.10] solo es válida si el lecho poroso está formado por esferas del mismo diámetro dispuestas de la forma más ordenada posible. Sin embargo, los medios porosos habituales están lejos de poder considerarse esferas idénticas.

Por este motivo, se introdujeron dos conceptos ingenieriles necesarios para aplicar la ecuación de Ergun (Soyer y Akgiray, 2009; Trahan et al., 2014). Por un lado, el diámetro equivalente de partícula, que viene a representar el diámetro de una esfera de volumen igual al volumen medio de los granos de medio porosos. No obstante, a pesar

de estar uniformizadas, las partículas siguen sin ser esféricas y estando desordenadas. Por esto, es necesario introducir un concepto más en la ecuación, que es la esfericidad, el cual es un parámetro que, estrictamente, se define como la relación entre la superficie de una esfera de diámetro igual al diámetro equivalente de partícula y la superficie media de las partículas reales que forman el medio filtrante (Droste, 1997) y que actúa sobre el diámetro introduciendo el efecto de la rugosidad superficial de las partículas. La superficie de una esfera puede calcularse fácilmente, ya que al ser una estructura de geometría regular, existe una ecuación para el cálculo de este parámetro. Sin embargo, determinar la superficie de una partícula de medio poroso, como por ejemplo la arena, es realmente complicado porque se trata de geometrías irregulares y partículas pequeñas, por lo que la esfericidad se determina empíricamente mediante ensayos.

Con lo explicado anteriormente, la ecuación [1.10] queda como indica la ecuación [1.12] donde se ha introducido ϕ como factor de esfericidad (adimensional).

$$\frac{\Delta p}{L} = 150 \frac{\mu}{(\phi \cdot D_p)^2} \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} v_s + 1.75 \frac{\rho}{\phi \cdot D_p} \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon^3} v_s^2 \quad [1.12]$$

Se puede reflexionar sobre qué representa realmente la esfericidad y cuál es su relación con la porosidad, pues cuanto más angulosa es la superficie de una partícula (esfericidad más baja), existe mayor volumen de espacios vacíos entre partículas (Rutledge y Gagnon, 2002); pero si se piensa en partículas cúbicas, que también tienen una esfericidad muy baja, pueden estar ordenadas sin dejar espacios vacíos entre partículas. Lo mismo sucedería con tetraedros regulares, con lo que no parece posible establecer una relación que permita predecir la esfericidad a partir de la porosidad.

A pesar del interés que toma la representación matemática del comportamiento hidráulico de un medio filtrante, no se puede olvidar la función que se le da al medio poroso en un filtro, que no es otra que retener la materia en suspensión presente en el agua. La forma de las partículas de medio filtrante puede contribuir a interceptar material coloidal. Una superficie con cavidades o protuberancias favorece a la interacción entre las partículas suspendidas en el agua y las partículas de medio filtrante. Por otro lado, un medio filtrante formado por partículas con un diámetro pequeño da como resultado un paquete más tupido y con poros de menor tamaño, lo que induce a que el flujo se comporte de forma laminar y favorezca la sedimentación de materia coloidal sobre las partículas del medio filtrante. Por lo tanto, cuanto más baja sea la esfericidad y menor sea el diámetro de partícula, más retención de materia coloidal en el medio poroso se producirá. Pero si se observa la relación de estos parámetros con la pérdida de carga, se deduce que cuanto menores sean los valores de estos parámetros, mayor será la caída de presión. Para mitigar esta caída de presión, algunos fabricantes han desarrollado materiales granulares con tratamiento superficial para mejorar la interacción electrostática entre coloides y medio filtrante.

La disposición habitual de un medio granular, implica que se alimente por la parte superior, con lo que la contaminación se acumula en la interfaz medio/fluido, sobre todo aquellas partículas de mayores dimensiones. Pero al tratarse de materia coloidal,

buena parte de esta contaminación queda retenida en profundidad en medio granular. Esta acumulación de partículas se percibe como un incremento de la caída de presión registrada en el lecho filtrante.

Un lecho granular se encuentra compactado por la fuerza de la gravedad, que es lo que le da estabilidad en el eje vertical. Al ser alimentado a contracorriente en sentido vertical, este lecho sigue el comportamiento descrito por la ecuación [1.12] hasta que se alcanza una velocidad superficial que iguala la caída de presión con el peso de las partículas. Esto produce el fenómeno conocido como fluidización, que comporta la elevación de las partículas que forman el medio filtrante. Se supone que estas entran en un movimiento armónico, ya que la fuerza de la gravedad no deja de actuar y al elevarse en sentido vertical, la fricción con el fluido baja de intensidad, lo que provoca una desaceleración del movimiento que hace que la gravedad vuelva a dominar la escena y las partículas vuelven a caer, hasta que la fricción y la velocidad ascensional vuelven a vencer la gravedad y las partículas vuelven a ascender. Esto se comprende mejor si se representa gráficamente, tal y como se muestra en la figura 1.9, donde se representa la predicción de la posición teórica de una partícula determinada si se comportara de forma ideal y no interactuara con las partículas que la rodean.

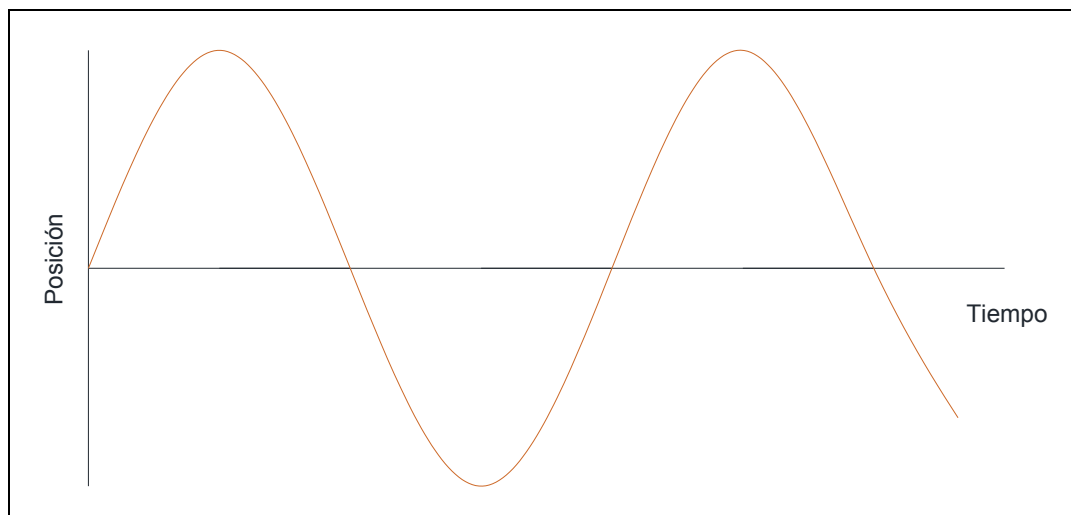


Figura 1.9. Evolución de la posición de una partícula en función del tiempo transcurrido una vez se alcanza la velocidad de fluidización. (Elaboración propia).

Como se ha mencionado, este comportamiento teórico se ve modificado por la presencia de más partículas alrededor ya que, al ser partículas no homogéneas, el comportamiento varía. El impacto de unas partículas con otras es positivo en el sentido de que favorece el desprendimiento de la contaminación adsorbida en las partículas. Se han desarrollado gran cantidad de modelos para predecir con más o menos precisión la expansión (fluidización) de medios filtrantes (Richardson y Zaki, 1954; Wen y Yu, 1966; Riba y Couderc, 1977; Gibilaro et al., 1986; Khan y Richardson, 1990; Akgiray y Soyer, 2006), pero la mejor manera de saber cómo se comportará un medio granular bajo unas determinadas condiciones, es realizar una prueba de laboratorio, pues la capacidad predictiva de los modelos de fluidización no es, en general, buena.

La caída de presión en un medio granular expandido se mantiene constante una vez se supera la velocidad de fluidización (McCabe et al, 2001). Esto es así porque cuanto más expandido está el medio filtrante, más espacio deja al fluido (cavidades más grandes) y por lo tanto, la fricción entre partículas y medio filtrante es menor.

1.4.3.3. Materiales utilizados como medios granulares

La arena silícica es el material más usual en los filtros de matriz granular utilizados en riego por goteo (Nakayama et al., 2007). Sin embargo, recientemente otros materiales han cobrado interés, como es el caso del vidrio reciclado triturado, que ha sido probado para tratar aguas depuradas ofreciendo un resultado similar al que se obtiene con la arena silícica. Este material ofrece una ventaja desde el punto de vista ambiental, pues permite reutilizar un residuo (Horan y Lowe, 2007; Hu y Gagnon, 2006; Rutledge y Gagnon, 2002; Soyer et al., 2010). El uso de materiales reciclados como medio filtrante ayuda a reducir la energía utilizada en la vida útil del filtro, que es mayor en el caso de los filtros de matriz granular (Diotto et al., 2014). En la figura 1.10 se muestra una imagen de arena silícica y vidrio triturado utilizado en filtración.

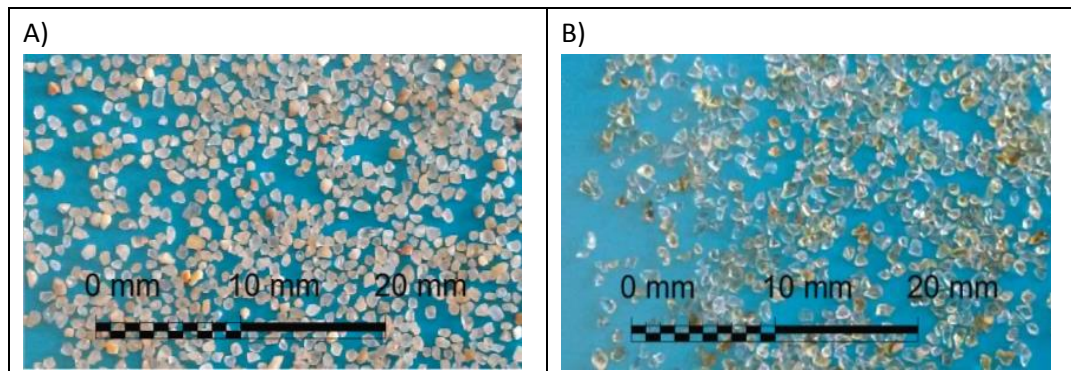


Figura 1.10. Fotografía escalada de materiales típicamente utilizados como medio granular en filtración. A) Arena silícica tamizada de granulometría de 0,63 a 0,75 mm. B) Vidrio reciclado triturado tamizado de granulometría de 0,63 a 0,75 mm. (Elaboración propia)

1.4.3.4. Incidencia del drenaje en el comportamiento hidráulico de los filtros de matriz granular

En un filtro de matriz granular el medio filtrante tiene que estar soportado de alguna manera y el agua que lo atraviese tiene que ser evacuada del medio. Esta función la desempeña el drenaje del filtro. En filtros presurizados, el drenaje normalmente está formado por una cantidad importante de piezas metálicas o de plástico que se distribuyen uniformemente en el fondo del filtro de manera que se aproveche la mayor parte de la superficie del filtro.

Trabajos previos han identificado que en el mercado existen principalmente dos tipos de drenajes de filtros de matriz granular (Burt, 2010; Mesquita et al., 2012). El primer tipo consiste en una colección de piezas con ranuras que se machihembran una con otra formando tubos ranurados tal y como se muestra en la figura 1.11. Estos tubos ranurados confluyen en un colector en forma de estrella.

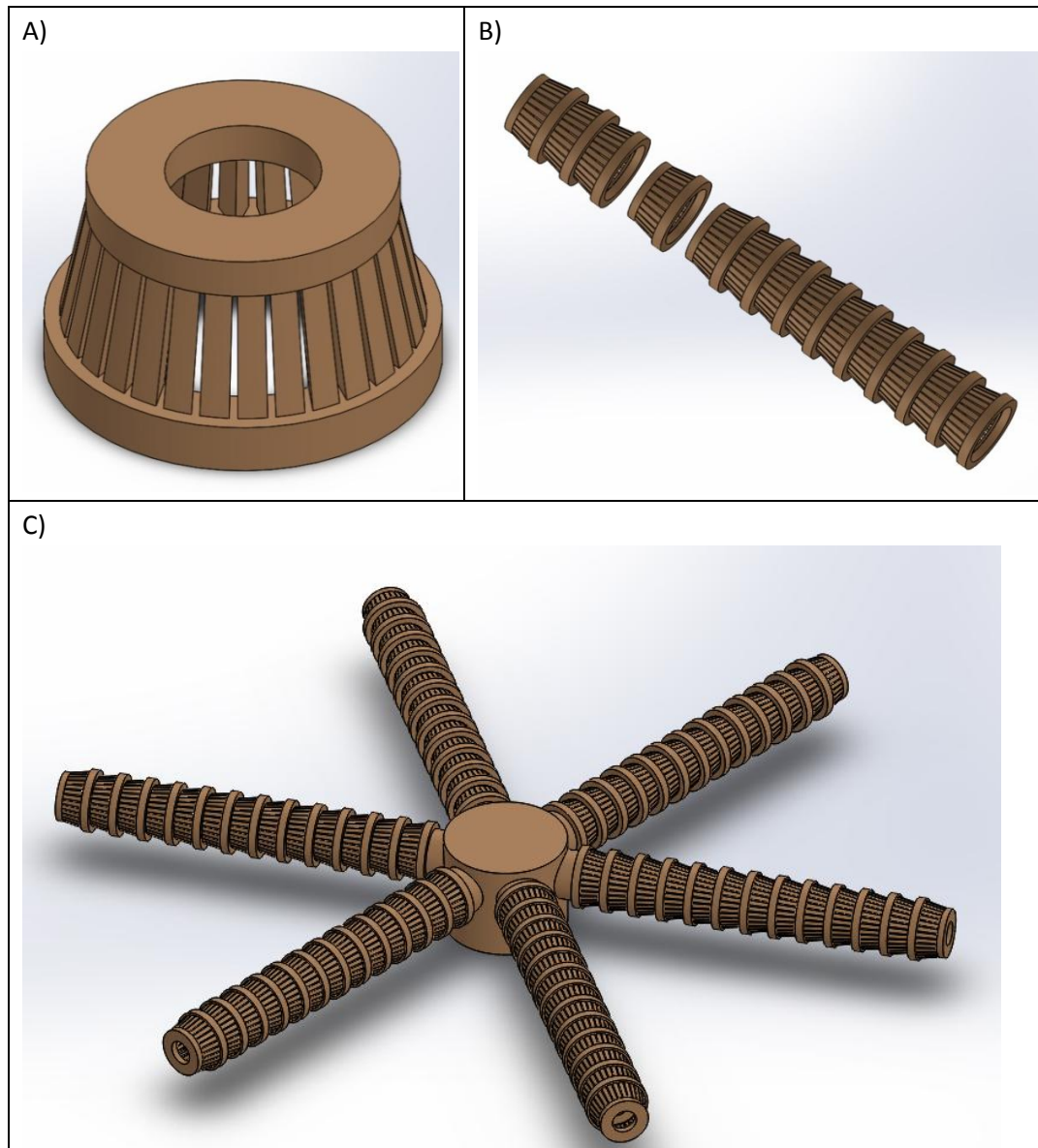


Figura 1.11. Drenaje formado por brazos colectores en forma de estrella. A) Pieza básica ranurada; B) Brazo formado por un machihembrado de piezas básicas; C) Brazos montados sobre colector. (Elaboración propia).

Puede observarse que, al alejarse del colector, los brazos se separan los unos de los otros. Por este motivo, cuando los filtros tienen un diámetro muy grande, se instala un segundo juego de brazos para así crear un segundo plano de drenaje los brazos del cual se intercalan entre los brazos del primero. En otros casos, los brazos se montan sobre un colector horizontal de manera que la disposición final de los brazos es en paralelo.

Este sistema presenta algún problema de funcionamiento, ya que la uniformidad del flujo en el medio filtrante próximo al drenaje puede ser muy baja. Debido a la longitud de los brazos y a los pasos que resultan del machihembrado se genera una importante caída de presión. Además, el medio filtrante que se encuentra por debajo de los brazos no trabaja ya que no hay flujo en esa parte. Otro problema es que esta parte del medio

filtrante no se lava bien, ya que cuando se entra en fase de contralavado, el agua tiende a avanzar de abajo hacia arriba quedando zonas muertas bajo el drenaje.

El segundo sistema de drenaje más comúnmente instalado en filtros de arena presurizados es el de crepinas insertadas en placa de fondo. Las crepinas están formadas por una cúpula ranurada montada sobre un colector y con una tapa que da cierta estanqueidad al conjunto. En la figura 1.12 se muestra un drenaje formado por crepinas insertadas en placa de fondo.

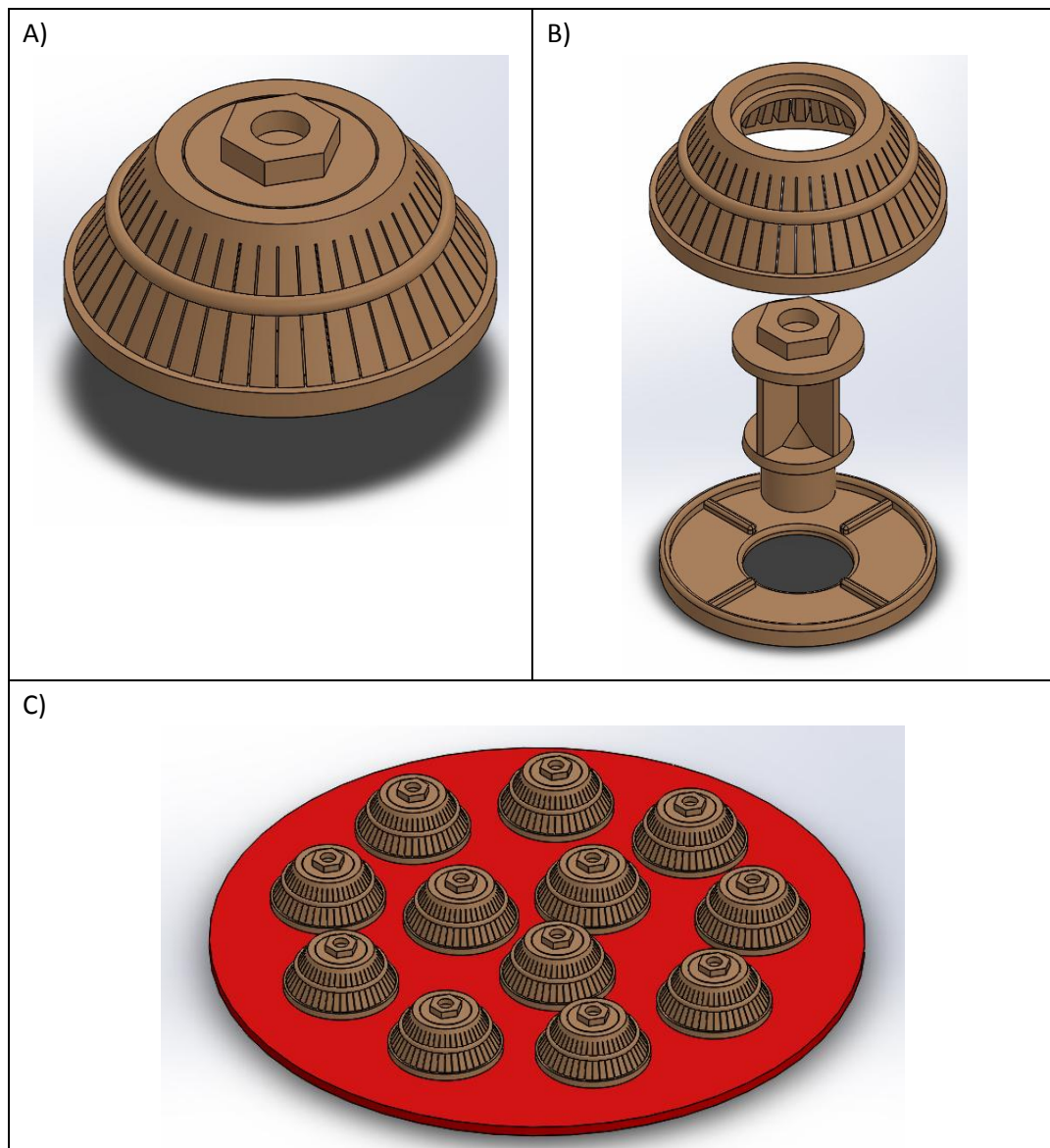


Figura 1.12. Drenaje formado por crepinas insertadas en placa. A) Crepina montada; B) Crepina, vista explosionada; C) Crepinas instaladas en placa. (Elaboración propia).

Las crepinas se distribuyen por el fondo del filtro permitiendo un flujo mucho más uniforme que en el sistema descrito anteriormente. Sin embargo, el paso por el interior del colector de la crepina es realmente estrecho, con lo que el flujo se comprime mucho en este paso y se genera una caída de presión importante. No obstante, este sistema impide la aparición de zonas sin flujo en el medio filtrante, ya que el medio filtrante descansa sobre la placa de fondo donde se insertan las crepinas

y las ranuras prácticamente llegan hasta la altura de los últimos granos de arena. Esta disposición favorece también el lavado, ya que toda la columna de medio filtrante se moviliza cuando se introduce agua a contracorriente.

Existen otros diseños que son combinación de los dos sistemas anteriormente descritos (Burt, 2010). Básicamente son brazos que se unen a un colector central o brazos paralelos, sobre los cuales se insertan crepinas.

Como se ha explicado, por la geometría del drenaje, se genera una importante caída de presión que no contribuye a mejorar la calidad del agua filtrada, por lo que se podría afirmar que es una caída de presión no productiva. Arbat et al. (2011) encontraron que la caída de presión entre la cabeza del lecho filtrante y la zona próxima a la crepina era un 35% de la caída de presión en el conjunto del filtro. A la vista de los pocos estudios publicados, se concluye que en la zona del drenaje es donde se encuentra más campo de mejora para reducir pérdidas de carga en un filtro, y por consiguiente, mejorar su eficiencia energética. En este sentido, Arbat et al. (2013) desarrollaron un modelo analítico para predecir la caída de presión en filtros que, si bien permitía predecir cuál sería la caída de presión en un determinado filtro, no consideraba una geometría realística con lo que no se podía predecir la caída de presión cuando se variaba el diseño de los elementos interiores y de drenaje. Por lo tanto, para comprender como influyen en el comportamiento hidráulico de un filtro los cambios en el diseño del drenaje, es necesario utilizar técnicas más potentes como es la dinámica de fluidos computacional.

1.4.3.5. Características del flujo en filtros de arena

El número de Reynolds representa la relación entre los esfuerzos inerciales y los esfuerzos viscosos que actúan sobre un fluido y se calcula con la ecuación [1.13].

$$Re = \frac{v \cdot D \cdot \rho}{\mu} \quad [1.13]$$

Donde: Re: número de Reynolds (adimensional); v: velocidad del fluido (m/s); D: diámetro de la conducción, en medios porosos: diámetro de partícula (m) ρ : densidad del fluido (kg/m^3); μ : viscosidad (Pa·s).

En el medio poroso hay que tener en cuenta que la velocidad superficial queda modificada por la porosidad del material.

Cuando los esfuerzos inerciales superan en 500 veces a la viscosidad, se considera que el flujo es turbulento. En la figura 1.13 se muestra un esquema donde se representan las condiciones de flujo en cada parte del filtro.

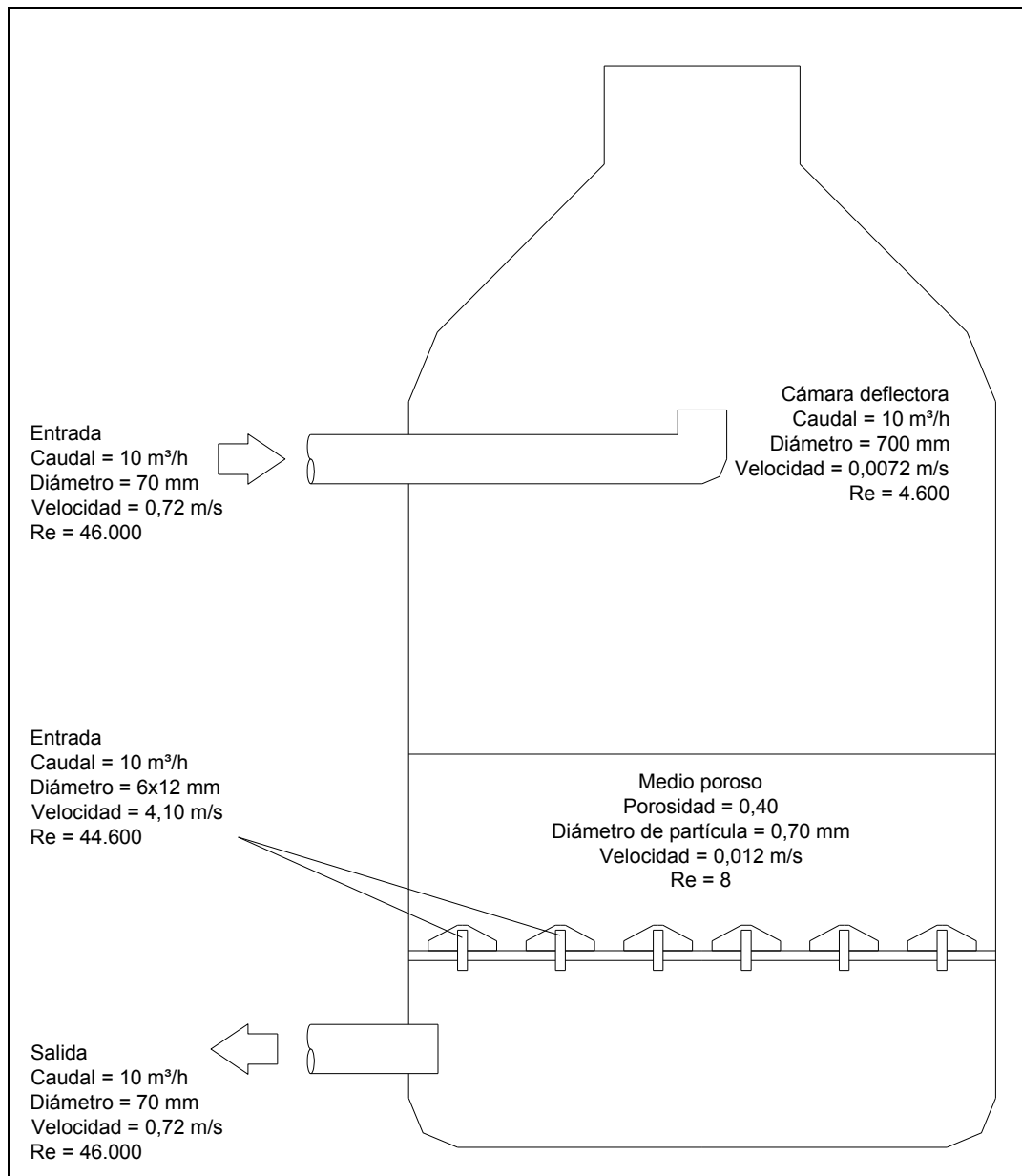


Figura 1.13. Esquema hidrodinámico de un filtro de matriz granular, de 0,70 m de diámetro funcionando a 10 m³/h con un medio granular de 0,70 mm de diámetro equivalente de partícula. (Elaboración propia).

Se puede observar que el régimen fluidodinámico dominante en todo el filtro es el turbulento exceptuando el medio filtrante.

1.5. DINÁMICA DE FLUIDOS COMPUTACIONAL (CFD)

La necesidad de transportar agua es muy antigua y originó los primeros estudios sobre dinámica de fluidos, que consistían en observaciones empíricas que concluyeron con algunos artilugios como por ejemplo el tornillo de Arquímedes (siglo III a. C.), que se puede reconocer como la primera bomba hidráulica, o el motor reactivo de Herón (siglo I d. C.), que se puede considerar una máquina de vapor primitiva y que no pasó nunca de ser poco más que un juguete que terminó en el olvido de la era oscura que fue para la ciencia la Edad Media. Con el Renacimiento se retomó el interés para el estudio de los fluidos en movimientos por parte de humanistas como Leonardo Da Vinci, que fue el primero en enfocar científicamente el estudio de la meteorología, la hidrostática y la hidrodinámica entre muchas otras disciplinas. Pero seguían siendo estudios empíricos y no fue hasta el siglo XVII con la publicación del Libro II de los principios de Isaac Newton (1687) que se abordó el estudio de la dinámica de fluidos con explicaciones matemáticas que sentaron las bases para que, en la primera mitad del siglo XVIII, los integrantes de la llamada escuela de Basilea (de donde salieron Daniel Bernoulli y Leonhard Euler, entre otros) dieran el empujón teórico fundamental a la disciplina. No obstante, las ecuaciones que describen el movimiento viscoso de los fluidos no se formularon hasta finales del siglo XIX, y los avances teóricos que sentaron las bases para la dinámica de fluidos computacional, muy ligada a la evolución de la informática, no se produjeron hasta el siglo XX (Tokaty; 1971).

La técnica conocida como dinámica de fluidos computacional (CFD, por sus siglas en inglés *Computational Fluid Dynamics*) es una buena herramienta para el estudio de sistemas hidráulicos, pues la correlación con la realidad es muy elevada, dándole una capacidad predictiva muy buena. Hasta hace poco, la aplicación de esta técnica quedaba restringida por la elevada capacidad de cálculo que requiere. Con la evolución de las computadoras personales (PC) que se ha dado de forma continuada en las últimas décadas, la capacidad de un buen ordenador de sobremesa es suficiente para utilizar CFD de forma ágil en muchas aplicaciones.

La idea básica del funcionamiento del CFD consiste en simular el comportamiento hidráulico de un diseño a partir de su modelo en tres dimensiones. Este modelo se discretiza en un número de elementos finitos suficiente como para interpretar correctamente la geometría real del dominio del caso de estudio. En la malla de elementos finitos que se forma se aplican las ecuaciones de conservación de la masa y la energía bajo unas condiciones de contorno impuestas por el usuario, obteniendo como resultado una representación del flujo hidráulico en tres o cuatro dimensiones, pues permite realizar cálculos en estado transitorio. Los resultados muestran los puntos críticos del diseño, los cuales muchas veces pasan desapercibidos por los más expertos ingenieros hidráulicos.

No existe una gran cantidad de posibilidades a la hora de escoger un software para llevar a cabo simulaciones mediante CFD. Básicamente se pueden clasificar en dos grandes grupos. Los que discretizan el modelo 3D en una malla desestructurada, entre los que se encuentra como referencia el paquete informático ANSYS, y los que discretizan el modelo 3D en una malla cartesiana, entre los que se encuentra el CFD que incorpora SolidWorks, el SolidWorks FlowSimulation. Las mallas cartesianas reducen la geometría del modelo a cubos

dispuestos ordenadamente. Al utilizar cubos, es más difícil interpretar correctamente la posible curvatura o los cambios de trayectoria no cartesianos, los cuales se solucionan dividiendo el espacio finito en más elementos. Es fácil comprender el concepto comparando esta técnica con la fotografía digital, ya que cuantos más píxeles mejor es la resolución. De un modo parecido funcionan las mallas desestructuradas pero, en este caso, los elementos finitos que se generan son hexaedros o tetraedros irregulares, con lo que se puede interpretar perfectamente los cambios de trayectoria no cartesianos (la inmensa mayoría) e incluso adaptarse bien a una superficie curva. Estas mallas están formadas por centenares de miles (o millones) de elementos.

Buena parte de los esfuerzos vertidos en la investigación con CFD han sido destinados a la programación y a desarrollar una interfaz intuitiva entre el usuario y la aplicación. Con esto, se han conseguido un buen número de productos comerciales que funcionan bien sin necesidad de tener grandes conocimientos de informática y programación. No obstante, por el interés que representa, seguidamente se presentan las ecuaciones de Navier-Stokes, principales reglas de funcionamiento de la dinámica de fluidos computacional (ANSYS Fluent, 2009a).

a) Ecuaciones de conservación de la masa

La ecuación de conservación de la masa, o ecuación de continuidad, se puede describir como:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho v) = S_m \quad [1.14]$$

La ecuación [1.13] es la forma general de la conservación de la masa y es válida tanto por flujos incompresibles como compresibles, siendo S_m la fuente de entrada de masa.

Para geometrías bidimensionales axisimétricas, la ecuación de continuidad es:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (\rho v_x) + \frac{\partial}{\partial r} (\rho v_r) + \frac{\rho v_r}{r} = S_m \quad [1.15]$$

Donde x es la coordenada axial, r es la coordenada radial, v_x es la velocidad axial, v_r es la velocidad radial (m).

b) Ecuaciones de conservación de la energía

La conservación de la energía en el interior de un dominio de referencia (no acelerado) se describe como:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho v) + \nabla \cdot (\rho v v) = -\nabla p + \nabla \cdot (\tau) + \rho g + F \quad [1.16]$$

Donde p es la presión estática, τ es el tensor tensional, y ρg y F son la fuerza de la gravedad y las otras fuerzas externas actuantes sobre el cuerpo del fluido, respectivamente. El tensor tensional τ se define como:

$$\tau = \mu \left[(\nabla v + \nabla v^T) - \frac{2}{3} \nabla \cdot v I \right] \quad [1.17]$$

Donde μ es la viscosidad molecular, I es el tensor unitario, y el segundo término de la derecha es el efecto de la dilatación volumétrica, donde T es la temperatura.

Para geometrías bidimensionales axisimétricas (como tuberías u otros elementos de transporte de fluidos), las ecuaciones de conservación del momento axial y radial vienen dadas por las ecuaciones [1.17], [1.18] y [1.19].

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(\rho v_x) + \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial x}(r \rho v_x v_x) + \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r}(r \rho v_r v_x) = -\frac{\partial p}{\partial x} + \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial x} \left[r \mu \left(2 \frac{\partial v_x}{\partial x} - \frac{2}{3} (\nabla \cdot v) \right) \right] + \\ \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left[r \mu \left(\frac{\partial v_x}{\partial r} + \frac{\partial v_r}{\partial x} \right) \right] + F_x \end{aligned} \quad [1.18]$$

y

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(\rho v_r) + \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial x}(r \rho v_x v_r) + \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r}(r \rho v_r v_r) = -\frac{\partial p}{\partial r} + \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial x} \left[r \mu \left(\frac{\partial v_r}{\partial x} + \frac{\partial v_x}{\partial r} \right) \right] + \\ \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left[r \mu \left(2 \frac{\partial v_r}{\partial r} - \frac{2}{3} (\nabla \cdot v) \right) \right] - 2 \mu \frac{v_r}{r^2} + \frac{2}{3} \frac{\mu}{r} (\nabla \cdot v) + \rho \frac{v_z^2}{r} + F_r \end{aligned} \quad [1.19]$$

Siendo

$$\nabla \cdot v = \frac{\partial v_x}{\partial x} + \frac{\partial v_r}{\partial r} + \frac{v_r}{r} \quad [1.20]$$

y donde v_r es la velocidad del vórtice.

c) Modelo de turbulencia

Las ecuaciones presentadas en a y b funcionan para valores promedio de velocidad. Los valores promedio de velocidad y presión coinciden con los valores instantáneos reales cuando el flujo es laminar, pero en régimen turbulento, los valores instantáneos de velocidad real en cada punto de estudio se ve afectado por la aparición de turbulencias.

El modelo $k-\varepsilon$ es el más adecuado (Argyropoulos y Markatos, 2015) siendo el más adecuado el *standard k-ε* (Al-Muhammad et al., 2016).

Las ecuaciones anteriores expresan la complejidad de la dinámica de fluidos pues no solamente son complejas de forma, sino que además son complicadas de usar ya que se deben aplicar en cada uno de los puntos de la malla (que puede estar formada por centenares de miles o millones de elementos) creándose sistemas de millones de ecuaciones que, por una cuestión de tiempo, son imposibles de resolver manualmente. Pero no hay ningún tipo de duda que es la manera más precisa de representar el movimiento de los fluidos a partir de la geometría del espacio donde se desarrolla este movimiento.

Si es necesario, los programas más potentes permiten trabajar en estado transitorio e incluso introducir diversas fases fluidas para estudiar, por ejemplo, la relación entre agua y aire.

Para comprobar la bondad de un modelo realizado con CFD, lo mejor es poder contrastar los resultados de la modelización con resultados obtenidos de forma experimental. Si se diera el caso que fuera imposible (o inviable) conseguir resultados experimentales, se

puede contrastar la solución comparando el modelo con una geometría idéntica pero discretizada en un mayor número de elementos y este último con otro con aún más elementos y comprobando que la diferencia entre los resultados no supera un porcentaje que se fija en el 1% (Celik et al., 2008).

En la investigación en el campo de la ingeniería agrícola, no son pocas las aplicaciones que se le ha dado al CFD, por ejemplo, se ha usado para estudiar la ventilación de granjas (Rojano et al., 2015; Kwon et al., 2015) y también en el ámbito del riego agrícola, donde se encuentran trabajos para comprender mejor el comportamiento de los emisores de riego localizado (Wei et al., 2012).

En filtración con filtros de arena existen experiencias con CFD (Arbat et al., 2013) que apuntaron a la importancia que tienen los elementos de drenaje y demás componentes auxiliares para comprender las diferencias entre el comportamiento teórico de un filtro de arena con los resultados obtenidos experimentalmente. También se ha estudiado hasta qué punto el efecto de la pared tiene influencia en el comportamiento de un lecho filtrante (Miroliaei et al., 2011; Palle y Aliabad, 2013; Reddy y Joshi, 2010).

Para modelizar correctamente un filtro de arena es fundamental interpretar el comportamiento del medio granular que forma la columna filtrante. Existen diversas formas de modelizar mediante CFD el comportamiento de un medio poroso aprovechando la potencia de cálculo que ofrecen las computadoras modernas. Básicamente se trata de introducir una ecuación universal (es decir, que funcione para cualquier fluido) que defina al medio poroso. Este tipo de ecuaciones tiende a simplificar la geometría interna del lecho filtrante.

Por un lado existe un método que consiste en representar los poros del lecho como si fueran un paquete de tubos paralelos de pequeño diámetro que confluyen donde la geometría del lecho se estrecha o se ramifican donde la geometría se ensancha (McCabe et al., 2001). Esto puede representar bastante bien el comportamiento del lecho poroso si se consigue calibrar bien el modelo. Para esto, se debe introducir un coeficiente de fricción entre la pared del tubo y el fluido que interprete correctamente la tortuosidad del recorrido real libre del fluido en los poros. Además, se debe especular con la hipotética curvatura del fluido, que es la curvatura que deberían seguir los tubos ficticios.

Por otro lado, se puede considerar al medio filtrante como una masa porosa isotrópica, con el mismo comportamiento hidráulico en las tres dimensiones del espacio, que se puede representar con la ecuación de Ergun simplificada (ANSYS Fluent, 2009b) como:

$$\frac{\Delta p}{L} = \frac{1}{\alpha} \cdot \mu \cdot v + C_2 \cdot \frac{\rho}{2} \cdot v^2 \quad [1.21]$$

Donde $1/\alpha$ es coeficiente viscoso ($1/m^2$) y C_2 es el coeficiente inercial ($1/m$). Ambos coeficientes se pueden calcular a partir de los parámetros físicos que describen al medio poroso con las expresiones:

$$\frac{1}{\alpha} = \frac{150 \cdot (1-\varepsilon)}{2 \cdot (\phi \cdot D_p)^2 \cdot \varepsilon^3} \quad [1.22]$$

$$C_2 = \frac{1.75 \cdot (1-\varepsilon)}{2 \cdot \phi \cdot D_p \cdot \varepsilon^3} \quad [1.23]$$

Aun cuando se dispone de datos de los parámetros físicos, el mejor procedimiento para calibrar un medio poroso es partiendo de resultados experimentales. Estos resultados deben representar la caída de presión en un tramo de medio filtrante, con una sección uniforme y transversal al flujo, del que se conozca la altura; y, un fluido del que se conozcan la viscosidad y la densidad. En la figura 1.14 se muestra una curva típica del comportamiento de un medio filtrante en un tramo de geometría uniforme.

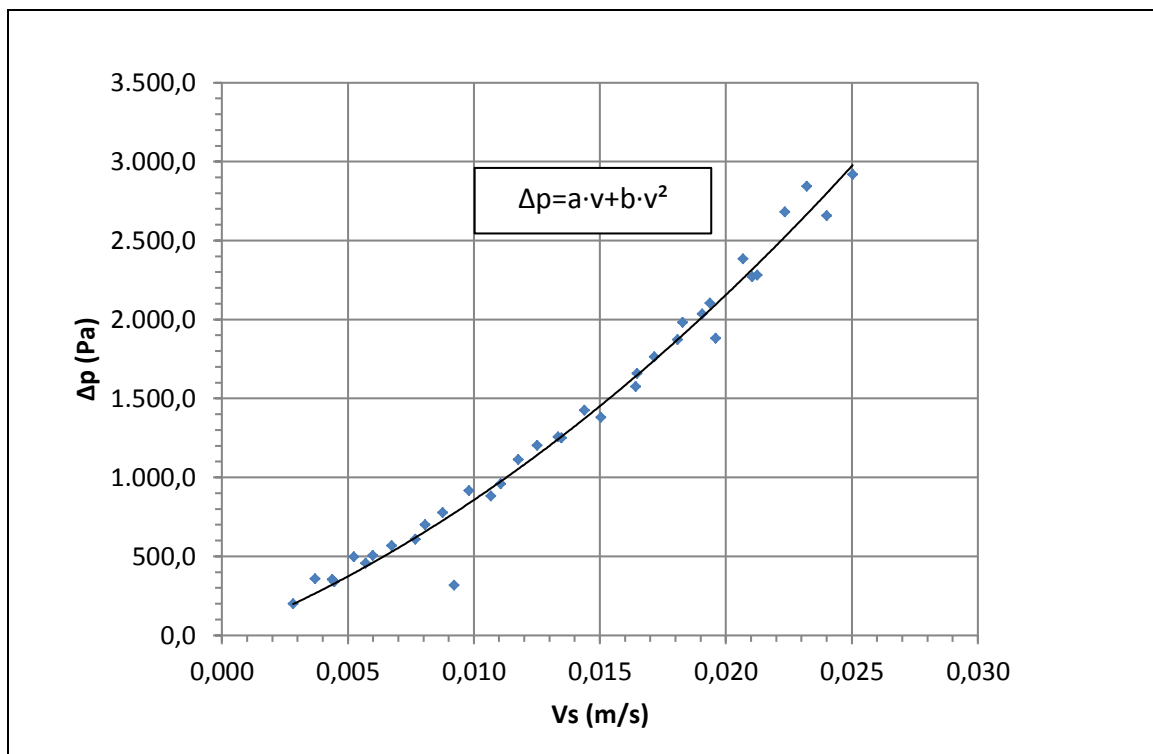


Figura 1.14. Caída de presión en un medio poroso de geometría uniforme en función de la velocidad del fluido. (Elaboración propia).

La caída de presión se puede representar en función de la velocidad como una ecuación cuadrática. Los coeficientes a y b se utilizan para determinar los coeficientes de descarga viscoso e inercial tal y como se muestra en las ecuaciones [1.24] y [1.25].

$$\frac{1}{\alpha} = \frac{a}{\mu \cdot \Delta L} \quad [1.24]$$

$$C_2 = \frac{2 \cdot b}{\rho \cdot \Delta L} \quad [1.25]$$

Donde ΔL es la distancia entre los puntos donde se mide la caída de presión (m).

Una vez se tiene caracterizado un medio filtrante concreto, se pueden introducir estos coeficientes en un programa de CFD para modelizar un medio filtrante de las mismas características hidráulicas pero con una geometría cualquiera. Bajo las condiciones habituales

en filtros de arena, y como se muestra en la figura 1.13, el flujo en medios porosos es laminar (ANSYS Fluent, 2017) y debe ser definido como tal.

Modelizar el contralavado de un medio granular es bastante más complicado e inexplorado. Por un lado, porque es necesario considerar un modelo de dos fases y el lecho filtrante se debe simplificar como un fluido granular. Por otro lado, las celdas tridimensionales en las que se discretiza el modelo de elementos finitos deberían ser más pequeñas que las partículas que forman el medio filtrante y esto generaría un número de elementos tan elevado que dificultaría su solución.

Una posible solución a esto sería considerar al lecho expandido como un paquete de partículas con una porosidad mayor a la del lecho en reposo. Esto también induce a errores porque en realidad las partículas del medio filtrante se encuentran en movimiento constante y es muy difícil de predecir, con un mínimo de precisión, su posición en cada momento, ya que la interfaz medio filtrante/fluido varía de forma y posición continuamente.

La capacidad predictiva de un modelo indica la fiabilidad de este y su posible utilización en casos similares. Para cuantificar la capacidad predictiva se puede utilizar el coeficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE) (Nash y Sutcliffe, 1970) que se calcula como:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - O)^2} \quad [1.26]$$

Donde O_i : caída de presión experimental en un punto específico (Pa); P_i : caída de presión predicha por la ecuación (Pa); O : caída de presión promedio del rango de puntos considerado (Pa); y N : número total de datos experimentales (adimensional).

Valores de NSE superiores a 0,90 indican una capacidad predictiva muy buena del modelo, si el valor se encuentra entre 0,80 y 0,90 es buena; y si está entre 0,65 y 0,80 es aceptable (Ritter y Muñoz-Carpena, 2013).

1.6. EVALUACIÓN AMBIENTAL MEDIANTE ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

El desarrollo sostenible es aquel que satisface las necesidades de la generación presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras, para satisfacer sus propias necesidades (Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo, 1992).

En la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Ambiente Humano celebrada en Estocolmo en 1972 surgió por primera vez el concepto “desarrollo sustentable o sostenible”, el cual pone énfasis en que el ser humano forma parte del medio ambiente y, en consecuencia, no puede haber desarrollo en un ambiente contaminado o sobreexplotado. Veinte años después, en la Cumbre de la Tierra, más conocida como la conferencia de Río de Janeiro, sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (UNCED, 1992), se marcó un hito al centrar la atención mundial en la idea de que los problemas ambientales del planeta están íntimamente relacionados con las condiciones económicas y los problemas de justicia social; definir el desarrollo sostenible como un objetivo factible en todo el mundo y aprobar el Programa 21 que exigió nuevas formas de invertir en nuestro futuro para poder alcanzar el desarrollo sostenible (Chacón, 2008).

A finales de los años sesenta del siglo XX se empezaron a desarrollar estudios de impacto ambiental ligados a la utilización de los bienes de consumo. Si bien estos estudios tomaron mucha importancia durante la década siguiente y aportaron conclusiones que contradecían ideas preconcebidas en la época (por ejemplo, se demostró falso que el plástico era ambientalmente peor que el papel o el cristal (Hunt y Franklin, 1996), una vez superada la crisis del petróleo, el tema perdió interés hasta 1988 cuando se produjo la llamada crisis de los residuos sólidos. La nomenclatura utilizada para este tipo de estudios ha variado durante el tiempo transcurrido desde sus inicios, pero en 1991, la comunidad internacional estudiosa del tema adoptó el término Análisis del Ciclo de Vida (ACV o LCA por sus siglas en inglés y de uso más extendido) que ya se utilizaba en Estados Unidos desde el año anterior, cuando en 1990 la *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) adoptó el término *Life Cycle Assessment* (LCA). Durante los años siguientes se evolucionó hacia un formato uniformizado para los LCA, con la implementación de la norma ISO 14040 en 1997 (Chacón, 2008).

Todo bien de consumo, incluso un filtro de arena, tiene un ciclo de vida durante el cual se generan los distintos impactos que afectan al medio ambiente. En términos generales, un ciclo de vida se puede resumir como el esquema de la figura 1.15.

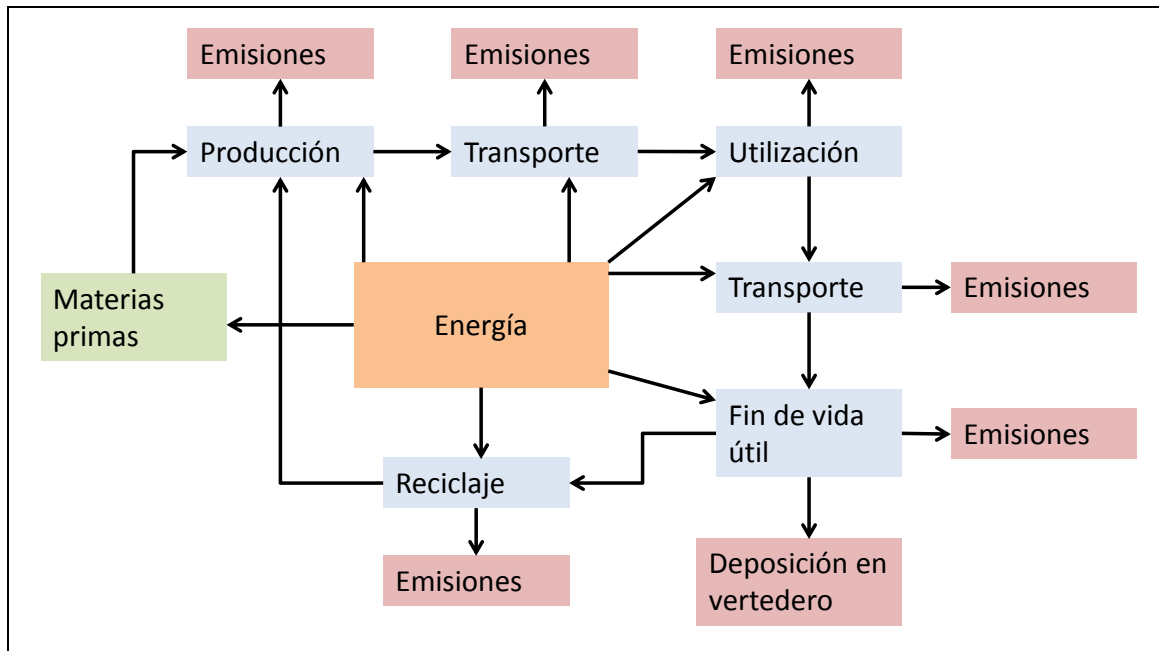


Figura 1.15. Esquema del ciclo de vida de un bien de consumo. En azul se presentan las fases de la vida útil. (Elaboración propia).

El ciclo de vida se inicia con la extracción/obtención de materias primas, que se transforman en bienes de consumo en la fase de producción. Aunque en la figura 1.15, la fase de producción se resume mucho, puede estar formada por muchas subfases distintas. Por ejemplo, en la obtención de productos de plástico partiendo de petróleo, se pasaría por una subfase de destilación, una de polimerización, una de moldeo, una de desbarbado, una de mecanización y cuantas fueran necesarias para obtener las piezas que finalmente entrarían en una subfase de montaje. Entre cada fase del ciclo de vida existe un transporte ya que normalmente los puntos de producción están muy concentrados, mientras que los puntos de utilización están dispersos. La fase de utilización consiste en dar uso al producto. El fin de vida útil es la retirada y desguace del producto. En esta última fase del ciclo de vida, se separan las partes que pueden ser recicladas y, por lo tanto, transformadas en materia prima, de las que ya no tienen ningún tipo de interés y que deben ser depositadas en vertedero o valorizadas energéticamente en centros de incineración, pirolisis, u otros.

Puede observarse que existe un flujo de material entre las distintas fases del ciclo de vida, con una entrada constante de materias primas igual a la salida de los materiales de desecho que terminan depositados en vertedero. Esto implica un proceso de agotamiento de recursos, en este caso materias primas, relacionado con el ciclo de vida de un bien de consumo. Por este motivo es importante, siempre que sea posible, reciclar o reutilizar (Schreck y Wagner, 2017).

En cada fase del ciclo de vida hay una entrada de energía, ya sea en forma de calor, electricidad o energía mecánica, siendo la energía eléctrica la más usual como formato comercial, suministrándose a los centros de producción a partir de energía térmica o mecánica. El término *mix* energético alude a la combinación de las diferentes fuentes de energía que cubren el suministro eléctrico de una región, estado o comunidad interestatal. Teniendo en cuenta el *mix* energético a nivel mundial, las fuentes de energía no renovables

(combustibles fósiles, energía nuclear, ciclo combinado) dominan por encima de las energías renovables (solar, eólica, hidroeléctrica) (Warner y Jones, 2017), por lo que el consumo energético contribuye a la reducción de recursos disponibles.

Finalmente, y no por esto menos importante, cada fase del ciclo de vida genera unas emisiones contaminantes. Estas emisiones pueden ser gases que se liberan a la atmósfera, líquidos o materiales disueltos en el agua que, a pesar de los sistemas de saneamiento y depuración de efluentes residuales, terminan en los cauces de los ríos y, finalmente, materiales sólidos que se depositan en vertedero. Incluso en los casos más ideales de control y saneamiento, las emisiones tienen un impacto complejo y a veces difícil de predecir. A las emisiones directas de los procesos de producción hay que sumarles las pérdidas procedentes de la generación de la energía consumida en dicho proceso.

Existe un gran número de categorías de impacto ambiental como consecuencia de las emisiones a lo largo del ciclo de vida de los bienes de consumo. Aunque todas las categorías tienen importancia, en aras a la concisión, únicamente se van a describir aquí las de mayor relevancia por los volúmenes emitidos y su contribución al deterioro ambiental.

Por un lado, se encuentran las emisiones que favorecen el calentamiento global. Son lo que se conocen como gases de efecto invernadero que se acumulan en la atmósfera aumentando el calor específico de esta y contribuyendo a que la temperatura global del planeta aumente (Paiva et al., 2014). Esta categoría se denomina emisiones con potencial de calentamiento global y provienen en gran medida de la combustión de derivados del petróleo, gas natural y carbón. Se expresan en kilogramos equivalentes de dióxido de carbono (kg eq. CO₂). La unidad equivalente es importante, pues, a pesar de ser el más abundante, el dióxido de carbono no es el único gas responsable de este efecto. Por ejemplo, el metano (CH₄) tiene un potencial de calentamiento global veintiuna veces superior al propio dióxido de carbono, y el óxido nítrico (N₂O) tiene un potencial trescientas diez veces superior al CO₂ (Gobierno Vasco, 2009). El calentamiento global es el reto más importante al que se enfrenta la humanidad como sociedad (IPCC, 2014) y al que se destinan grandes esfuerzos para consensuar estrategias a nivel mundial para controlar este proceso, ya que tiene implicaciones en la distribución de las masas forestales, la cota de nieve (con efecto en las reservas hídricas de algunas zonas como por ejemplo Catalunya), el nivel del mar, los fenómenos meteorológicos extremos, etc. No obstante, es muy difícil llegar a acuerdos duraderos y que se cumplan por parte de toda la comunidad internacional.

En segundo lugar, en términos de importancia, se encuentran las emisiones con potencial de acidificación atmosférica (Durham et al., 1981), las cuales se expresan como kilogramos equivalentes de dióxido de azufre (kg eq. SO₂). Entre las emisiones con potencial de acidificación atmosférica se destacan el dióxido de azufre, el óxido de nitrógeno y el dióxido de carbono. Estos compuestos, se mezclan con agua generando ácido (el dióxido de azufre se convierte en ácido sulfúrico, el óxido de nitrógeno en ácido nítrico y el dióxido de carbono en ácido carbónico) y contribuyen a que tenga lugar lo que se conoce como la lluvia ácida, que contribuye a acidificar el suelo y provoca efectos negativos sobre la vida natural o sobre las infraestructuras pues el ácido degrada los metales e incluso el hormigón (Zhu et al., 2016).

En tercer lugar, se destacan las emisiones que contribuyen en aumentar la eutrofización del agua dulce continental, que se acelera como consecuencia de la actividad humana (Serrano et al., 2017). La eutrofización es consecuencia de la entrada masiva de nutrientes en los ecosistemas acuáticos continentales, dejando de ser estos nutrientes los limitantes del desarrollo de microbiológico, promoviendo el crecimiento incontrolado de microalgas y bacterias fotosintéticas que durante las horas de luz diurna no suponen ningún problema, pero al caer la noche, degradan materia orgánica utilizando oxígeno como aceptor final de electrones con lo que la concentración de oxígeno disuelto en el agua cae de manera drástica provocando la muerte de la fauna acuática y la degradación del entorno relacionado con la masa de agua eutrofizada. Además, las condiciones anaerobias favorecen la proliferación de microorganismos patógenos como las bacterias del género *Clostridium* que suponen un peligro para la salud humana. Las emisiones con potencial de eutrofización se expresan como kilogramos equivalentes de fosfato (kg eq. PO₄) y dentro estas, se encuentran también las formas minerales y orgánicas del nitrógeno. El fosfato es el nutriente más problemático desde el punto de contaminación de ecosistemas acuáticos, pues existe un grupo de bacterias (cianobacterias, algunas de las cuales generan toxinas) que son capaces de fijar el nitrógeno atmosférico y, por lo tanto, el fosfato dispara su desarrollo.

Existen muchas más categorías de impacto asociadas a las emisiones durante el ciclo de vida, tales como la contribución a la disminución de la capa de ozono, la toxicidad humana, fotoxidación química, formación de partículas, etc. Dependiendo de la profundidad que se desee alcanzar con el análisis de ciclo de vida se pueden considerar más o menos categorías. Pero resumiendo, un análisis de ciclo de vida debe sustentarse sobre tres patas:

- 1) Reducción de recursos materiales
- 2) Consumo energético
- 3) Emisiones contaminantes.

Para poder disponer de un solo dato que resuma todos los efectos ambientales al final del estudio, es necesario un proceso de normalización que permita cuantificar las categorías con las mismas unidades y así poder sumar sus valores (Vögtlander et al., 2001). Esta unidad universal se puede obtener con ponderaciones sobre valores de referencia, de manera que los resultados se expresan sin unidad concreta, o bien se puede proporcionar un valor monetario a los efectos ambientales. La última opción probablemente es la más comprensible, ya que el dinero es la unidad más internacional que existe. A la hora de cuantificar monetariamente un material o la energía, se puede utilizar su precio de mercado. En el caso de efectos ambientales que no tienen precio de mercado, como es el caso del potencial de calentamiento global, se utilizan los precios sombra. Existen trabajos muy extensos sobre cómo transformar efectos ambientales a unidades monetarias, destacándose los de Sander de Bruyn que supusieron la publicación de *Shadow Prices Handbook* (de Bruyn, 2010). En este manual se plantean dos posibles maneras de calcular los costes ambientales. En primer lugar, calculados cómo costes de prevención, es decir, se pregunta cuánto cuesta prevenir la emisión de determinada sustancia contaminante y se establece este coste como precio sombra del efecto ambiental de esta sustancia. Al existir muchas sustancias que tienen el mismo efecto ambiental, el precio sombra termina siendo el coste ponderado de la prevención de la emisión de todas estas sustancias. En este caso, los costes ambientales se conocen como costes

sombra de prevención. En segundo lugar, el precio sombra se puede calcular a partir del coste de reparar los daños causados por un determinado efecto ambiental sin tener en cuenta la sustancia que los provoca. De esta manera, es más fácil dar un valor ponderado del coste ambiental de dicho efecto. En este caso, los costes ambientales se conocen como costes sombra de daños. Utilizar un método u otro depende del tipo de estudio que se esté realizando. Por ejemplo, en trabajos encargados por la administración pública es habitual trabajar con costes de prevención, mientras que en trabajos de promoción privada o centrados en estudiar diseños de productos de consumo, se recomienda utilizar los costes de daños.

Se ha utilizado LCA para comprobar el efecto ambiental del origen del agua utilizada en riego agrícola (Hospido et al., 2013) y el transporte de esta en canales de riego (Tanji et al., 2003) o para comparar, desde un punto de vista ambiental, el riego por aspersión y el riego por goteo (Guiso et al., 2015). Otros trabajos se han centrado en el estudio por separado del impacto de los componentes de una instalación de riego (Diotto et al., 2014) o la construcción de las tuberías de distribución (Martínez del Amo et al., 2016) y de los materiales de construcción de un mismo componente (Serrano et al., 2014). Todo esto ha conducido a considerar al LCA una herramienta imprescindible para comprender el impacto ambiental relacionado con el uso de una tecnología determinada.

Así pues, en la conjetura actual, realizar una evaluación ambiental asociada al uso de cualquier tecnología es ineludible. La forma más adecuada de evaluar el impacto ambiental de la construcción y utilización de un filtro, como de cualquier otro bien de consumo, es realizar un análisis de ciclo de vida usando los costes de daños para cuantificar el valor de los efectos ambientales derivados del ciclo de vida de dicho producto. Cabe mencionar que utilizar un filtro en el ámbito del riego localizado supone un beneficio ambiental de forma directa, pues filtrar permite aprovechar aguas de peor calidad, como el agua depurada regenerada, en instalaciones de riego localizado, incrementando así la eficiencia en el uso del agua. En otro sentido, la filtración previene la obturación de los goteros, alargando así la vida útil de la instalación, con lo que el impacto derivado del ciclo de vida de estos elementos se mitiga al reducir la tasa de reposición de material y, además, contribuye a mantener la uniformidad de distribución del agua en la parcela, lo que permite obtener una cosecha más uniforme con lo que se ahorran recursos y se garantizan los beneficios.

El estudio del ciclo de vida de un filtro para regenerar agua depurada entronca con el concepto de economía circular descrito por primera vez por Pearce y Turner (1989) que tiene como objetivo reducir tanto la entrada de materiales como la generación de desechos cerrando los bucles o flujos económicos y ecológicos de los recursos, en este caso materiales, energía y agua.

2. OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de la presente tesis es comprender como se genera la caída de presión en los filtros de matriz granular utilizados en el ámbito del riego localizado e intentar reducirla para, de esta forma, contribuir a mejorar la eficiencia energética en el conjunto de las instalaciones de riego localizado.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

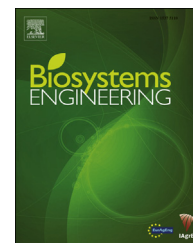
Para alcanzar el objetivo general, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- A) Caracterizar física e hidráulicamente los materiales utilizados como medio filtrante en los filtros de matriz granular para instalaciones de riego por goteo.
- B) Desarrollar un modelo de elementos finitos que permita modelizar el funcionamiento de un filtro de matriz granular mediante dinámica de fluidos computacional.
- C) Analizar detalladamente donde se generan las pérdidas de presión en el filtro.
- D) Diseñar y evaluar distintos modelos de crepina que produzcan una menor caída de presión.
- E) Evaluar del comportamiento ambiental de distintos diseños de crepina.

3. Bové, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Velayos, J., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J. 2015. Pressure drop across sand and recycled glass media used in micro irrigation filters. Biosystems Engineering, 137, 55-63.

Available online at www.sciencedirect.com

ScienceDirect

journal homepage: www.elsevier.com/locate/issn/15375110

Research Paper

Pressure drop across sand and recycled glass media used in micro irrigation filters



Josep Bové ^a, Gerard Arbat ^a, Miquel Duran-Ros ^a, Toni Pujol ^b,
Joaquim Velayos ^b, Francisco Ramírez de Cartagena ^a,
Jaume Puig-Bargués ^{a,*}

^a Department of Chemical and Agricultural Engineering and Technology, University of Girona, Carrer Maria Aurèlia Capmany, 61, 17071 Girona, Catalonia, Spain

^b Department of Mechanical Engineering and Industrial Construction, University of Girona, C. de Maria Aurèlia Capmany, 61, 17071 Girona, Catalonia, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 17 April 2015

Received in revised form

9 July 2015

Accepted 15 July 2015

Published online xxx

Keywords:

Drip irrigation

Clogging

Modelling

Granular bed

Multiple linear regression

Filtration is necessary for avoiding emitter clogging in micro irrigation systems. The pressure drop across different granular media, such as silica sand, crushed recycled glass, surface modified glass and glass microspheres of selected grain sizes ranging from 0.63 to 1.50 mm, was studied in a laboratory filter scaled from a commercial filter using tap water. Real and bulk densities, porosity, sphericity and the equivalent diameter of these media were measured. The pressure loss was also measured at filter surface velocities from 0.004 to 0.025 m s⁻¹. The pressure losses for the silica sand, crushed glass and modified glass were 39%, 27% and 10% lower than that for microspheres. The experimental results were compared with predicted values calculated using Ergun and Kozeny–Carman equations, as well as other multiple linear equations obtained with the stepwise methodology. Although the Ergun equation was the most accurate for predicting pressure drop, a newly developed equation that requires only grain size as the physical parameter of each medium also showed good performance and it may be of interest for use by irrigation engineers.

© 2015 IAGrE. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Filtration is essential for the successful operation of micro irrigation systems because it helps prevent emitter clogging caused by organic and inorganic particulate matter (Ayars, Bucks, Lamm, & Nakayama, 2007). The three common filter types used in micro irrigation systems are screen, disc and sand media filters. However, sand media filters are often considered

the standard for filtration protection of micro irrigation systems (Trooien & Hills, 2007) because emitters protected by these filters show low degrees of fouling (Capra & Scicolone, 2007; Duran-Ros, Puig-Bargués, Arbat, Barragán, & Ramírez de Cartagena, 2009a). Nevertheless, sand filters are usually more expensive than the other filter types (Pujol, Duran-Ros, Arbat, Ramírez de Cartagena, & Puig-Bargués, 2011), and they are usually only appropriate for farms with high technical and professional standards (Capra & Scicolone, 2007).

* Corresponding author. Tel.: +34 972 41 84 59; fax: +34 972 41 83 99.

E-mail address: jaume.puig@udg.edu (J. Puig-Bargués).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2015.07.009>

1537-5110/© 2015 IAGrE. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

Nomenclature

D_a	average grain size, m
D_{eq}	particle equivalent diameter, m
m	grain or medium mass, kg
NSE	Nash and Sutcliffe coefficient of efficiency, dimensionless
O	average observed pressure loss, Pa
O_i	observed pressure loss, Pa
P_i	predicted pressure loss, Pa
RMSE	root mean square error, Pa
v_s	flow surface velocity, m s^{-1}
V_f	final volume of the medium and water mix, m^3
V_m	medium volume, m^3
V_w	volume of water, m^3
$\Delta p/\Delta L$	pressure drop per unit length across the filtering medium, Pa m^{-1}
ε	media porosity, dimensionless
μ	water viscosity, Pa s
ρ	water density, kg m^{-3}
ρ_b	medium bulk density, kg m^{-3}
ρ_r	real density of the filtration medium, kg m^{-3}
ψ	particle sphericity, dimensionless

Pressure drop is a parameter that irrigation engineers must know to properly design and manage filters because it is related to water and energy consumption as well as filter efficiency (Duran-Ros, Puig-Bargués, Arbat, Barragán, & Ramírez de Cartagena, 2009b). The pressure drops in a sand filter are caused by the friction loss due to the internal auxiliary elements (diffuser plate and nozzle underdrain) of the filter and the resistance presented by the media (Burt, 2010; Testezlaf, 2008). The auxiliary elements have a strong effect on pressure loss (Arbat et al., 2011; Mesquita, Testezlaf, & Ramirez, 2012). Arbat et al. (2013) determined that approximately 35% of the pressure loss occurs between the top of the bed media and a short distance from the nozzle underdrain. However, the different authors who have analysed the head loss across micro irrigation sand media filters (Arbat et al., 2011, 2013; Duran-Ros, Arbat, Barragán, Ramírez de Cartagena, & Puig-Bargués, 2010; Elbana, Ramírez de Cartagena, & Puig-Bargués, 2013; Mesquita et al., 2012) have typically measured the overall filter pressure loss without determining the pressure drop for each filter component.

There are different models for predicting the hydraulic behaviour of different granular materials. Because there is a general consensus on its accuracy, the Ergun equation (Eq. (1)) has been extensively used to predict head losses in filter media (McCabe, Schmith, & Harriot, 2001):

$$\frac{\Delta p}{\Delta L} = 150 \frac{\mu v_s}{D_{eq}^2 \psi^2} \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} + 1.75 \frac{\rho v_s^2}{D_{eq} \psi} \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon^3} \quad (1)$$

where $\Delta p/\Delta L$ is the pressure loss per unit length across the filtering medium (Pa m^{-1}), μ is the viscosity of water (Pa s), D_{eq} is the particle equivalent diameter (m), ψ is the sphericity (dimensionless), ρ is the fluid density (kg m^{-3}), ε is the media porosity (dimensionless) and v_s is the flow surface velocity (m s^{-1}).

Although the application of the Ergun equation is strictly only valid for the limiting case of an infinite packed bed (Choi, Kim, & Kim, 2008; Nemeč & Levec, 2005), Arbat et al. (2013) found that it was well suited to predict the pressure drop across the filter bed although not in the area where the filter underdrains are placed due to non-uniform flow in this region.

Another option is to use the Kozeny–Carman equation (Eq. (2)), which only considers the first term of the Ergun equation, and it adopts a different value of the coefficient (McCabe et al., 2001):

$$\frac{\Delta p}{\Delta L} = 180 \frac{v_s \mu}{D_{eq}^2 \psi^2} \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \quad (2)$$

For the appropriate use of both the Ergun and Kozeny–Carman equations, certain physical parameters of the media such as the porosity, sphericity and equivalent diameter must be determined; alternatively, the models consider the media particles as spheres (Soyer & Akgiray, 2009; Trahan et al., 2014). Media particles such sand particles are not perfect regularly sized spheres but irregular shapes with a range of sizes; therefore, filtration for a given particle size depends upon these properties (Nakayama, Boman, & Pitts, 2007). Because these parameters are not easy to determine, practitioners typically use the reference values that appear in the literature. However, according to Soyer, Akgiray, Eldem, and Saatçır (2010), the selection of the appropriate values is critical because sphericity affects porosity, which in turns affects several dynamic properties of the medium such as the clean bed head loss, the capacity of the bed for retaining solids and the morphology of the retained solids.

Silica sand is the most commonly used micro irrigation filter media (Nakayama et al., 2007); however, recently, other materials such as recycled glass have been used in wastewater treatment because they exhibit similar or better filter removal efficiencies. These materials also allow part of the material rejected in glass recycling to be used (Horan & Lowe, 2007; Hu & Gagnon, 2006; Rutledge & Gagnon, 2002; Soyer et al., 2010). The use of recycled materials as filtration media may also help reduce embodied energy, which is greater for sand filters (Diotto, Folegatti, Duarte, & Romanelli, 2014). However, there is a lack of information about the behaviour of these materials in media filters commonly used for micro irrigation systems.

The first objective of this study was to assess the pressure loss differences across a filter bed caused by different characteristics of the materials that can be used in media filters for micro irrigation. The second objective was to identify equations that can predict pressure losses using parameters that can be easily determined.

2. Materials and methods

2.1. Filter media

Four filter media types (Table 1 and Fig. 1) were used in the experiments. Silica sand (Sibelco Hispania, Bilbao, Basque Country, Spain) was obtained from a quarry, and

Table 1 – Different filter media used in the experiments.

Medium	Grain size range (mm)
Silica sand	0.75–0.85
	0.63–0.75
Crushed recycled glass	0.85–1.50
	0.75–0.85
Surface modified glass	0.63–0.75
	0.75–0.85
Microspheres	0.63–0.75
	0.63–0.75

then it was washed and dried. Crushed recycled glass (Astralpool, Sabadell, Catalonia, Spain) was cleaned and dried from glass obtained from glass recycling. The surface modified glass (Dryden Aqua, Edinburgh, Scotland, United Kingdom) was submitted to an activation process that increased its surface area and to make it negatively charged. The glass microspheres (Sovitec, Fleurus, Wallonia, Belgium) were manufactured from selected flat glass. An average mass of 60 kg of each medium material was sieved through different stainless steel screens to obtain fractions of 15 kg within a desired grain size range (Table 1). These different fractions were sieved again to ensure that they were as pure as possible. Following this procedure, the average purity of the fractions was 96.6%, and ranged from 93.1% to 98.1%.

2.2. Physical characteristics of the filter media

For each filter medium, the following physical parameters were determined: bulk density, real density, equivalent diameter, porosity and sphericity. Three replications were carried out for each measurement.

The bulk density was obtained using a GX-400 balance (AND, San Jose, CA, USA) (precision ± 0.01 g) for 400 ml of each medium previously measured with a graduated cylinder. The bulk density was computed as follows:

$$\rho_b = \frac{m}{V_m} \tag{3}$$

where ρ_b is the bulk density (kg m^{-3}), m is the weighed medium mass (kg) and V_m is the medium volume (m^3).

After the determination of the bulk density, 400 ml of water were added to 400 ml of the filter media. Then, the total volume was measured in the graduated cylinder, and the real density was calculated as:

$$\rho_r = \frac{m}{V_f - V_w} \tag{4}$$

where ρ_r is the real density of the filtration medium (kg m^{-3}), V_w is the volume of the added water (m^3) and V_f is the final volume of the medium and water mixture (m^3).

The medium porosity (ϵ) is a fraction of the volume of voids over the total volume. The porosity can be computed as a ratio between the bulk and real density:

$$\epsilon = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_r} \tag{5}$$

The equivalent diameter is the diameter of a sphere with a volume equal to the average volume of the media grains (Soyer & Akgiray, 2009). Six hundred large grains and a thousand small grains were counted, and then the overall mass was measured to calculate the average grain mass. Using the real density previously obtained, the equivalent diameter of a sphere with the average grain volume was computed as follows:

$$D_{eq} = \left(\frac{6 m}{N \rho_r \pi} \right)^{\frac{1}{3}} \tag{6}$$

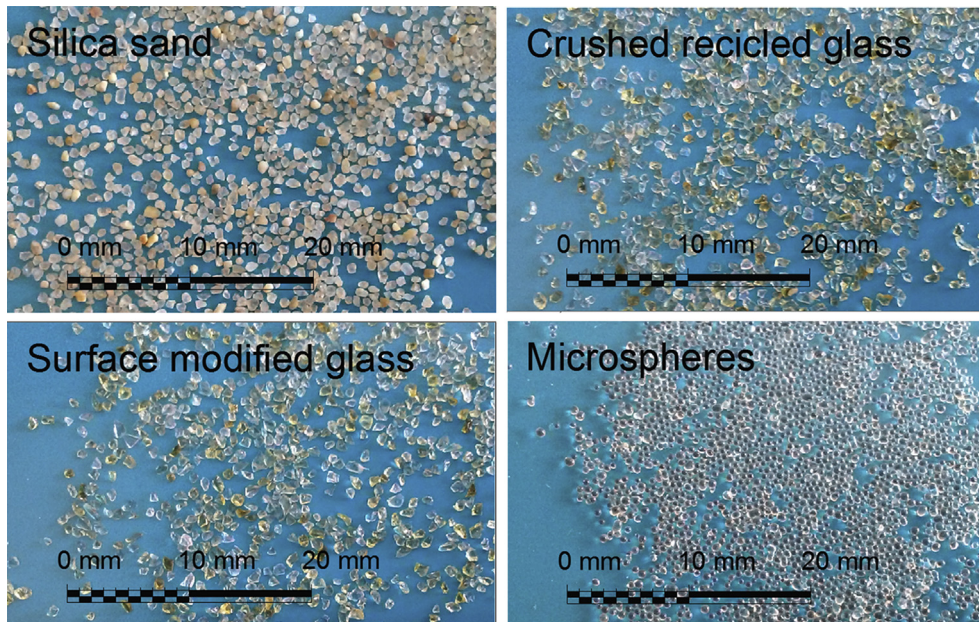


Fig. 1 – Comparison of the visual aspect of the four tested media with a grain size between 0.63 and 0.75 mm.

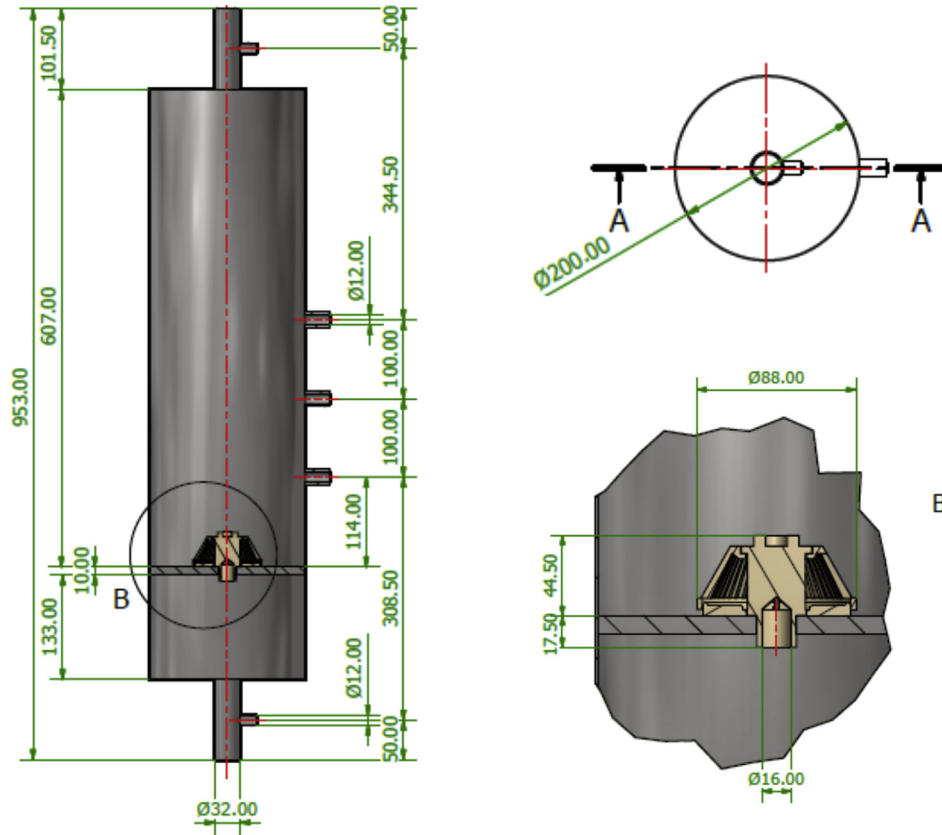


Fig. 2 – Dimensions (in mm) of the scaled filter and location of the digital manometers.

where D_{eq} is the equivalent diameter (m), m is the total mass of the grains that were counted (kg) and N is the total number of grains.

Sphericity, or shape factor, is the ratio of the surface area of an equivalent volume sphere to the actual surface area of a particle (Droste, 1997). Following Soyer and Akgiray (2009). Sphericity was determined by adjusting the Ergun equation (Eq. (1)) using experimental data. In this case, a regression was carried out maximising the Nash and Sutcliffe (1970) coefficient of efficiency, which was computed as:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - O)^2} \quad (7)$$

where NSE is the Nash–Sutcliffe coefficient of efficiency; O_i is the observed pressure loss (Pa); P_i is the predicted pressure loss (Pa); and O is the average observed pressure loss (Pa).

2.3. Experimental setup

The experiment was carried out with a scaled filter from a commercial sand filter as described by Arbat et al. (2013). The filter surface velocity (between 0.004 and 0.025 m s⁻¹) was used to scale the filter geometry. The scaled filter (Fig. 2) had an inner diameter of 200 mm and a total length of 750 mm. An inner plate measuring 10 mm thick was welded 133 mm above the bottom of the filter to fit the underdrain element (nozzle) and to support the sand. Above this plate, the filtration media

was placed up to a height of 317 mm. Across the filtration bed, three Leo 2 (Keller, Winterthur, Switzerland) digital manometers ($\pm 0.07\%$ accuracy) were placed at 100 mm intervals to measure the pressure. Two ball valves were placed at the filter inlet and outlet to adjust the pressure.

A screen filter (Regaber, Parets del Vallès, Catalonia, Spain) with a 165 mm inside diameter, 508 mm inlet and outlet pipe size and a 120 μm filtration level was installed between the

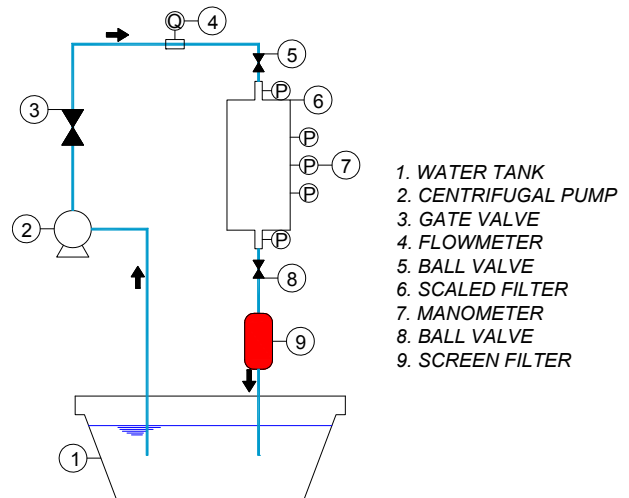


Fig. 3 – Experimental layout of filtration configuration.

Table 2 – Average ± standard deviation of the different physical parameter.

Medium	Average grain size (mm)	ρ_b (kg m ⁻³)	ρ_r (kg m ⁻³)	ϵ	D_{eq} (mm)	ψ
Silica sand	0.80	1508.0 ± 33.1	2510.0 ± 55.1	0.40 ± 0.000	0.922 ± 0.019	0.890
	0.69	1478.0 ± 17.3	2410.0 ± 11.8	0.42 ± 0.008	0.715 ± 0.015	0.890
Crushed recycled glass	1.18	1386.0 ± 13.5	2420.0 ± 20.6	0.43 ± 0.009	1.319 ± 0.027	0.621
	0.80	1338.0 ± 18.2	2410.0 ± 52.8	0.44 ± 0.005	0.889 ± 0.018	0.687
Surface modified glass	0.69	1330.0 ± 12.4	2400.0 ± 20.8	0.44 ± 0.004	0.711 ± 0.015	0.710
	0.80	1329.0 ± 22.2	2460.0 ± 76.6	0.46 ± 0.008	0.811 ± 0.017	0.636
Microspheres	0.69	1276.0 ± 10.6	2513.0 ± 58.6	0.49 ± 0.013	0.602 ± 0.013	0.598
	0.69	1510.0 ± 14.6	2436.6 ± 11.7	0.38 ± 0.009	0.652 ± 0.014	1.000

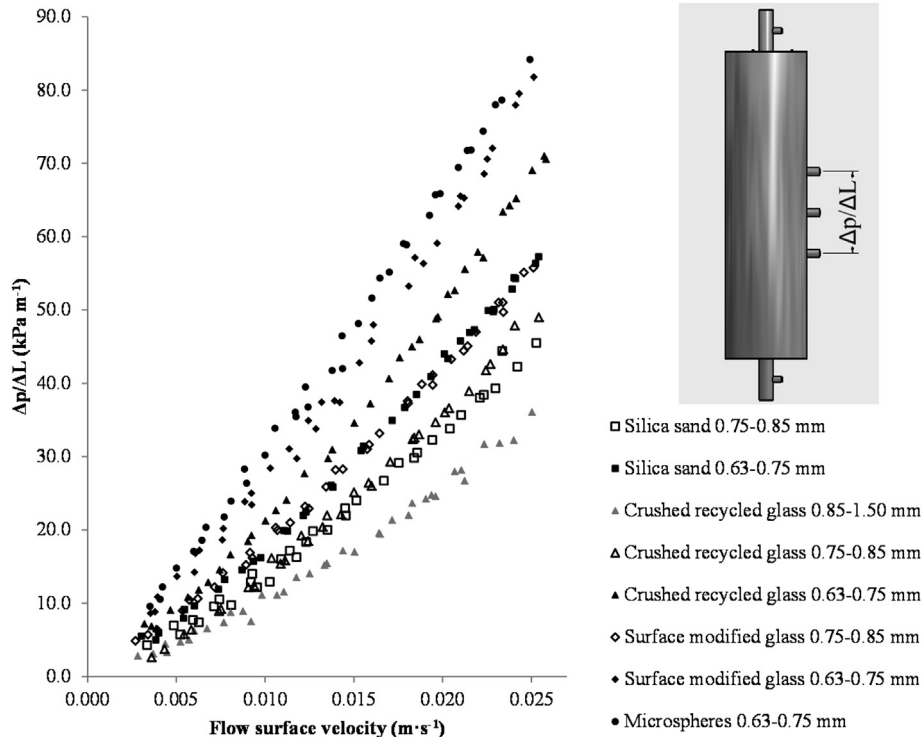


Fig. 4 – Pressure loss per unit length for each filtration medium and size as a function of surface velocity. The three replications are shown together.

water tank and the sand filter to prevent particles from entering into the media filter and to retain the media during filter backwashing. A scheme of the experimental layout is shown in Fig. 3.

In each test, 12 flows using tap water, ranging from 1×10^{-4} and $8 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, were fixed with the gate ball; when the flow was stable, the pressures were recorded. Each test was replicated three times between the same flow intervals at pressures ranging between 4631 and 275,630 Pa.

2.4. Data treatment

The experimental data were adjusted using the Ergun (Eq. (1)) and Kozeny–Carman (Eq. (2)) equations. In addition, a step-wise multiple linear regression method was used to obtain the independent variables among the velocity, porosity, sphericity and average particle size that were included in the

best linear equation to predict the pressure drop. The Ergun and Kozeny–Carman equations show that the flow velocity had a quadratic effect on pressure loss, and all of the quadratic forms of the different variables were explored.

Table 3 – Average pressure loss (±standard deviation) across the different filter media under backwashing conditions and when the surface velocity was higher than the terminal velocity of media particles.

Medium	Average grain size (mm)	Δp (Pa m ⁻¹)
Silica sand	0.80	5104.7 ± 879.4
	0.69	4176.9 ± 629.9
Crushed recycled glass	0.80	5084.2 ± 516.4
	0.69	4703.0 ± 624.1
Surface modified green glass	0.80	5131.5 ± 365.7
	0.69	4681.9 ± 353.0
Microspheres	0.69	4774.3 ± 501.4

Table 4 – Stepwise multiple linear equations for pressure loss across the granular bed and different filtration media.

Medium	Equation obtained	R ²	P-value
Silica sand	$\frac{dp}{dL} = 3.04 \cdot 10^7 v^2 + 1.31 \cdot 10^6 v - 55.7D_a + 41088$	0.986	<0.001
Crushed recycled glass	$\frac{dp}{dL} = 4.54 \cdot 10^7 v^2 + 9.30 \cdot 10^5 v + 3.31 \cdot 10^5 \psi^2 - 1.25 \cdot 10^6 \epsilon + 398716$	0.952	<0.001
Surface modified glass	$\frac{dp}{dL} = 3.76 \cdot 10^7 v^2 + 1.77 \cdot 10^6 v - 123D_a + 92239$	0.968	<0.001
Microspheres	$\frac{dp}{dL} = 2.11 \cdot 10^7 v^2 + 2.93 \cdot 10^6 v - 1042.98$	0.998	<0.001

Finally, the experimental data were adjusted with an equation dependent on the quadratic velocity, velocity and average grain size. All of these statistical procedures were carried out using the SPSS statistical package (IBM Corp., Armonk, NY, USA).

Two adjustment goodness indicators were used. The first indicator, the root mean square error (RMSE), which is an absolute error statistic, is computed as follows:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{N}} \quad (8)$$

The second indicator the NSE previously defined in Eq. (7). Ritter and Muñoz-Carpena (2013) proposed that $NSE \geq 0.90$ indicates a very good performance rating with rating values between 0.80 and 0.90 being good, and values between 0.65 and 0.80 being acceptable.

3. Results and discussion

3.1. Physical characterization of filtration media

The values for the different physical parameters of the various filter media are shown in Table 2.

The real density was similar for all of the media because both glass and sand are silica-based materials. However, the average density of the glass was slightly smaller than that density of the sand, as also observed by Soyer et al. (2010). The more angular the particles, the higher the porosity, as Rutledge and Gagnon (2002) also pointed out. Because the glass particles were more angular and sharper than the sand particles, and the microspheres were spherical (Fig. 1), porosity was greatest for the surface modified glass, followed by the crushed glass, the silica sand and the microspheres. The porosity values were consistent with the typical values given by Droste (1997) for spherical and round particles ($\epsilon = 0.38$), sharp particles ($\epsilon = 0.40$), angular particles ($\epsilon = 0.43$) and crushed particles ($\epsilon = 0.48$).

Conversely, sphericity increased with the roundness of the particles. For both types of glass sphericity showed a wide range of values (0.598–0.710), whereas for sand, the value was 0.890 for both grain sizes. The more irregularly shaped glass

particles due to their manufacturing process caused the wider sphericity range of the recycled glass. The sphericity values were higher than the reference values presented by Droste (1997) and those obtained experimentally by Soyer et al. (2010), which ranged from 0.70 to 0.76 for sand and from 0.41 to 0.43 for crushed glass. These differences are explained by the different equivalent grain sizes between the experiments, which also yielded different pressure losses; the equivalent grain sizes were determined by Eq. (1) to compute the sphericity. This lack of agreement with other research highlights the importance of determining the parameters of each of the specific filtration media used.

3.2. Pressure drop

The pressure losses across the different filtration media is shown in Fig. 4. For a given medium, the smaller grain sizes caused a greater pressure loss. Additionally, there were clear differences between the filtration media types. The head loss was greatest for the microspheres, followed by the modified surface glass, the crushed glass and the silica sand. On average, the pressure losses for the modified glass, the crushed glass and the silica sand were 10%, 27% and 39% smaller than the pressure loss for the microspheres, respectively, and this difference was greater at low velocities.

Due to its smaller grain sizes, the silica sand caused the lowest pressure loss, whereas the microspheres caused the greatest loss. According to the Ergun equation (Eq. (1)), these results depend on the porosity, the sphericity and the equivalent diameter of the particles. In fact, following Eq. (1), a greater pressure loss should be obtained with a lower porosity, a higher sphericity, and a greater equivalent diameter. Soyer et al. (2010), working with sand and glass media of similar equivalent sizes, found that the head loss was smaller for glass than for sand. In this case, however, the pattern was the opposite because, despite working with similar grain size ranges, the equivalent diameter computed with Eq. (6) was usually higher for silica sand, which also showed higher sphericity values than those measured for the two types of glass tested.

Under backwashing conditions, the filter medium expanded when the surface velocity exceeded the terminal

Table 5 – Equation dependent on velocity and average grain size for computing the pressure loss across the granular bed for crushed recycled glass.

Medium	Multi linear equation	R ²	P-value
Crushed recycled glass	$\frac{dp}{dL} = 5.23 \cdot 10^8 v^2 + 7.62 \cdot 10^5 v - 29.4 D_a + 27946$	0.918	<0.001

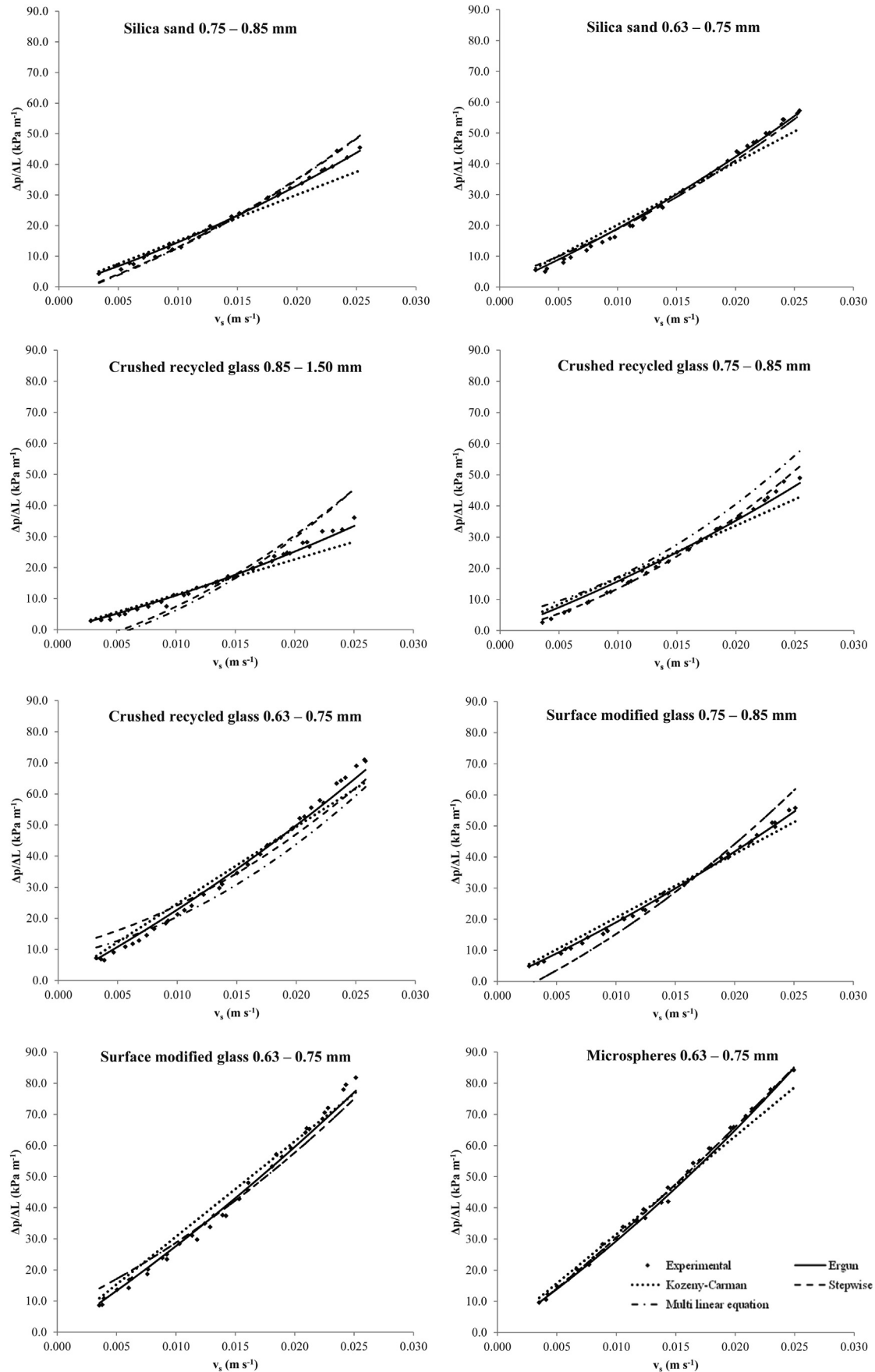


Fig. 5 – Comparison between experimental values of pressure loss and the values calculated with different equations using the physical parameters shown in Table 5.

Table 6 – RMSE (Pa) and NSE for the different equation tested for each medium and grain size.

Medium	Average grain size (mm)	Ergun		Kozeny–Karman		Table 4 equations		Table 5 equation	
		RMSE (Pa)	NSE	RMSE (Pa)	NSE	RMSE (Pa)	NSE	RMSE (Pa)	NSE
Silica sand	0.80	1081.5	0.992	3199.6	0.933	1971.9	0.975	–	–
	0.69	1187.5	0.994	3224.2	0.971	1743.5	0.989	–	–
Crushed recycled glass	1.18	1027.2	0.991	2749.8	0.952	4660.5	0.779	4932.9	0.731
	0.80	1698.3	0.984	3158.8	0.946	1147.9	0.993	4376.8	0.889
Surface modified glass	0.69	1851.9	0.993	3665.7	0.974	4748.3	0.944	5606.1	0.930
	0.80	758.5	0.997	2087.9	0.984	3616.4	0.945	–	–
Microspheres	0.69	2024.3	0.994	3445.9	0.972	3671.1	0.974	–	–
	0.69	1407.2	0.995	2742.0	0.987	1046.9	0.997	–	–

velocity of the medium particles. The pressure drop across the medium was very similar when this threshold velocity was reached, as shown in Table 3. The pressure loss across the media when the filter was backwashed was always lower than that under normal operation. It should be noted that only the pressure drop across the medium was analysed. If the other components of the media filter were considered, then the total pressure drop would increase when the filter is backwashed (Arbat et al., 2013) because the backwashing velocities are higher than the normal operating velocities.

3.3. Equations for computing pressure loss

The different variables included in the equation obtained using the stepwise methodology are shown in Table 4. Only the microspheres were tested with a single grain size interval, therefore, this variable cannot be included in the model. Similar to the equations developed by Ergun (Eq. (1)) and Kozeny-Karman (Eq. (2)), all of the multiple linear models shown in Table 4 were second-order velocity equations. Furthermore, for the crushed recycled glass, the average grain size was included in the regression of an additional equation shown in Table 5. The average particle size is easy to determine, and it was included in the equations obtained for the other media.

Fig 5 compares the experimental values for each filtration medium and the corresponding grain sizes with the values computed using the Ergun equation, the Kozeny–Carman equation and different multi linear equations shown in Tables 4 and 5. The performance of the different equations was measured using the RMSE and NSE (Table 6).

In general, the Ergun equation yielded the lowest RMSE and the highest NSE, indicating high performance. However, for the microspheres and the crushed recycled glass with an average grain size of 0.80 mm, the equation developed by the stepwise procedure showed smaller RMSE and higher NSE values than with the Ergun equation. All the equations were adjusted very well ($NSE \geq 0.90$, according to Ritter & Muñoz-Carpena, 2013) except for the equation that used velocity and grain size for crushed recycled glass with an average grain size of 0.80 mm, which showed just a good fit, and both the stepwise and velocity-grain size equations for crushed recycled glass with an average grain size of 1.18 mm, which showed only acceptable performance. The developed equations have the advantage that they require parameters that

can be easily determined, and the prediction error was similar to that of the Ergun equation for sand and microspheres. However, it should be noted that these equations were obtained for sieved media with average grain sizes of 0.69 and 0.80 mm.

4. Conclusions

Bulk and real density, porosity, sphericity and equivalent diameter were determined for various silica-based materials, including sand and two types of glass, which can be used as filter media for micro irrigation systems. Although all of the tested media exhibited similar real densities, the porosities, sphericity and equivalent diameters were quite varied because of their different particle geometries. Silica sand particles showed protuberances and asymmetries yielding an irregular geometry, but due to rounding, the sphericity was relatively high. Crushed glass particles also showed protuberances and asymmetries, but due to the manufacturing process to which they were submitted, they had more sharps and angular features that gave a lower sphericity than that of silica sand. This is the reason why the porosity was slightly greater for recycled glass than for sand.

These differences explain the different pressure drop across the media because, according to the Ergun equation, the pressure loss depends on porosity, sphericity and equivalent diameter. The pressure loss across the filter media was smallest for silica sand, followed by the pressure losses across the crushed glass, the surface modified glass and, lastly, the microspheres.

The Ergun equation demonstrated the best prediction accuracy for the experimental values for almost all of the media examined in the study. However, the multi linear regression equations, obtained using the stepwise methodology, showed performances that, overall, were better than that from the Kozeny–Carman equation, which is a simplification of the Ergun equation. The developed equations used the average grain size, which is much easier to determine than the porosity, the sphericity and the equivalent diameter. These new equations could be used to compute pressure drop across silica sand, glass microspheres and surface modified glass with an average grain size of 0.69 and 0.80 mm.

Acknowledgements

The authors would like to express their gratitude to the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness for its financial support of this study through Grant CGL2012-31180. The technical assistance of Nil Tarrés and Àlex Mollera is acknowledged.

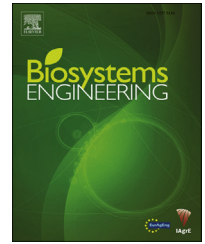
REFERENCES

- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Barragán, J., Montoro, L., et al. (2011). Using computational fluid dynamics to predict head losses in the auxiliary elements of microirrigation sand filter. *Transactions of the ASABE*, 54(4), 1367–1376.
- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Montoro, L., Barragán, J., et al. (2013). An experimental and analytical study to analyze hydraulic behaviour of nozzle-type underdrains in porous media filters. *Agricultural Water Management*, 126, 64–74.
- Ayars, J. E., Bucks, D. A., Lamm, F. R., & Nakayama, F. S. (2007). Introduction. In F. R. Lamm, J. E. Ayars, & F. S. Nakayama (Eds.), *Microirrigation for crop production (design, operation and management)* (pp. 1–26). Amsterdam: Elsevier.
- Burt, C. M. (2010). *Hydraulics of commercial sand media filter tanks used for agricultural drip irrigation*. ITRC Report No. R 10001. San Luis Obispo, California: Irrigation Training and Research Center.
- Capra, A., & Scicolone, B. (2007). Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *Journal of Cleaner Production*, 15(16), 1529–1534.
- Choi, Y. S., Kim, S. J., & Kim, D. (2008). A semi-empirical correlation for pressure drop in packed beds of spherical particles. *Transport in Porous Media*, 75(2), 133–149.
- Diotto, A. V., Folegatti, M. V., Duarte, S. N., & Romanelli, T. L. (2014). Embodied energy associated with the materials used in irrigation systems: drip and centre pivot. *Biosystems Engineering*, 121, 38–45.
- Droste, R. L. (1997). *Theory and practice for water and wastewater treatment*. New York: John Wiley & Sons.
- Duran-Ros, M., Arbat, G., Barragán, J., Ramírez de Cartagena, F., & Puig-Bargués, J. (2010). Assessment of head loss equations developed with dimensional analysis for micro irrigation filters using effluents. *Biosystems Engineering*, 106(4), 521–526.
- Duran-Ros, M., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Barragán, J., & Ramírez de Cartagena, F. (2009a). Effect of filter, emitter and location on clogging when using effluents. *Agricultural Water Management*, 96(1), 67–79.
- Duran-Ros, M., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Barragán, J., & Ramírez de Cartagena, F. (2009b). Performance and backwashing efficiency of disc and screen filters in microirrigation systems. *Biosystems Engineering*, 103(1), 35–42.
- Elbana, M., Ramírez de Cartagena, F., & Puig-Bargués, J. (2013). New mathematical model for computing head loss across sand media filter for microirrigation systems. *Irrigation Science*, 31(3), 343–349.
- Horan, N., & Lowe, M. (2007). Full-scale trials of recycled glass as tertiary filter medium for wastewater treatment. *Water Research*, 41(1), 253–259.
- Hu, Z., & Gagnon, G. A. (2006). Impact of filter media on the performance of full-scale recirculating biofilters for treating multi-residential wastewater. *Water Research*, 40(7), 1474–1480.
- McCabe, W. L., Smith, J. C., & Harriot, P. (2001). *Unit operations of chemical engineering*. New York: McGraw-Hill.
- Mesquita, M., Testezlaf, R., & Ramirez, J. C. S. (2012). The effect of media bed characteristics and internal auxiliary elements on sand filter head loss. *Agricultural Water Management*, 115, 178–185.
- Nakayama, F. S., Boman, B. J., & Pitts, D. J. (2007). Maintenance. In F. R. Lamm, J. E. Ayars, & F. S. Nakayama (Eds.), *Microirrigation for crop production (design, operation and management)* (pp. 389–430). Amsterdam: Elsevier.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290.
- Nemec, D., & Levec, J. (2005). Flow through packed bed reactors: 1. Single-phase flow. *Chemical Engineering Science*, 60(24), 6947–6957.
- Pujol, J., Duran-Ros, M., Arbat, G., Ramírez de Cartagena, F., & Puig-Bargués, J. (2011). Private micro-irrigation costs using reclaimed water. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 1120–1129.
- Ritter, A., & Muñoz-Carpena, R. (2013). Performance evaluation of hydrological models: statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480, 33–45.
- Rutledge, S. O., & Gagnon, G. A. (2002). Comparing crushed recycled glass to silica sand for dual media filtration. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 1(5), 349–358.
- Soyer, E., & Akgiray, O. (2009). A new simple equation for prediction of filter expansion during backwashing. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 55(7–8), 517–525.
- Soyer, E., Akgiray, O., Eldem, N., & Saatçır, A. (2010). Crushed recycled glass as a filter medium and comparison with silica sand. *Clean-Soil, Air, Water*, 38(10), 927–935.
- Testezlaf, R. (2008). Filtros de areia aplicados à irrigação localizada: teoria e prática. *Engenharia Agrícola*, 28(3), 604–613.
- Trahan, J., Graziani, D., Goswami, Y., Stefanakos, E., Jotshi, C., & Goel, N. (2014). Evaluation of pressure drop and particle sphericity for an air-rock bed thermal energy storage system. *Energy Procedia*, 57, 633–642.
- Trooiën, T. P., & Hills, D. J. (2007). Application of biological effluent. In F. R. Lamm, J. E. Ayars, & F. S. Nakayama (Eds.), *Microirrigation for crop production (design, operation and management)* (pp. 329–356). Amsterdam: Elsevier.

- 4. Bové, J., Arbat, G., Pujol, T., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Velayos, J., Puig-Bargués, J. 2015. Reducing energy requirements for sand filtration in microirrigation: Improving the underdrain and packing. Biosystems Engineering, 140, 67-78.**

Available online at www.sciencedirect.com

ScienceDirect

journal homepage: www.elsevier.com/locate/issn/15375110

Research Paper

Reducing energy requirements for sand filtration in microirrigation: Improving the underdrain and packing



Josep Bové ^a, Gerard Arbat ^{a,*}, Toni Pujol ^b, Miquel Duran-Ros ^a,
Francisco Ramírez de Cartagena ^a, Joaquim Velayos ^b,
Jaume Puig-Bargués ^a

^a Department of Chemical and Agricultural Engineering and Technology, University of Girona, Carrer Maria Aurèlia Capmany 61, 17071 Girona, Catalonia, Spain

^b Department of Mechanical Engineering and Industrial Construction, University of Girona, C. de Maria Aurèlia Capmany, 61, 17071 Girona, Catalonia, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 16 July 2015
Received in revised form
9 September 2015
Accepted 17 September 2015
Published online xxx

Keywords:

Drip irrigation
Nozzle
CFD modelling
Pressure drop
Energy consumption

Energy consumption in pressurised irrigation systems has become a major issue, even when microirrigation is used. Although the emitters used in microirrigation operate at low pressures, their filters require higher pressures and there is therefore no reduction in energy consumption. Part of the pressure drop found in filters is produced by the porous medium itself and this cannot be avoided. However, a large part of the pressure dissipated is caused by auxiliary elements of the filter and this could potentially be reduced without reducing the effectiveness of the filtration process. The auxiliary elements that produced most of the pressure drop in a sand filter were identified. The pressure drop in a scaled sand filter was measured at different points. A computational fluid dynamics (CFD) model of the filter was developed and validated using experimental data. Good agreement was observed between the measured and predicted pressures at the different locations. The CFD model was then used to analyse the regions and elements that produced most pressure drop in the filter and a new underdrain designed to reduce pressure drop was developed. It was predicted that the total pressure drop produced by the underdrain could be halved. In view of these results, a new underdrain design and packing strategy was proposed which could reduce the overall pressure drop in the filter by 35%.

© 2015 IAgrE. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

* Corresponding author. Tel.: +34 972 41 84 59; fax: +34 972 41 83 99.

E-mail address: gerard.arbat@udg.edu (G. Arbat).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2015.09.008>

1537-5110/© 2015 IAgrE. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

Nomenclature

a	Fitting parameter of a second-order polynomial equation with a zero intercept
b	Fitting parameter of a second-order polynomial equation with a zero intercept
CFD	Computational Fluid Dynamics
C_2	Inertial factor, m^{-1}
GCI	Grid Convergence Index
N	Number of observations
N_1, N_2 and N_3	Number of elements used in each case to discretize the quarter section of the filter
NSE	Nash and Sutcliffe coefficient of efficiency, dimensionless
n_t	Number of times that the variability of the observations was greater than that of the RMSE, dimensionless
O	Average observed pressure loss, kPa
O_i	Observed value of pressure loss, kPa
P_i	Predicted value of pressure loss, kPa
R^2	Coefficient of determination
RMSE	Root mean square error, kPa
SD	Standard deviation, kPa
v	Superficial velocity, $m\ s^{-1}$
Δp	Pressure drop across the filtering medium, kPa
ΔL	Length across the filtering medium, m
α	Viscous factor, m^2
ϵ	Media porosity, dimensionless
μ	Water viscosity, Pa s
ρ	Water density, $kg\ m^{-3}$

1. Introduction

Microirrigation is an irrigation method that purports to achieve high water use efficiency whilst requiring low pressure, which is why numerous references claim that energy consumption is low when using this system (Ayars, Bucks, Lamm, & Nakayama, 2007). However, numerous examples worldwide have shown that energy use increases when microirrigation is adopted (Burt, Howes, & Freeman, 2011; Corominas, 2010). In Spain energy demand for irrigation has been rising in recent decades, despite an improvement in irrigation efficiency, and evidence shows that energy consumption has increased by a factor of 19 from 1995 to 2007 (Corominas, 2010; Pardo, Manzano, Cabrera, & García-Serra, 2013). Current high energy prices have resulted in a reduction of profits for farmers (Pardo et al., 2013) and reducing energy consumption has now become a higher priority than decreasing water consumption (Hardy & Garrido, 2012).

Burt et al. (2011) questioned why, if emitters only need a pressure of 41–82 kPa, the average pump discharge pressure on flat ground in California, USA is 310 kPa. They indicated that by improving the design of sand filters, the pressure required by the microirrigation system could be significantly reduced. Arbat et al. (2011), using Computational Fluid Dynamics (CFD) to predict pressure drop in the different elements of a commercial microirrigation sand filter, showed

that more than 15% of the pressure drop was produced in the auxiliary elements. Mesquita, Testezlaf, and Ramirez (2012), in an experimental study that analysed the effect of the internal auxiliary elements in different commercial sand filters, concluded that different existing configurations of internal auxiliary elements, such as the underdrain and the diffuser plate, greatly affected the pressure drop. These previous studies clearly indicated the need to improve the auxiliary elements from the point of view of energy efficiency. Arbat et al. (2013), in an experimental study with a scaled commercial sand filter testing different sand media depths, showed that most of the pressure drop occurs at the bottom of the sand column and in the nozzle. These authors developed an analytical model to predict pressure drop in sand filters taking into account the effect of the underdrain. This analytical model improved the pressure drop predicted by the Ergun equation and showed the importance of the underdrain geometry since its interaction with the filtration media greatly affected the total pressure drop across the whole filter. Using a flow tunnel, Dos Santos, Mesquita, and Testezlaf (2013) experimentally confirmed the importance of underdrain design in the flow-line trajectories. De Deus, Testezlaf, and Mesquita (2013) studied the effect of diffuser plate dimensions on pressure drop and on deformation of the sand bed surface. They concluded that the different diffuser plates did not change the pressure drop but an improved diffuser plate could reduce the deformation of the sand bed and therefore reduce the effects of preferential water passages.

From the above research, two different components of the total pressure drop in a sand filter can be distinguished: that produced by the filter media and that produced by the filter components themselves. The former is necessary for the filtration process, but the latter could be minimised to reduce energy requirements and thus optimise energy efficiency in sand filters.

Although analytical models can predict the pressure drop caused by the different auxiliary elements of a sand filter (Arbat et al., 2013), these types of models cannot consider realistic geometries, and predicting the pressure drop with new designs is therefore not straightforward. On the other hand, CFD techniques could allow realistic geometries to be defined. Previously, CFD models have been used to analyse wall effects in packed beds (Mirolianei, Shahraki, & Atashi, 2011; Palle & Aliabadi, 2013; Reddy & Joshi, 2010) and to predict the pressure drop in a microirrigation sand filter (Arbat et al., 2011). In the latter case underdrain geometries were simplified in order to perform the simulations in a reasonable time and only one point of pressure-flowrate was simulated.

To attain greater knowledge of the effect of the auxiliary elements on the pressure drop, and quantify energy losses throughout the filter, a realistic geometry of a scaled commercial sand filter widely used in microirrigation was modelled using different pressures and flowrates and different filter media. The main goals were: (1) to identify the elements that produce most of the pressure drop; (2) to propose ideas for reducing unnecessary energy losses in the filter so as to achieve higher energy efficiency; and (3) to design a new underdrain which reduces pressure drop.

2. Material and methods

2.1. Description of the laboratory experiments

A scaled sand filter (Fig. 1) based on a commercial filter (Regaber, Parets del Vallès, Spain) of 500 mm internal diameter and a filtration surface of 0.1963 m² was used in the experiments. Further details of the scaled filter can be found in Arbat et al. (2013). During the experiments, pressure was recorded using Leo Record (Keller, Winterthur, Switzerland) digital manometers that had ±0.01 kPa accuracy. These manometers were located at the inlet, the outlet and at 300, 200 and 100 mm from the base of the underdrain. Pressure data were recorded at a 1 s time interval. A diffuser plate was installed below the water inlet to dissipate the kinetic energy of the inlet water jet (Fig. 1).

The underdrain element (Regaber, Parets del Vallès, Spain) shown in Fig. 1 and detailed in Fig. 2 consists of 35 slots, 0.45 mm wide and 30 mm long, with a total passing surface of 607.5 mm². This type of underdrain was selected because is commonly used in microirrigation sand filters and, according to a previous published study of Mesquita et al. (2012), it is a design that produced lower pressure drop. Along with the

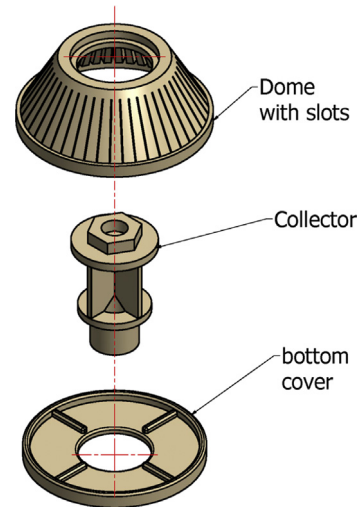


Fig. 2 – Components of the underdrain element.

filter, the main elements of the closed-circuit water system (Fig. 3) were a centrifugal pump – PRISMA 20/4M (ESPA, Banyoles, Spain), a magnetic flowmeter – MP400-CB PTFE DN20 (COMAQUINSA, Llinars del Vallès, Spain) with

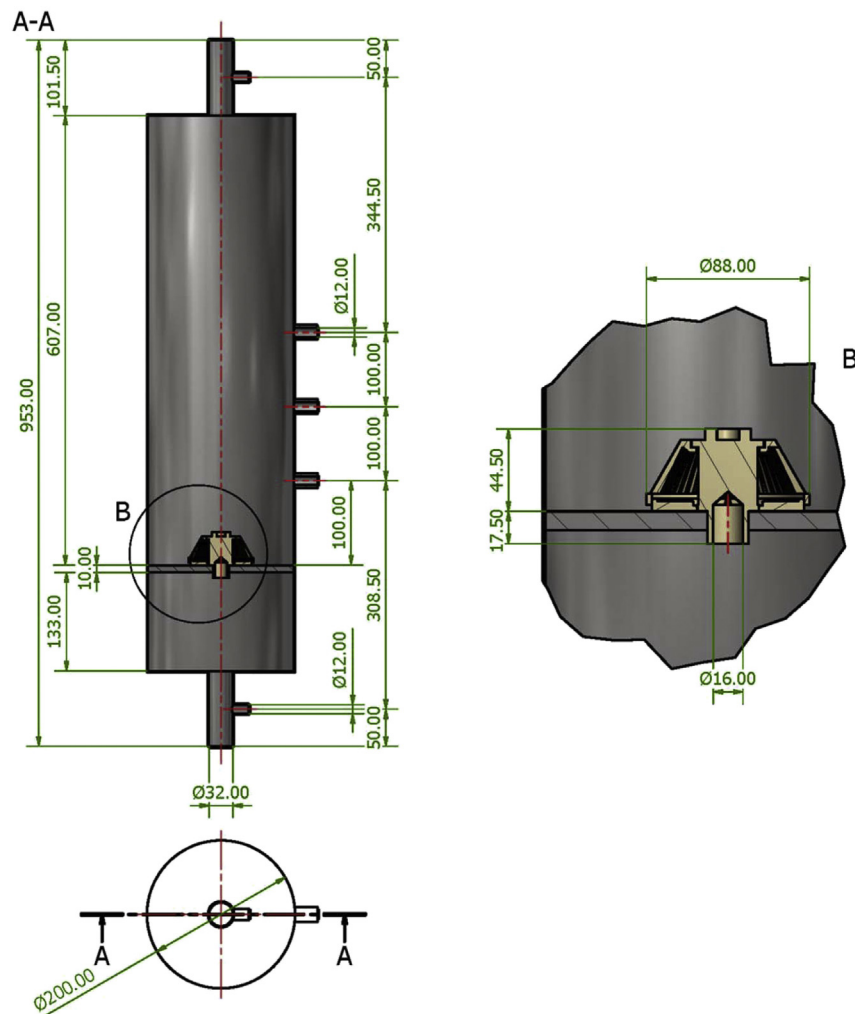


Fig. 1 – Scaled sand filter with a commercial underdrain element (dimensions in mm).

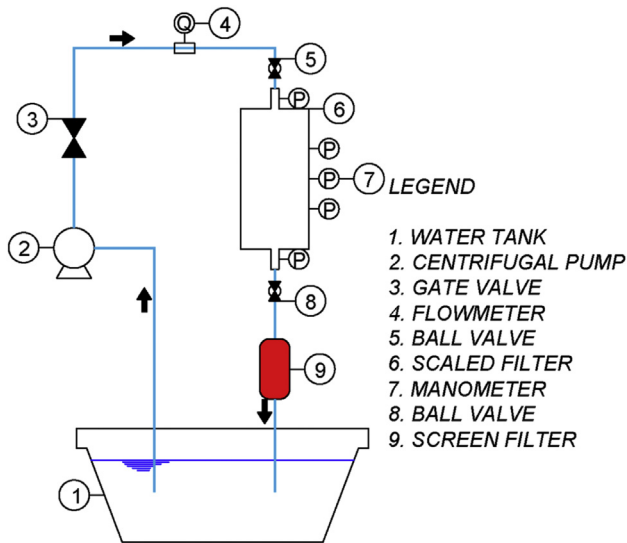


Fig. 3 – Schema of the closed-circuit water system.

$\pm 0.05 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ accuracy located in the inlet pipe, and a screen filter $130 \mu\text{m}$ mesh (Regaber, Parets del Vallès, Spain) for retaining media particles released by the sand filter.

Three different filter configurations were analysed. The first consisted of a filter without porous media (water-only). The second configuration used sand as a porous medium, with a height of 317 mm above the base of the underdrain

element. Commercial sand was sieved in order to obtain a narrow range of sand sizes (0.64–0.75 mm). Apparent and real sand densities were 1490 kg m^{-3} and 2570 kg m^{-3} respectively, with a porosity ε equal to 42.0% (Bové et al., 2015). The third configuration substituted the sand with crushed recycled glass of the same height (317 mm) and a range of sizes equal to 0.85–1.50 mm. Values of the apparent and real densities were 1390 kg m^{-3} and 2420 kg m^{-3} , respectively. The porosity for this medium was $\varepsilon = 43.0\%$ (Bové et al., 2015). All three configurations were tested at filtration regime for superficial velocities ranging from 0.0032 to 0.025 m s^{-1} , which coincide with the expected range of operation of the actual commercial filter. For each filter configuration, experimental data were collected by carrying out three repeated measurements of the volumetric flow rate within the range stated above.

2.2. CFD model set up

The flow behaviour through the filter was simulated using the CFD model ANSYS-Fluent (ANSYS, Canonsburg, PA, USA). ANSYS-Fluent is a multi-purpose commercial code that has been successfully employed in the simulation of a wide variety of fluid flows, including those involving the effect of a porous medium (e.g., Arbat et al. 2011). This numerical method is based on finite volume methodology. In essence, it consists of dividing the volume under study into small elements that form the mesh. This allows discretising the set of non-linear partial differential equations that govern the fluid

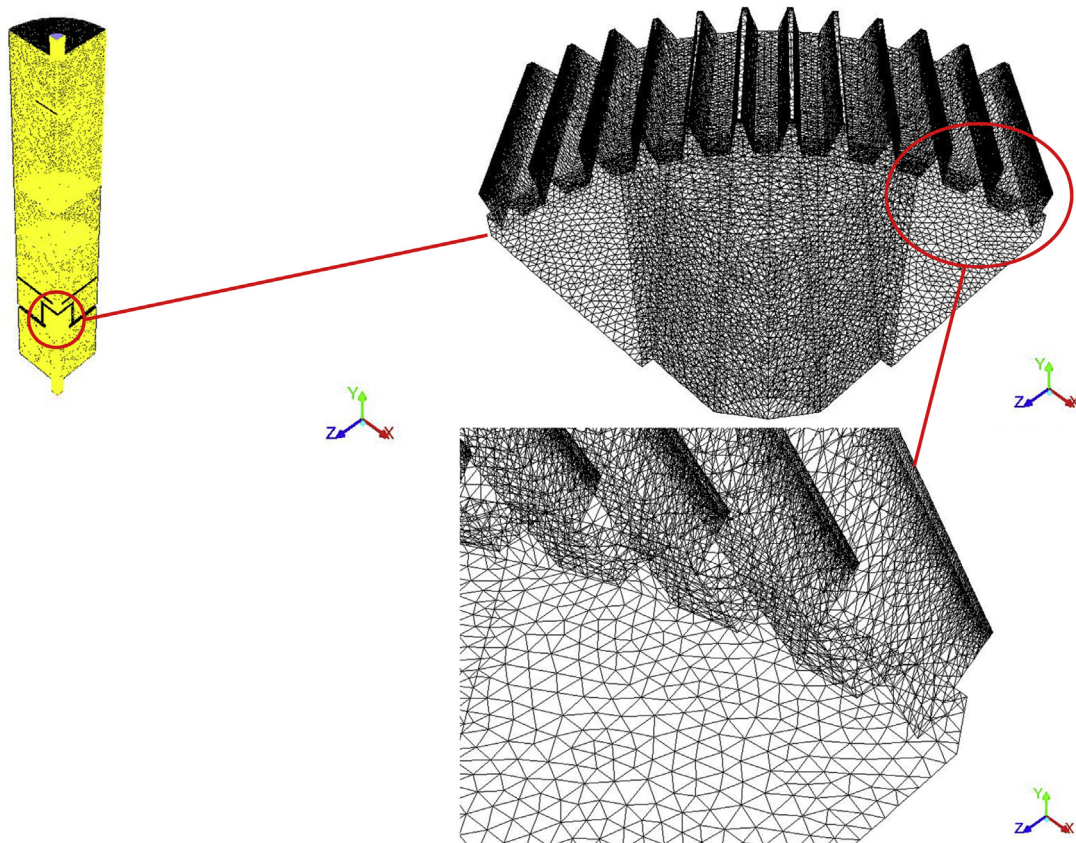


Fig. 4 – Simulated domain (a quarter section of the actual filter; left) and mesh in the underdrain element (top right, detail in bottom right).

Table 1 – Inertial (C_2) and viscous (α) factors.

Porous media and grain size	C_2 (m^{-1})	$1/\alpha$ (m^{-2})
Sand 0.63–0.75 mm	67,809.7	1,426,866,416
Glass 0.85–1.50 mm	55,723.6	953,064,677

flow in order to obtain a set of non-linear algebraic equations. This system of equations is solved with a multigrid scheme.

Here, the geometry of the filter and its unstructured mesh were designed using the ANSYS-ICEM software. The geometry was divided into several parts, each corresponding to a different physical medium (only water; sand plus water). Since the laboratory filter was symmetrical with respect to the vertical axis Y, a quarter section of the filter was simulated (Fig. 4), thereby obtaining a finer mesh at the same computational cost. Symmetry conditions were applied to the two vertical cut planes. Other boundary conditions applied to the system were velocity inlet at the pipe inlet, fixed pressure at the pipe exit and walls at the remaining surfaces.

Tetrahedrons were used to mesh all volumes. The minimum size of the elements was equal to 0.1 mm at the slots of the nozzle, increasing by a 1.2 growth rate with a maximum element size of 1.0 mm near and inside the nozzle as well as in the orifice that connects the upper part of the filter with the lower one (see Fig. 4). Lastly, an element with a maximum size of 5.0 mm was used in the wider region of the filter. A total number of $N_1 = 2.6 \times 10^6$ elements was used to discretise the quarter section of the filter. Simulations with two coarser meshes ($N_2 = 1.1 \times 10^6$ elements and $N_3 = 5.2 \times 10^5$ elements) were carried out in order to determine the influence of mesh type on the results, as explained below.

The model set up uses a steady state simulation with a standard k-epsilon turbulence model since the Reynolds

number was above the critical value in all the volumetric flow rates analysed here. Turbulent intensity and turbulent viscosity ratios were equal to 5% and 10 at both the inlet and the outlet.

The effect of the porous medium on the fluid flow is expressed by the following equation

$$\frac{\Delta p}{\Delta L} = \frac{1}{\alpha} \mu v + C_2 \frac{\rho}{2} v^2 \tag{1}$$

which represents the head losses per length unit ($\Delta p/\Delta L$) in terms of the superficial velocity v ($m\ s^{-1}$), fluid viscosity μ ($= 10^{-3}$ Pa s), fluid density ρ ($= 1000\ kg\ m^{-3}$) and two factors (inertial C_2 and viscous α) that depend on the properties of the porous medium. Eq. (1) follows the Ergun equation that has been applied by several authors to successfully predict the energy losses through a uniform porous medium such as sand (Macdonald, El-Sayed, Mow, & Dullien, 1979).

The coefficients C_2 and α were experimentally obtained from laboratory data. The procedure consisted of fitting a second-order polynomial with a zero intercept:

$$\Delta p = av + bv^2 \tag{2}$$

Δp being the pressure losses measured through the porous medium (i.e., pressure differences between manometers number 2 and 4 in Fig. 1; $\Delta L = 200$ mm), a and b fitting parameters. From Eqs. (1) and (2) we can obtain:

$$C_2 = \frac{2b}{\rho \Delta L} \tag{3}$$

$$\frac{1}{\alpha} = \frac{a}{\mu \Delta L} \tag{4}$$

For a range of values of the superficial velocity v between 0.003 and 0.025 $m\ s^{-1}$, the fitting of our experimental data

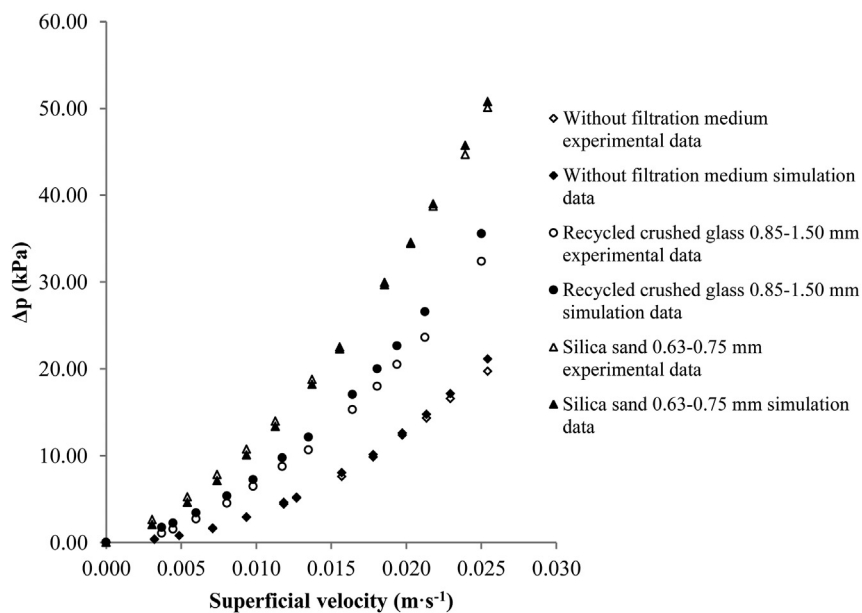


Fig. 5 – Comparison between simulated and experimental values of pressure drop through the entire filter at different superficial velocities for silica sand with grain size range of 0.63–0.75 mm, recycled crushed glass with grain size range of 0.85–1.5 mm and the empty filter.

Table 2 – Statistics of comparison (NSE, RMSE and n_t) between the simulated and experimental results.

Medium	RMSE (kPa)	NSE (-)	n_t (-)
Sand 0.63–0.75 mm	0.570	0.999	28.2
Glass 0.85–1.5 mm	1.676	0.970	5.0
No medium (empty filter)	0.472	0.994	13.1

gives the values shown in Table 1, with a correlation coefficient $R^2 = 0.9986$ and $R^2 = 0.9951$ for sand and glass as a porous medium, respectively.

In comparison, inertial and viscous factors based on the Ergun equation and deduced from porosity, grain size and particle sphericity values for similar sand media were on the order of $C_2 = 50.649 \text{ m}^{-1}$ and $1/\alpha^{-1} = 2.41 \times 10^9 \text{ m}^{-2}$ (Arbat et al., 2013). However, these authors used sphericity corresponding to bibliographical data, while in the present case it was measured as reported by Bové et al. (2015). These values slightly disagree with those shown in Table 1, mainly due to uncertainties in the data (particularly in mean grain size and particle sphericity).

Note that our aim was to develop a method for correctly simulating the effect of the auxiliary elements of the filter and

particularly the nozzle. This is why the parameters of the Ergun equation for the porous medium obtained from our experimental data corresponded to the sand column only. Thus, a validated model for the whole filter (from the pipe inlet to the pipe outlet) will accurately capture the hydrodynamic effects of the diffuser plate, nozzle and perforated plate, allowing analyses of their effects on the behaviour of the filter to be carried out.

The numerical algorithm applied a second-order discretisation whenever possible. The convergence criterion used residuals with values below 10^{-4} . The pressure at the outlet and the flow rate at the inlet were fixed to values that matched those obtained in our laboratory experiments. The results obtained with the three different meshes N_1 , N_2 and N_3 show the robustness of the solution. Thus, for a given value of flow rate, the simulated pressure differences for the three meshes differed by <1%, with a GCI_{21} (Grid Convergence Index) (Celik, Ghia, Roache, & Freitas, 2008) of below 0.1% for any flow rate.

Finally, analyses of the results obtained in both the laboratory tests and the CFD simulations, as explained below, led a new design for the underdrain being proposed. The pressure drop produced by this new underdrain was simulated with the same set up as that described above. With regard to the mesh, the minimum size of the elements and the growth rate was

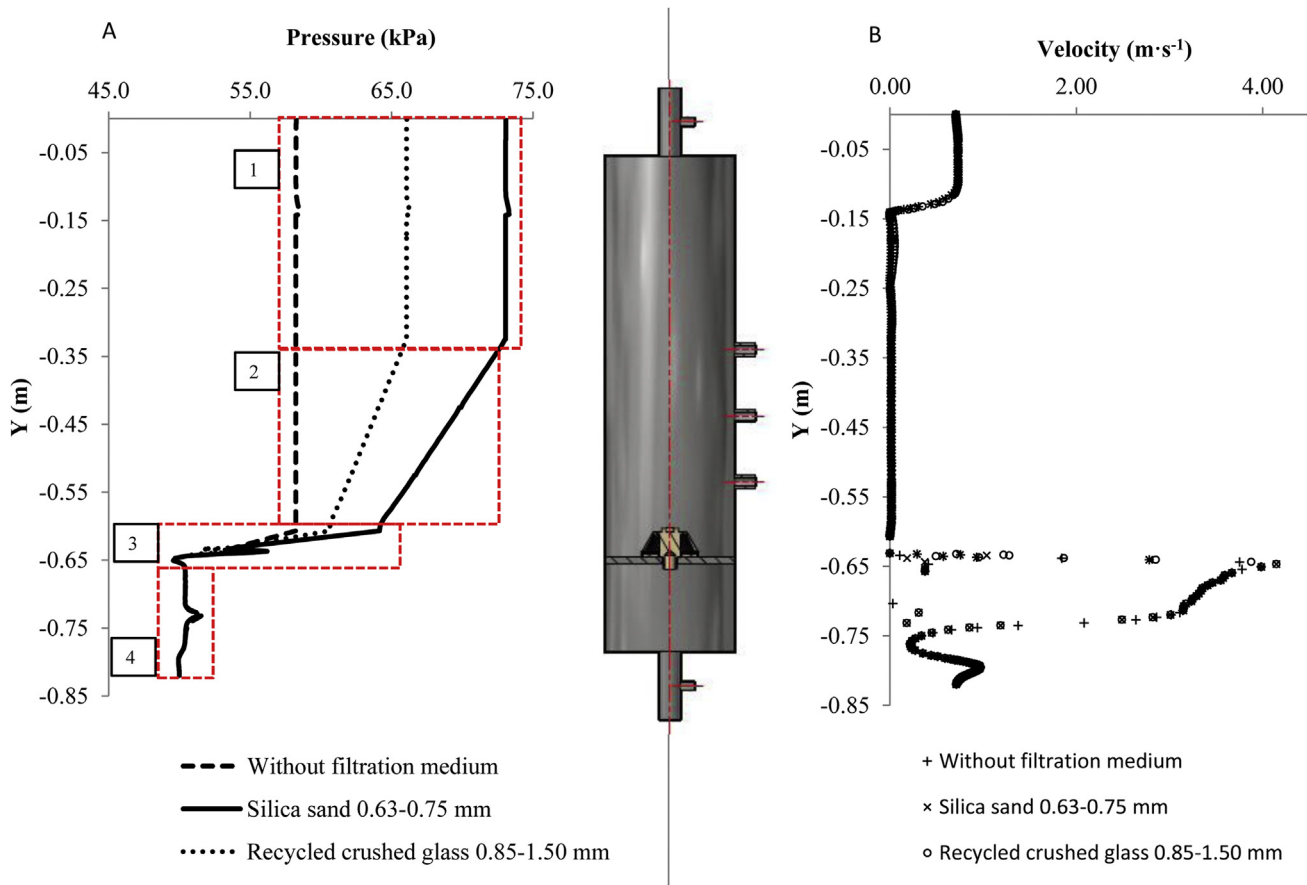


Fig. 6 – Pressure (A) and velocity profiles (B) throughout the vertical axis along the filter (Y) corresponding with the different regions, for 0.63–0.75 mm sand, 0.85–1.5 mm recycled crushed glass and empty filter, working with a superficial velocity of 0.016 m s^{-1} and a pressure of 50 kPa at the outlet.

the same as that described for the commercial nozzle. The total number of elements used in the simulations was 2.0×10^6 . Simulations used a range of superficial velocities from 0.0032 to 0.0255 m s^{-1} , since this covered the working conditions for commercial filters taking into account that the laboratory filter was scaled.

2.3. Comparison statistics between measured and simulated values

Once inertial and viscous factors were determined, the predictive ability of the model compared with the experimental results was evaluated using the Nash–Sutcliffe efficiency coefficient (NSE) and root mean square error (RMSE), which were calculated using Eqs. (5) and (6) respectively.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - O)^2} \tag{5}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{N}} \tag{6}$$

where O_i is the experimental pressure drop (kPa); P_i the predicted pressure drop (kPa); O the average observed pressure drop (kPa); and N the number of observations.

In Eq. (5), NSE expresses the goodness of fit and ranges from $-\infty$ to 1. A value of 1 indicates a perfect fit while a negative value means that the average of the observed values is a better predictor than the evaluated model itself. RMSE expresses the model error and can take values from 0 to ∞ . An RMSE value of 0 indicates a perfect fit.

Model efficiency was determined by the number of times (n_t) that the variability of the observations was greater than that of the RMSE, as indicated in Eq. (7):

$$n_t = \frac{SD}{RMSE} - 1 \tag{7}$$

where SD is the standard deviation of the experimental values of the pressure drop (kPa). It was considered that the predictive capacity was good or very good when NSE was >0.9 and n_t was >2.2 (Ritter & Muñoz-Carpena, 2013).

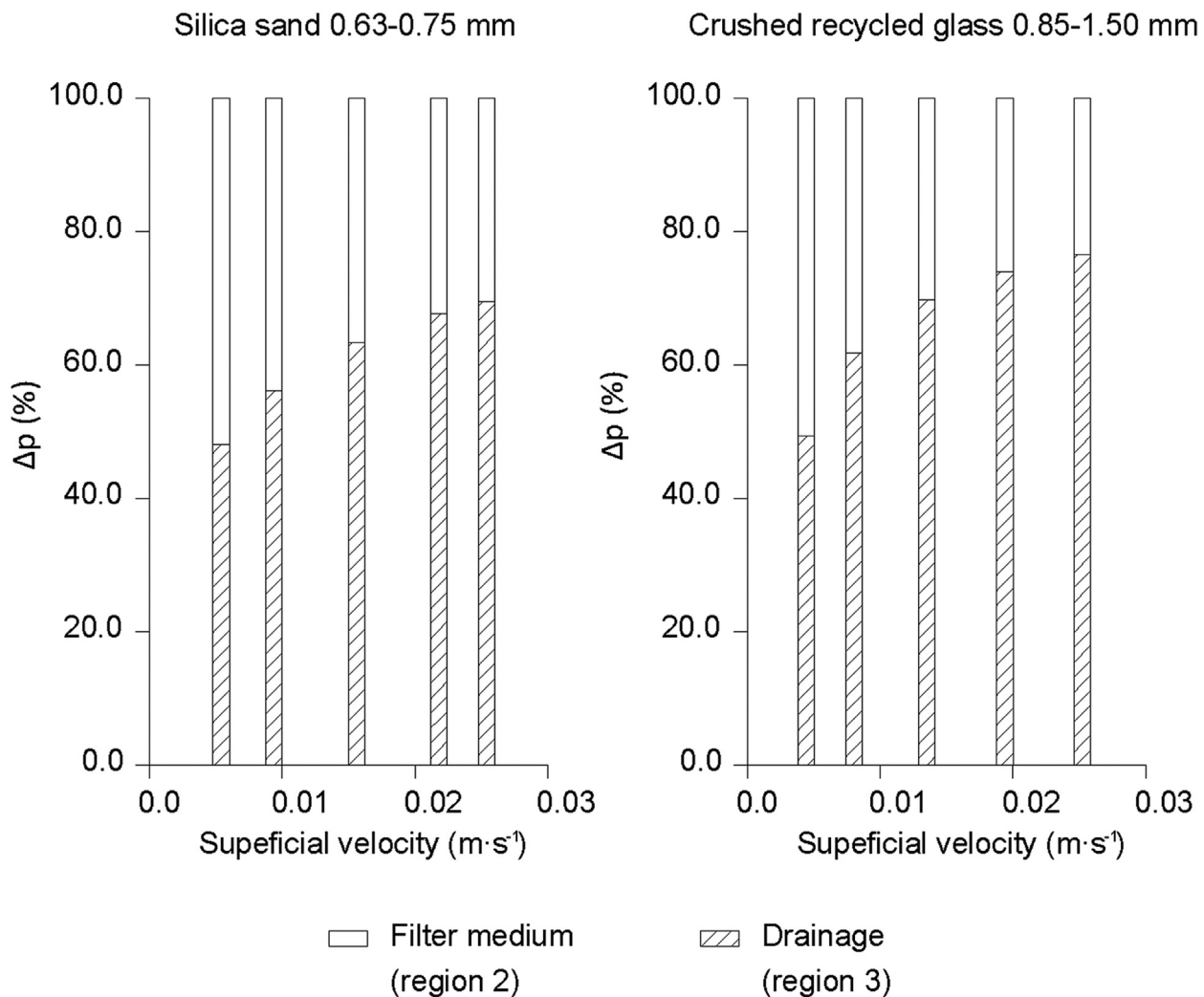


Fig. 7 – Pressure drop for different superficial velocities corresponding to regions (2-porous media) and (3-underdrain) for the two tested materials, 0.63–0.75 mm silica sand and 0.85–1.50 mm crushed-glass.

3. Results and discussion

3.1. Total pressure drop produced by the different materials

Figure 5 shows the total pressure at different superficial velocities corresponding to simulated (crosses) and experimental (dots) values produced by sand of grain sizes ranging from 0.63 to 0.75 mm, glass of grain sizes ranging from 0.85 to 1.5 mm and the empty filter. As expected, the lowest pressure drop was produced by the empty filter and the highest by the 0.63–0.75 mm sand, which was the finer medium. Simulated and experimental values exhibited a very good agreement in all three cases, as shown by the comparison statistics (Table 2), the NSE ranged from 0.970 to 0.999 and n_t was always greater than 2.2; therefore, according to the criteria proposed by Ritter and Muñoz-Carpena (2013), the agreement was very good. The good fit of the empty filter model for the whole range of superficial velocities indicates that the hydraulic behaviour of the auxiliary elements was properly simulated by the set-up of the CFD model.

3.2. Pressure drop profiles along the filter

Figure 6A shows the pressure profile throughout the vertical axis along the filter, working at 0.016 m s^{-1} superficial velocity and 50 kPa at the outlet. Four different regions are defined

along the filter to study the pressure drop: 1) the filter inlet, 2) the porous medium, 3) the underdrain and 4) the filter outlet.

The pressure drop at the inlet and outlet (regions 1 and 4) can be negligible compared with regions 2 and 3. Therefore, it can be assumed that the total pressure drop in the sand filter was produced by the addition of the individual pressure drop caused by (2) the medium and (3) the underdrain. The slope of the plot in region 2 basically depended on the media type, but the pressure drop in region 3 was mainly produced by the interaction between the media and the underdrain and by the passage between the underdrain and the bottom chamber. In the underdrain, the pressure drop was caused by both the nozzle slots and the narrow passage at the nozzle outlet, which had an inner diameter of only 16 mm. It should be noted that this configuration of the underdrain is commonly used by other filter manufacturers who use nozzles and also by other underdrain configurations, as can be seen in Burt et al. (2011).

Mesquita et al. (2012) studied the pressure drop produced by three different commercial filters with different underdrain types, the nozzle type having similar characteristics to the commercial one tested here, which produced lower pressure drop.

The velocity profile (Fig. 6B) was similar for the three cases (silica sand, recycled crushed glass and empty filter). It displayed a very sharp peak in the outlet of the underdrain. This velocity peak coincided with a large increase in the pressure drop (Fig. 6A) located at the outlet of the nozzle, where the section was drastically reduced.

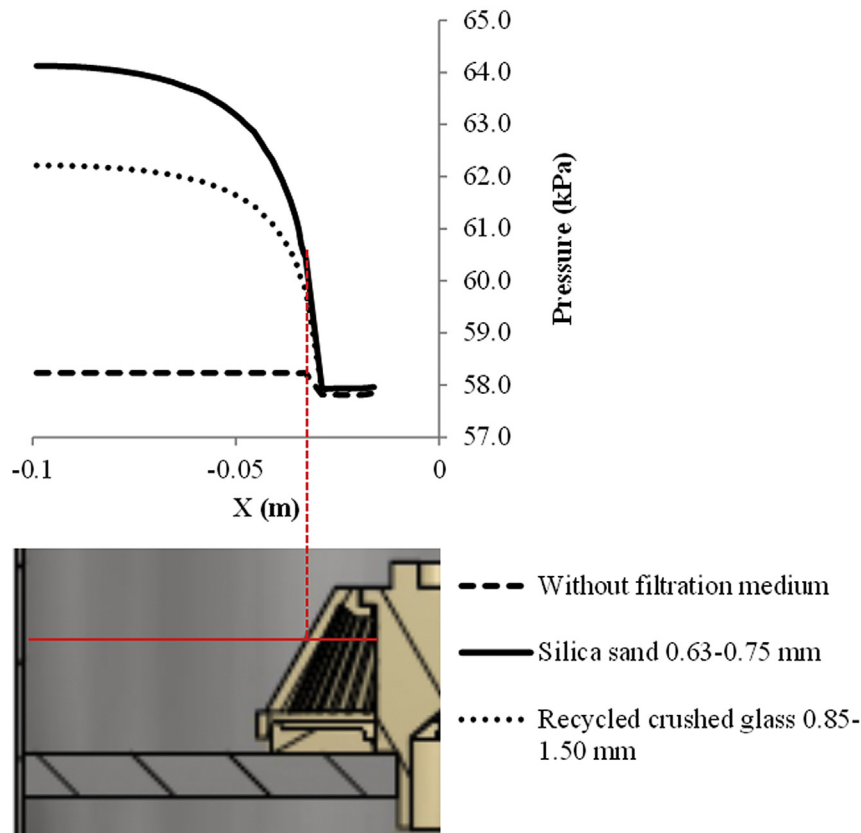


Fig. 8 – Pressure profile at the mid-height of the nozzle for 0.63–0.75 mm silica sand, 0.85–1.5 mm glass and empty filter, working with a superficial velocity of 0.016 m s^{-1} and a pressure of 50 kPa at filter outlet.

Figure 7 shows the percentage of pressure drop produced by regions 2 and 3 within the range of superficial velocities in which the filter was tested. The results show that at low superficial velocities (around 0.005 m s^{-1}) the pressure drop produced by the medium and the underdrain was approximately the same, but when the velocity was increased, the highest pressure drop was produced by region 3 (underdrain).

For a better understanding of the effect of the porous medium around the underdrain, Fig. 8 shows the pressure profile for 0.63–0.75 mm silica sand, 0.85–1.5 mm recycled crushed glass and an empty filter. It can be observed that the largest pressure drop was produced at a short distance from the nozzle and in the slots of the nozzle. In the case of the empty filter, where the pressure drop is caused only by the slots of the nozzle, the pressure drop was much lower than that produced by the medium surrounding the nozzle. This was previously explained by Arbat et al. (2013), who indicated that fluid velocity inside the medium increases as it approaches the nozzle leading to large pressure losses in a very small zone close to the drain. Figure 8 shows that the pressure drop was greater for the finer media size due to the higher drag between the medium and water.

Figure 9 shows the pressure and velocity distribution contours obtained in the CFD simulations along a vertical plane that includes the nozzle outlet for the empty filter, the

cases for 0.63–0.75 mm silica sand and 0.85–1.50 mm crushed glass.

The velocity profiles were very similar, regardless of whether the filter was empty or the medium was silica sand or crushed glass. Velocity was highest at the collector, being more than 4 m s^{-1} . This velocity resulted in a large pressure drop in this part of the domain. It is worth noting that in the case of a filter operating without media (Fig. 9A), most of the whole pressure drop occurred at the collector, with only a small pressure drop at the nozzle slots.

In view of these results, some ideas arose for reducing the pressure drop produced by the auxiliary elements of the sand filter and, particularly, in the underdrain. The pressure drop could be greatly reduced by increasing the section at the nozzle outlet but the limit for this enlargement would be the diameter of the nozzle itself, which in this case was 60 mm, with the result that the velocity of the flow through this element, and consequently the pressure drop, would be drastically reduced. However, introducing larger material around the underdrain could greatly reduce the pressure drop, as occurred with the crushed glass compared to silica sand in the experimental tests. Different media sizes have previously been used in irrigation filters with gravel usually being used in the lower section of the filter near to the underdrain (Burt et al., 2011; Kuslu & Sahin, 2013).

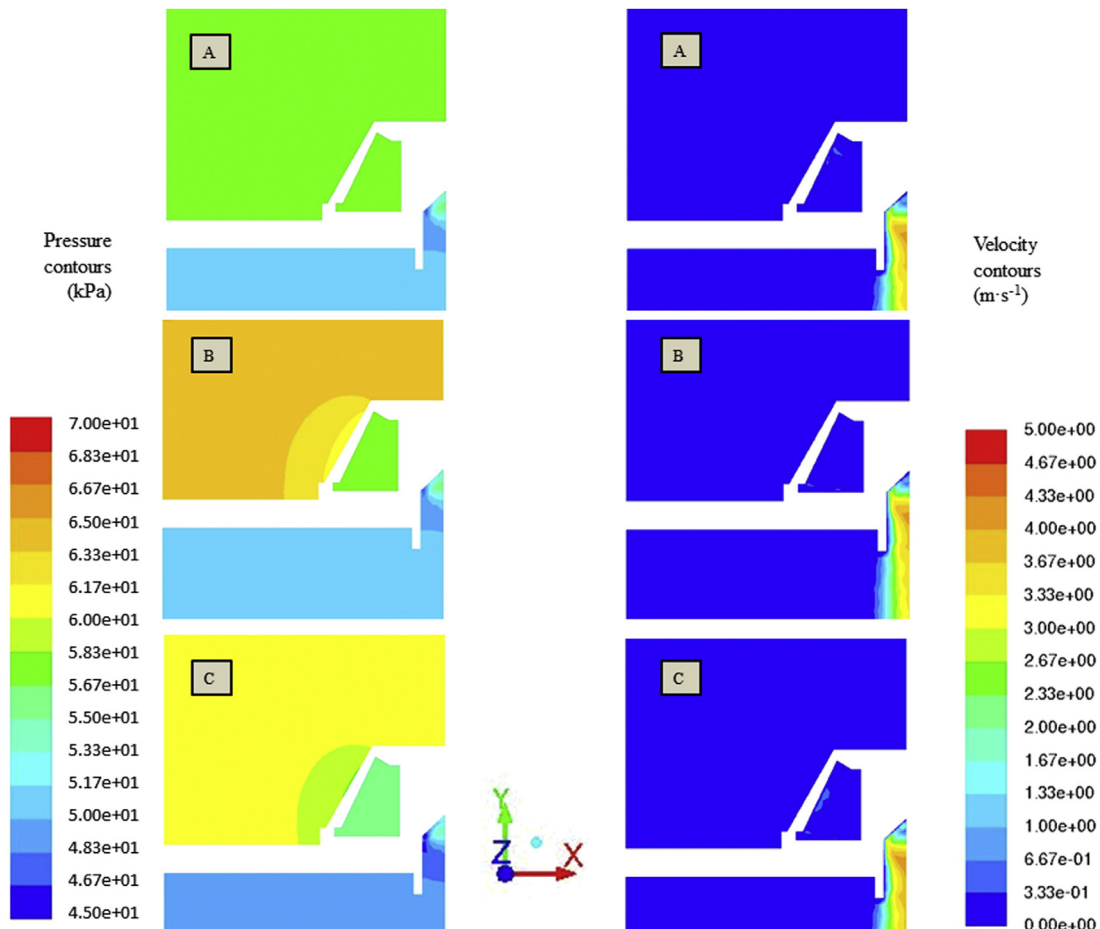


Fig. 9 – Pressure and velocity contour plots in the vertical symmetry plane for the empty filter (A) the silica sand 0.63–0.75 mm (B), the crushed glass 0.85–1.50 mm (C) cases.

3.3. Proposal for a new underdrain that reduces the pressure drop

The improved design consisted of a modified geometry of the nozzle in order to increase the flow section between the exit of the underdrain and the water chamber at the bottom of the filter. The original 16 mm cross-section width in the commercial nozzle (Fig. 1) was increased to 60 mm in the proposed new design (Fig. 10). This modification was intended to reduce the flow velocity in the cross-sectional area and thereby reduce the pressure drop. The flow section through the nozzle slots was designed to be similar to that in the commercial nozzle, consisting of 32 slots, 0.45 mm wide and 30 mm long, situated at the side of the nozzle and 16 slots, 20 mm long and 0.45 mm

wide, at the upper part of the nozzle (Fig. 10), therefore the passing area in the new underdrain accounted for 576.0 mm² compared with the 607.5 mm² in the commercial nozzle. The slots in the proposed underdrain were distributed at the sides and at the top, which differs from the commercial nozzle, where all the slots were around the nozzle. The new distribution favoured vertical flow through the porous medium with a more direct exit towards the slots located at the top of the nozzle, thereby reducing pressure drop. In this regard, Arbat et al. (2013) showed that the stream lines curved when approaching the commercial nozzle, increasing the pressure drop in the medium surrounding the underdrain.

CFD simulations with the new design using practical flowrates predicted a pressure drop produced by the entire

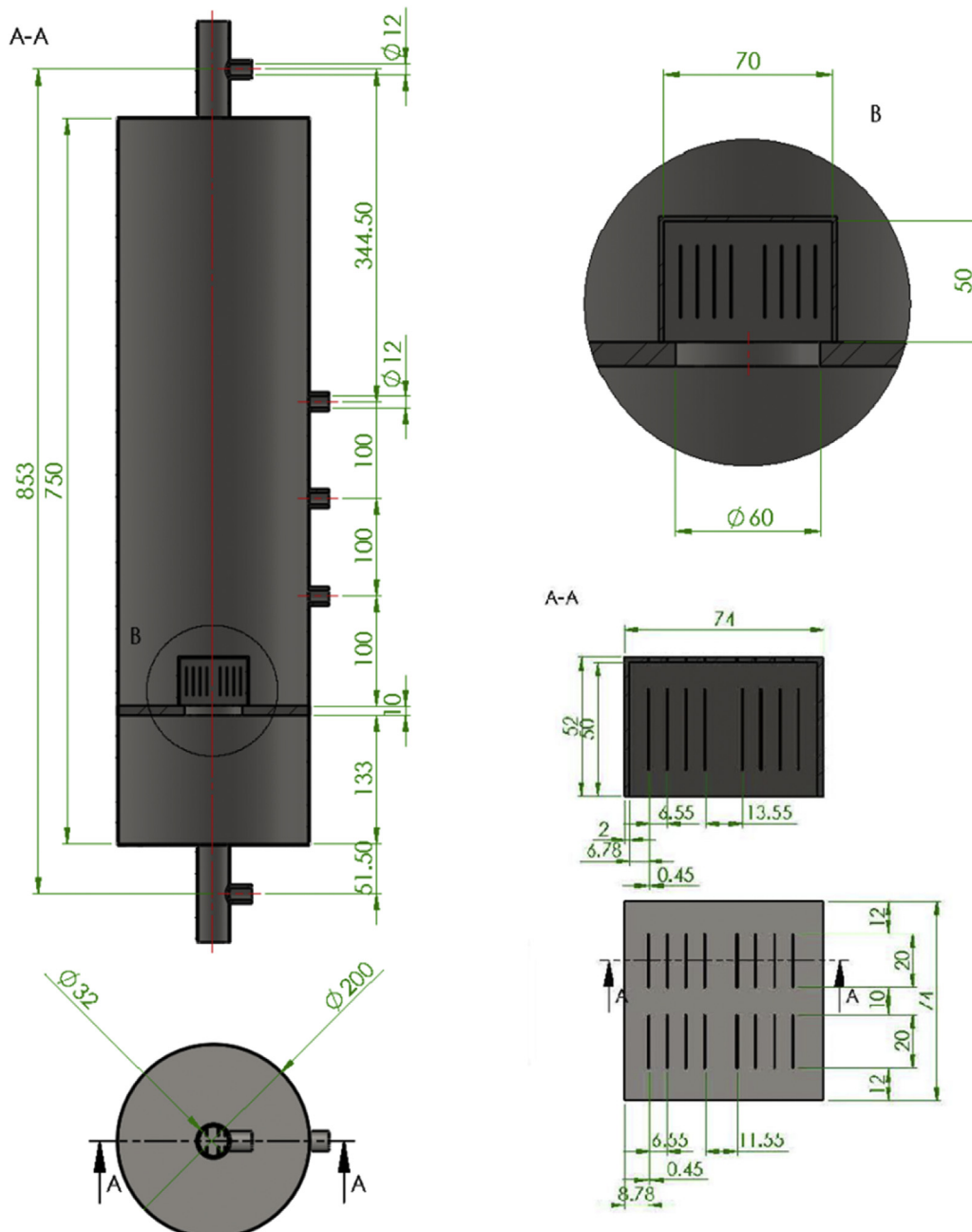


Fig. 10 – Description of the scaled filter with the new proposed underdrain design. All the measures are in mm.

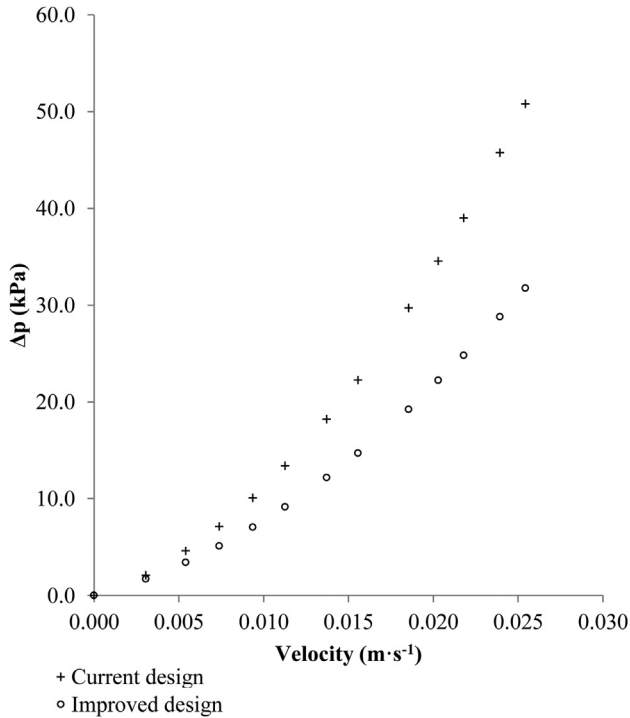


Fig. 11 – Pressure drop produced by the filter at different superficial velocities for the commercial underdrain and the improved design with a 317 mm column of 0.63–0.75 mm sand column.

filter would be 35% lower than that found with the commercial nozzle (Fig. 11) when using sand as a porous media.

The differences between pressure drops comparing commercial and new designs were explained by the differences in pressure drop generated in region 3 (Fig. 12), particularly at the collector between the bottom of the underdrain and the water chamber at the bottom of the filter, due to the lower flow velocities achieved in this region. In the current design, with a surface velocity of 0.016 m s^{-1} and an outlet pressure of 80 kPa with sand, 60% of the total pressure drop was generated by region 3, whilst in the improved design the pressure drop in the same region accounted for 47% (Fig. 12).

The improvements shown in this paper provided the basis of the Spanish utility model number U201530629 registered by the authors of the present paper.

4. Conclusions

Laboratory tests at different superficial velocities ranging from 0.0032 to 0.025 m s^{-1} using two different media (silica sand and recycled crushed glass) were used to calibrate the parameters of both porous media in a CFD model. The pressure drop predicted with the model closely matched that measured in the laboratory for a wide range of superficial velocities and both media with coefficients of efficiency (NSE) over 0.95 in all cases. Three different strategies were identified to reduce pressure drop in the underdrain and therefore energy consumption: a) using a larger particle size at the bottom

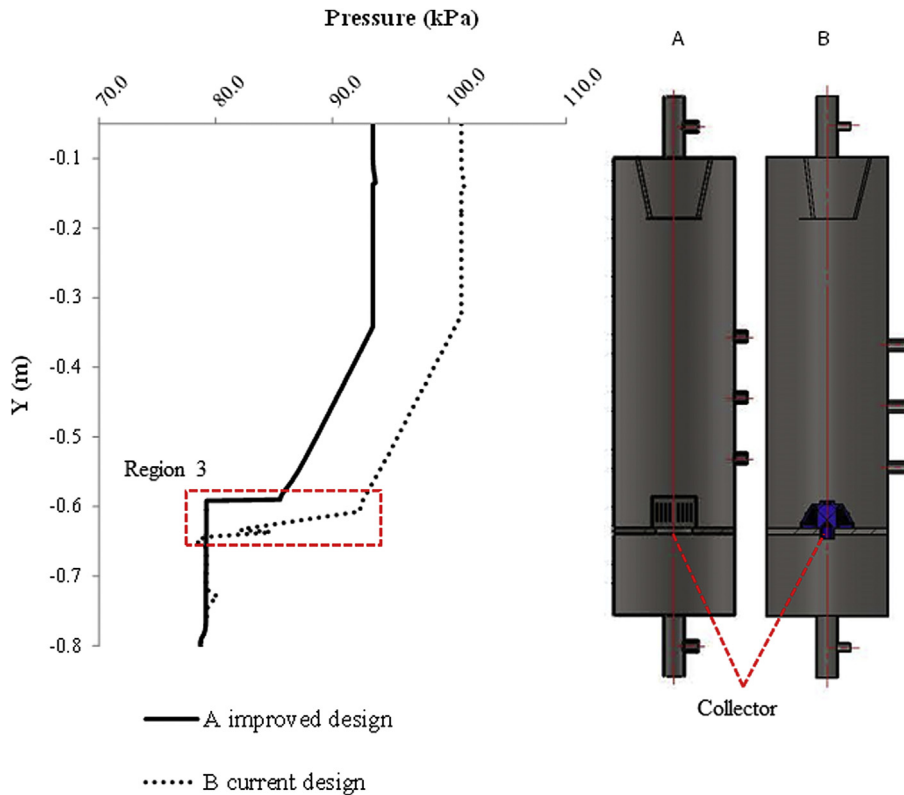


Fig. 12 – Pressure drop produced by the commercial underdrain and the improved design with 317 mm of column of 0.63–0.75 mm silica sand working with a surface velocity of 0.016 m s^{-1} and an outlet pressure of 80 kPa.

of the filtering medium around the underdrain, since this would reduce the pressure drop caused by the porous material in contact with the nozzle; b) situating some of the slots at the top of the nozzle thereby intercepting the stream lines from the porous medium perpendicularly and facilitating the outflow; and c) increasing the cross-sectional area of the duct located at the outlet of the nozzle, which is responsible for most of the pressure drop. A new underdrain design showed that compared with a commercial design this could reduce the pressure drop of the entire filter by some 35%.

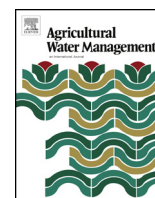
Acknowledgements

The authors would like to express their gratitude to the Spanish Ministry of Science and Innovation for their financial support for this experiment through grant CGL2012-31180.

REFERENCES

- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Barragán, J., Montoro, L., et al. (2011). Using computational fluid dynamics to predict head losses in the auxiliary elements of a microirrigation sand filter. *Transactions of the ASABE*, 54(4), 1367–1376.
- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Montoro, L., Barragán, J., et al. (2013). An experimental and analytical study to analyze hydraulic behavior of nozzle-type underdrains in porous media filters. *Agricultural Water Management*, 126, 64–74.
- Ayars, J.e., Bucks, D. A., Lamm, F. R., & Nakayama, F. S. (2007). 1. Introduction. In J. E. A. Freddie, R. Lamm, & S. N. Francis (Eds.), *Developments in agricultural engineering* (Vol. 13, pp. 1–26). Elsevier.
- Bové, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Velayos, J., Ramírez de Cartagena, F., et al. (2015). Pressure drop across sand and recycled glass media used in micro irrigation filters. *Biosystems Engineering*, 137, 55–63.
- Burt, C., Howes, D. J., & Freeman, B. (2011). *Public Interest Energy Research (PIER) Program. Final Project Report, Agriculture Water Energy Efficiency* (p. 263). San Luis Obispo, CA: California Energy Commission and Irrigation Training and Research Center.
- Celik, I. B., Ghia, U., Roache, P. J., & Freitas, C. J. (2008). Procedure for estimation and reporting of uncertainty due to discretization in CFD applications. *Journal of Fluids Engineering-Transactions of the Asme*, 130(7). <http://dx.doi.org/10.1115/1.2960953>.
- Corominas, J. (2010). Agua y energía en el riego, en la época de la sostenibilidad. *Ingeniería del agua*, 17(3).
- De Deus, F. P., Testezlaf, R., & Mesquita, M. (2013). Effects of diffuser dimensions on the hydraulic performance of a commercial sand filter model. *Engenharia Agricola*, 33(3), 560–568. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162013000300012>.
- Dos Santos, M. B., Mesquita, M., & Testezlaf, R. (2013). Application of a vertical wind tunnel to evaluate flow lines generated by sand filters underdrains. *Engenharia Agricola*, 33(3), 548–559. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162013000300011>.
- Hardy, L., & Garrido, A. (2012). Challenges and opportunities related to the Spanish Water-Energy Nexus. *Water, agriculture and the environment in Spain* (pp. 177–189). CRC Press.
- Kuslu, Y., & Sahin, U. (2013). A comparison study on the removal of suspended solids from irrigation water with pumice and sand-gravel media filters in the laboratory scale. *Desalination and Water Treatment*, 51(10–12), 2047–2054. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2013.734492>.
- Macdonald, I., El-Sayed, M., Mow, K., & Dullien, F. (1979). Flow through porous media-the Ergun equation revisited. *Industrial & Engineering Chemistry Fundamentals*, 18(3), 199–208.
- Mesquita, M., Testezlaf, R., & Ramirez, J. (2012). The effect of media bed characteristics and internal auxiliary elements on sand filter head loss. *Agricultural Water Management*, 115, 178–185.
- Miroliaei, A. R., Shahraki, F., & Atashi, H. (2011). Computational fluid dynamics simulations of pressure drop and heat transfer in fixed bed reactor with spherical particles. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 28(6), 1474–1479. <http://dx.doi.org/10.1007/s11814-010-0507-x>.
- Palle, S., & Aliabadi, S. (2013). Direct simulation of structured wall bounded packed beds using hybrid FE/FV methods. *Computers & Fluids*, 88(0), 730–742. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compfluid.2013.05.012>.
- Pardo, M. A., Manzano, J., Cabrera, E., & García-Serra, J. (2013). Energy audit of irrigation networks. *Biosystems Engineering*, 115(1), 89–101. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2013.02.005>.
- Reddy, R. K., & Joshi, J. B. (2010). CFD modeling of pressure drop and drag coefficient in fixed beds: wall effects. *Particuology*, 8(1), 37–43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.partic.2009.04.010>.
- Ritter, A., & Muñoz-Carpena, R. (2013). Performance evaluation of hydrological models: statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480, 33–45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>.

5. **Bové, J., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Pujol, J., Ramírez de Cartagena, F. 2017. Development of a new underdrain for improving the efficiency of microirrigation sand media filters. Agricultural Water Management, 179, 296-305.**



Development of a new underdrain for improving the efficiency of microirrigation sand media filters



Josep Bové^a, Jaume Puig-Bargués^{a,*}, Gerard Arbat^a, Miquel Duran-Ros^a, Toni Pujol^b, Joan Pujol^a, Francisco Ramírez de Cartagena^a

^a Department of Chemical and Agricultural Engineering and Technology, University of Girona, Carrer Maria Aurèlia Capmany, 61, 17003 Girona, Catalonia, Spain

^b Department of Mechanical Engineering and Industrial Construction, University of Girona, C. de Maria Aurèlia Capmany, 61, 17003 Girona, Catalonia, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 February 2016

Received in revised form 27 June 2016

Accepted 30 June 2016

Available online 15 July 2016

Keywords:

Drip irrigation

Filtration

CFD modelling

Granular bed

Clogging

ABSTRACT

Microirrigation is an irrigation technology with high potential water use efficiency. For preventing emitter clogging, which reduces the uniformity and can lead to inoperability of microirrigation systems, filtration is mandatory. Sand media filters are broadly used to protect microirrigation systems, but their manufacturer's pressure requirements for backwashing are high and contribute to energy consumption. Previous studies have shown that pressure losses in sand media filters can be more important in the underdrain elements than in the filter bed. The main objective was to design a new underdrain that could reduce sand media pressure drop. The new underdrain has wider passages to the water chamber located at underdrain outlet, is surrounded with a granular medium with higher hydraulic conductivity and it modifies the flow curvature above the underdrain. The new underdrain was built and tested under filtration and backwashing conditions and with and without filter bed using a laboratory filter which was scaled from a commercial filter. Results show that the new underdrain reduced pressure loss by 50% compared with a scaled commercial filter taken as reference, especially under backwashing conditions. A Computational Fluid Dynamics (CFD) model was developed to further study those filter areas where the underdrain achieved a pressure loss reduction. The new underdrain also affected pressure profile across filter bed, which was closer to the theoretically predicted by the Ergun equation. The new underdrain improves hydraulic performance of sand media filters for microirrigation system, thereby increasing both water and energy use efficiency.

© 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Irrigated agriculture represented in 2012 20% of the cultivated land worldwide, but it contributed 40% of the total food production (FAO, 2016). Although microirrigation is an irrigation system that increases water use efficiency (Ayars et al., 2007), it is only used in 3% of the irrigated land worldwide (FAO, 2016). However, due to water scarcity and the need to increase agricultural productivity, microirrigation is currently being adopted by more farmers who replace low efficiency surface irrigation systems (Daccache et al., 2014; Tarjuelo et al., 2015; Valipour, 2015). Thus, the total world microirrigated land increased by 31% from 1990 to 2012 while the total irrigated land only increased by 22% in the same period (FAO, 2016). The adoption of pressurized irrigation methods

such as sprinkler and microirrigation led to a reduction of irrigation water use by 15% from 1990 to 2007 but increased the energy consumption by 69% in Spain (Corominas, 2010). So, both water and energy efficiency need to be considered when adopting an irrigation system (Tarjuelo et al., 2015).

Pump discharge pressure requirements in microirrigation systems are usually determined by manufacturer's filter pressure specifications, which may be 50% to 100% higher than those of the emitters and driplines (Burt, 2010). Appropriate filtration is mandatory in microirrigation since it helps to prevent emitter clogging, which can be a major problem of this irrigation technique (Ayars et al., 2007). Sand media filters are often considered the standard for filtration protection of microirrigation systems (Trooien and Hills, 2007), because they achieve better solid removal (Duran-Ros et al., 2009) and less emitter clogging (Capra and Scicolone, 2007).

Sand media filters show a pressure drop, located mainly across the granular filtration medium and the auxiliary elements, such as the underdrain and the diffuser plate (Arbat et al., 2013; Mesquita

* Corresponding author.

E-mail address: jaume.puig@udg.edu (J. Puig-Bargués).

et al., 2012) and the backflushing valve (Burt, 2010). Pressure loss in the underdrain increases with filtration surface velocity, as has been stated by several authors (Bové et al., 2015c; Burt, 2010; Mesquita et al., 2012) who studied different underdrain designs such as inserted slot domes or draining wands.

Using Computational Fluid Dynamics (CFD), Arbat et al. (2011) found that the head loss across the underdrain was due to the fluid acceleration when crossing this auxiliary element as well as to the curvature of the hydraulic flow within the filtration medium when approaching the underdrain. Bové et al. (2015c) highlighted some ideas for reducing underdrain head loss. On one hand, the section between the underdrain outlet and the water chamber at the bottom of the filter should be enlarged for reducing the flow velocity across the underdrain and thereby reducing the pressure drop. On the other hand, the underdrain could be covered with a granular medium with a greater size and therefore higher hydraulic conductivity than that of the filtration column for achieving a lower pressure loss. In this case, the granular medium that surrounds the underdrain should be confined for avoiding the mixture of media of different hydraulic properties. In addition, if the underdrain is covered with particles with larger size, the underdrain slots could be widened or they could be replaced by other elements with smaller pressure loss. All the aforementioned improvements have been the basis of the Spanish utility model U201530629 (Bové et al., 2015b).

Sand media filters need to be cleaned once the granular medium is saturated with retained solids. This cleaning is carried out by backwashing, so the filtration medium is expanded and its porosity is greatly increased, allowing an easy removal of trapped particles (McCabe et al., 2001). Backwashing is critical for media filter operation and performance because reverse flow velocity must cause the separation and suspension of sand material into individual particles (Nakayama et al., 2007). Burt (2010) pointed out that a uniform backwashing provides better cleaning of the media and eventually saves backwashing water and energy since it could be carried out at

lower pressures and less water needs to be pumped. Usually, sand media filter backwashing is carried out at a preset head loss but daily backwashing has been also verified as a practice for assuring good emitter performance (Enciso-Medina et al., 2011). Although filtration and backwashing operation on irrigation water characteristics has been studied (Elbana et al., 2012), few attempts have been made to improve sand media filter design and performance.

The main objective of this paper was to design, construct and test a new underdrain for a microirrigation sand filter that had less pressure loss and, thus, less energy requirements, therefore increasing water and energy efficiency.

2. Materials and methods

2.1. Experimental study of the new design of underdrain

2.1.1. New underdrain and experimental setup

A new underdrain (Figs. 1 and 2) for a scaled laboratory microirrigation sand filter (Arbat et al., 2013) was designed and constructed following the guidelines suggested by Bové et al. (2015c). The new underdrain had a 37 mm height cuboid with eight side slots of 550 mm² area each one and four top slots with an area of 625 mm² each one. All these slots had a 0.75 mm filtration level screen. The outlet passage was a 60 mm side square. This cuboid was placed inside a 77 mm height underdrain cylinder body which had a 0.75 mm filtration level screen on its top (Fig. 1). The cylinder was filled with crushed recycled glass previously sieved to have particle sizes between 0.85 and 1.50 mm (Fig. 2). This new underdrain allows that water flow is more uniformly distributed across the filter bed and reduces water velocity at underdrain outlet.

Silica sand sieved to 0.63–0.75 mm grain size was used as filter bed because it showed good solid removals in sand media filters (Elbana et al., 2012). The characteristics of the media used in the experiment are detailed in Table 1.

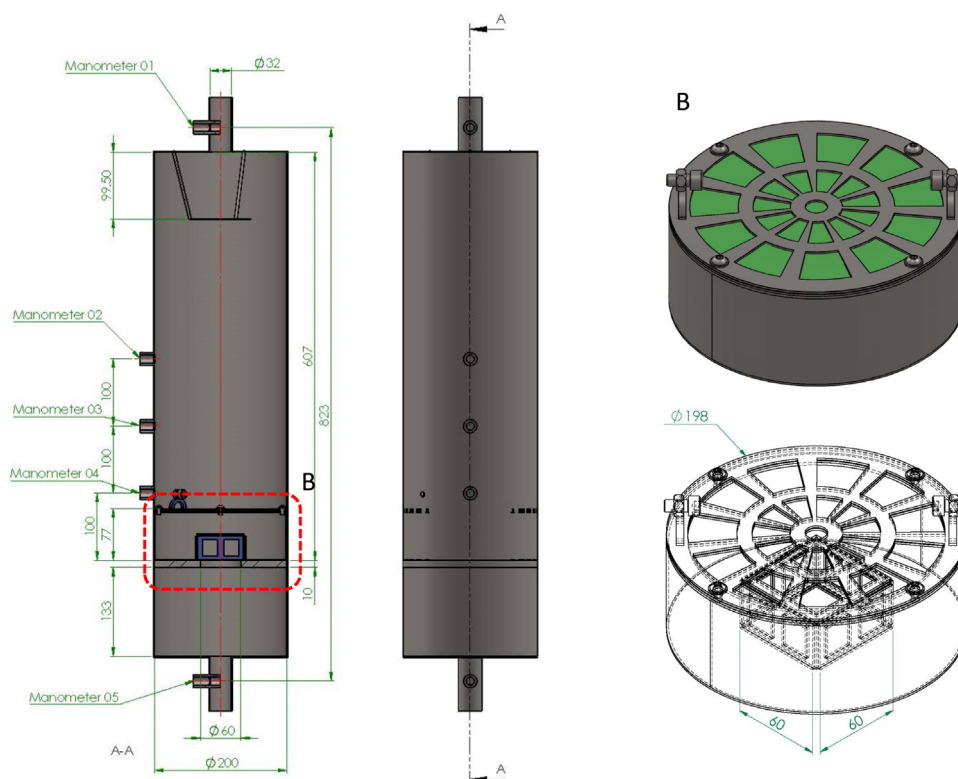


Fig. 1. Scaled laboratory sand filter with the new designed underdrain and its isometric view (B). Dimensions are in mm.



Fig. 2. New underdrain built and filled with 0.85–1.50 mm crushed recycled glass.

Table 1
Physical characteristics of the two media used in the filter (Bové et al., 2015a).

Material	Crushed recycled glass	Silica sand
Grain size range (mm)	0.85–1.50	0.63–0.75
Equivalent diameter (mm)	1.32	0.71
Real density (kg m^{-3})	2,420.0	2,410.0
Bulk density (kg m^{-3})	1,385.0	1,490.0
Porosity (dimensionless)	0.43	0.42
Sphericity (dimensionless)	0.62	0.89
Location	Underdrain	Filter bed

Five digital Leo Record (Keller, Winterthur, Switzerland) digital manometers with ± 0.01 kPa accuracy were placed across the laboratory filter (Fig. 1). One manometer was located at the filter inlet pipe, three across the sand bed and the last one at the filter outlet pipe. Thus, the pressure in these specific points across the filter could be measured with these manometers, which recorded the values at 1 s intervals in spreadsheet files that allowed further computations.

The filter was fed with tap water pumped with a Prisma 20/4 M (ESPA, Banyoles, Catalonia, Spain) centrifugal pump. A MP400-CB PTFE DN20 (COMAQUINSA, Llinars del Vallès, Catalonia, Spain) magnetic flowmeter with $\pm 0.05 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ accuracy was placed at the pump outlet for allowing instantaneous flow measurement, from which surface filtration velocity was calculated. The experimental layout (Fig. 3) also had a gate valve for adjusting the flow; two ball valves, located at filter inlet and outlet, respectively, for regulating the operating pressure; and a $130 \mu\text{m}$ screen filter for checking if media particles were released from the scaled sand media filter.

2.1.2. Experimental procedure

Different tests at both filtration and backwashing regimes with and without sand bed above the underdrain were carried out using the experimental layout (Fig. 3). Each test was replicated three times. In each replication, filter performance was assessed at 12 different filtration surface velocities ranging from 0.003 m s^{-1} to 0.030 m s^{-1} . Thus, a total of 144 experimental points were obtained.

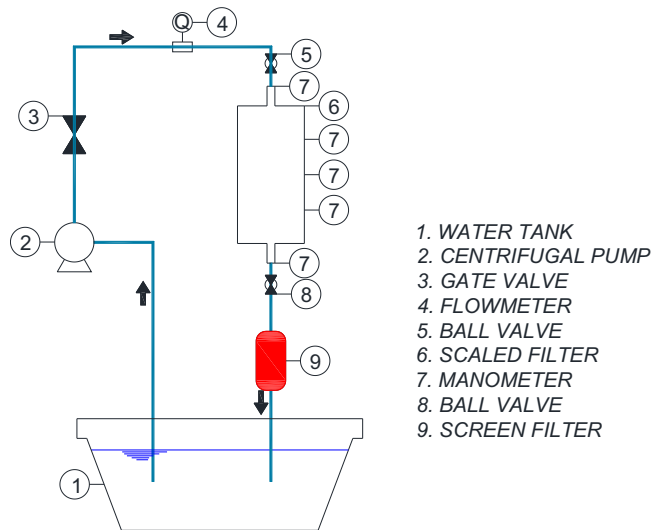


Fig. 3. Experiment layout.

Pressure loss across the whole filter was computed as the difference of the pressure measured by the manometer 1 and 5 (Fig. 1) under regular filtration operation and by manometer 5 and 1 under backwashing. This procedure allowed determining the pressure drop regarding surface velocity for the different experimental conditions that were tested.

2.2. Study of the new underdrain design

For a better knowledge of the filter performance in the whole filter domain, a digital model was developed using the CFD technique. This model was compared with a previous CFD model available for the commercial underdrain (Bové et al., 2015c) of the sand filter that was used for scaling the laboratory filter (Arbat et al., 2013).

A finite element mesh (Fig. 4) of the geometry of the new underdrain described in Section 2.1.1. was generated using ANSYS-Icem

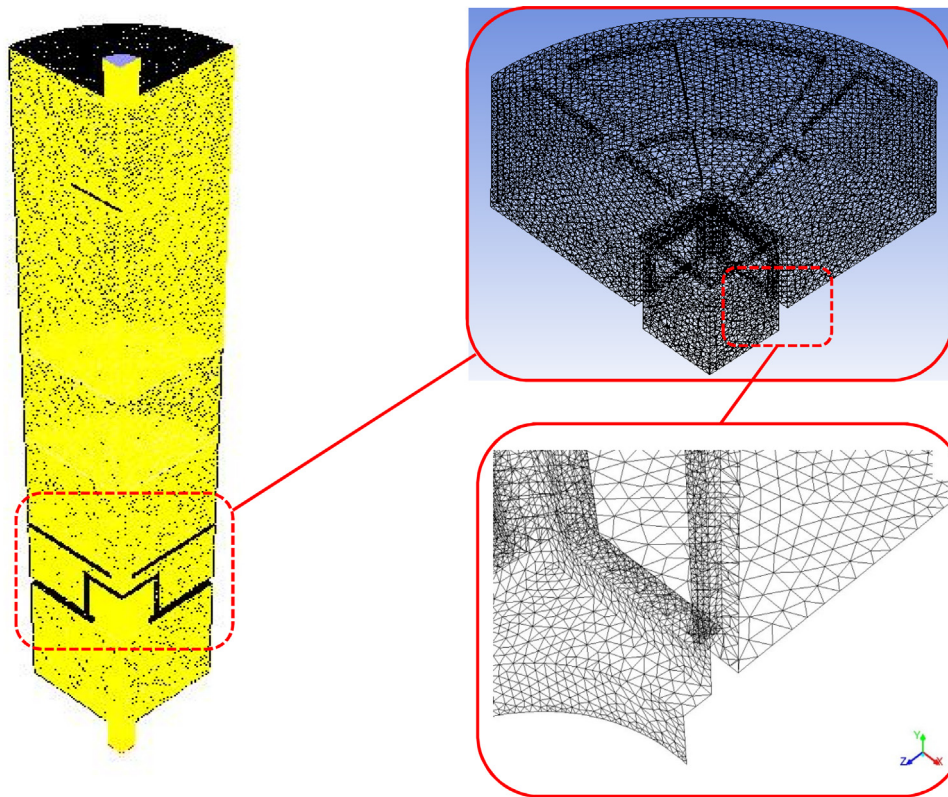


Fig. 4. Simulated domain (a quarter section of the filter; left) and mesh in the underdrain element (top right, detail in bottom right).

Table 2
Values of the parameters needed for modelling each media and top screens.

Parameter	Medium		Top screens
	Silica sand	Crushed glass	
Porosity (dimensionless)	0.42	0.43	0.42
C_2 (m^{-1})	67,809	49,944	55,723
$1/\alpha$ (m^{-2})	1,426,866,416	794,666,385	953,064,677

software (ANSYS, Canonsburg, PA, USA) for modelling the hydraulic performance of the new design. The top screens of the underdrain cylindrical body (Figs. 1 and 2) were considered as a porous media with the characteristics shown in Table 2. These characteristics were obtained to fit experimental and modelled values, considering that the velocity across the screen was higher than the surface velocity.

The generated mesh represented only a quarter of the filter. The mesh had two symmetry planes (XY and ZY), thereby the number of elements to compute numerically can be reduced to a 25% of the real filter without losing information. The mesh was formed by 1,391,082 elements and, as it had 2 symmetry planes, the filter geometry was discretized in 5,564,328 elements. For a correct characterization of the new design, underdrain internal openings were discretized in cells of a maximum length of 0.50 mm. The rest of the underdrain domain was discretized using cells of a maximum length of 1.00 mm, except the wider area of the filter body, which was discretized with 5.00 mm maximum length cells.

To check the suitability of the defined mesh, the model was run with two other meshes whose thickness was increased by a factor of 2.2 regarding the mesh defined in the previous paragraph in order to analyze the robustness of the model as suggested by Celik et al. (2008). For a given value of the flow, the pressure drop for the three meshes analyzed differed by less than 1%. So, the selected mesh

sizes were appropriate for carrying out the simulations of the filter underdrain.

Two different operational conditions of the filter were simulated for comparing the hydraulic performance of the new design of underdrain with the commercial one. The first situation was under filtration regime without bed. The second one was under filtration regime with a 300 mm height bed of silica sand of 0.63–0.75 mm grain size that fills the filter up to the location of the manometer 2 (Fig. 1). Operation at backwashing was not simulated because the bed expansion could not be modelled with accuracy with the developed model.

The model was solved with the code ANSYS-Fluent, which allows using different models for representing turbulence. In our case, the k-ε model was used with the values for $C_{\epsilon 2}$ constant = 1.9, effective Prandtl number for transport of turbulence kinetic energy TKE-Prandtl = 1.0, effective Prandtl number for transport of turbulence dissipation rate TDR-Prandtl = 1.2, turbulent intensity = 5% and turbulent viscosity ratio = 10 at the inlet.

For modelling each granular media, their viscous and inertial factors were defined following the ANSYS Fluent User’s Guide (ANSYS, 2009). Equation (1) is used by ANSYS Fluent for computing the pressure loss in porous media. Equation (1) is equivalent to Ergun equation, which has shown a good prediction level of the pressure drop across different filter media (Bové et al., 2015a).

$$\frac{\Delta p}{\Delta L} = \frac{1}{\alpha} \mu \cdot v + C_2 \frac{\rho}{2} v^2 \tag{1}$$

being $\Delta p/\Delta L$ the pressure loss per length of filtration medium bed ($Pa\ m^{-1}$); $1/\alpha$ the viscous factor of the filtration medium (m^{-2}); μ the viscosity of the fluid ($Pa\ s$); v the filtration surface velocity ($m\ s^{-1}$); C_2 the inertial factor of the medium (m^{-1}); and ρ the density of the fluid ($kg\ m^{-3}$). The values used for modeling are shown in Table 2.

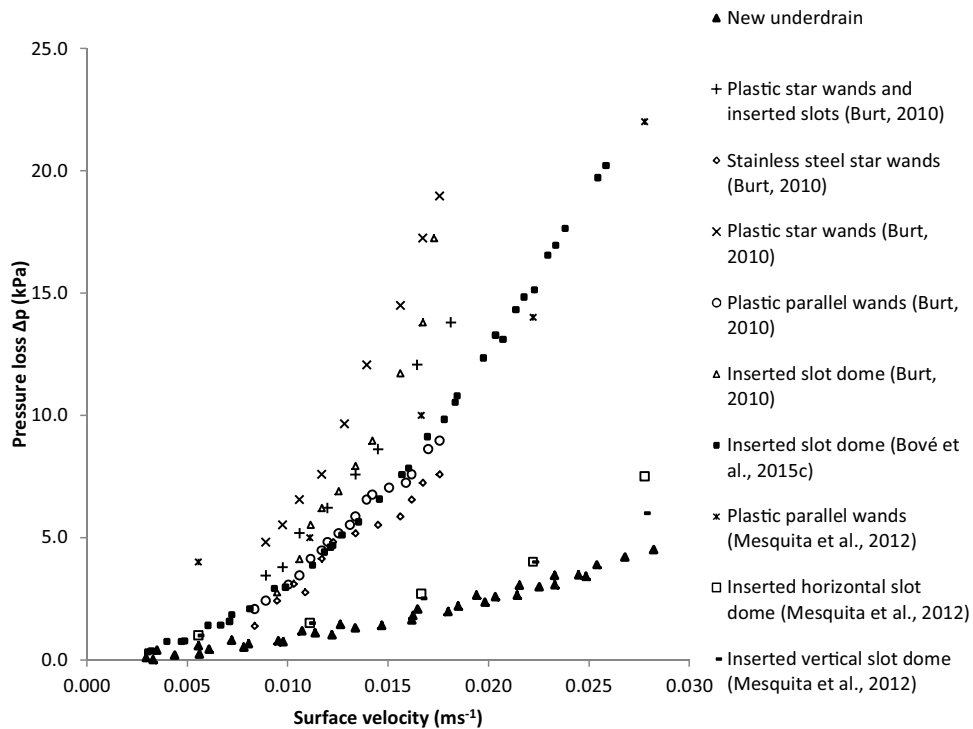


Fig. 5. Pressure loss across the whole filter regarding surface velocity without granular bed under filtration for the new and other (Bové et al., 2015c; Burt, 2010; Mesquita et al., 2012) underdrains.

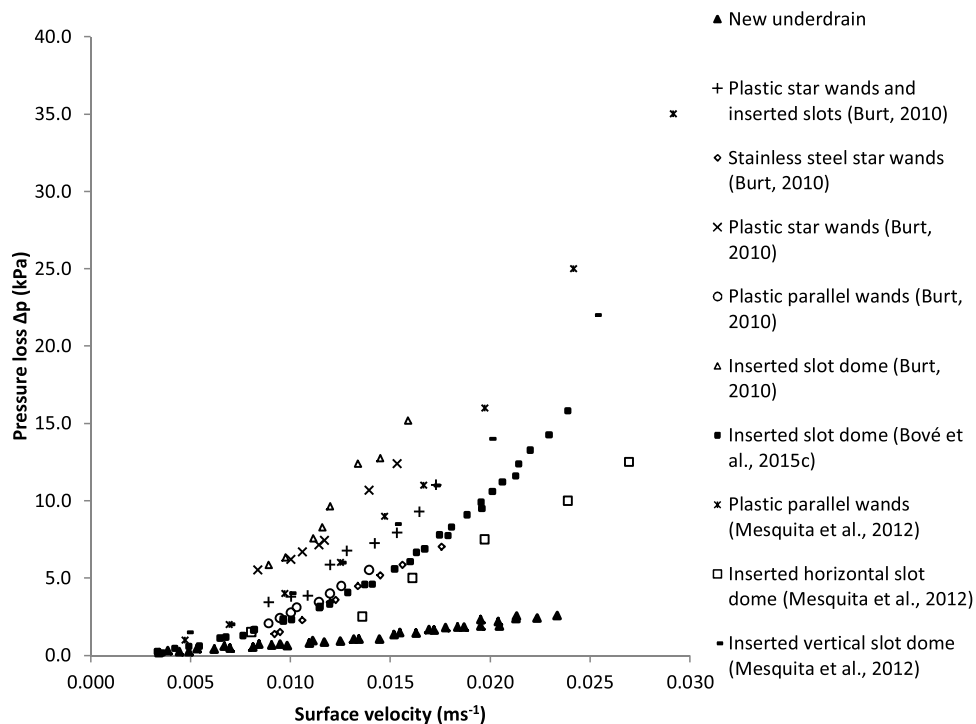


Fig. 6. Pressure loss across the whole filter regarding surface velocity without granular bed under backwashing for the new and other (Bové et al., 2015c; Burt, 2010; Mesquita et al., 2012) underdrains.

Contour conditions for modelling were a flow of 0.5 L s^{-1} (obtained with a surface velocity of 0.016 m s^{-1} , which is the value usually used as design surface load for a filter of granular matrix) and an outlet filter pressure of 50 kPa for assuring that the low pressure zones that appear behind the baffles and water passages with high velocities do not create areas with a pressure too low.

Twelve simulations were carried out for each underdrain design (commercial and new) with the same surface velocity range ($0.003\text{--}0.030 \text{ m s}^{-1}$) under which the laboratory experiments were carried out for allowing a comparison of both experimental and modelled results. Two adjustment goodness indicators were used.

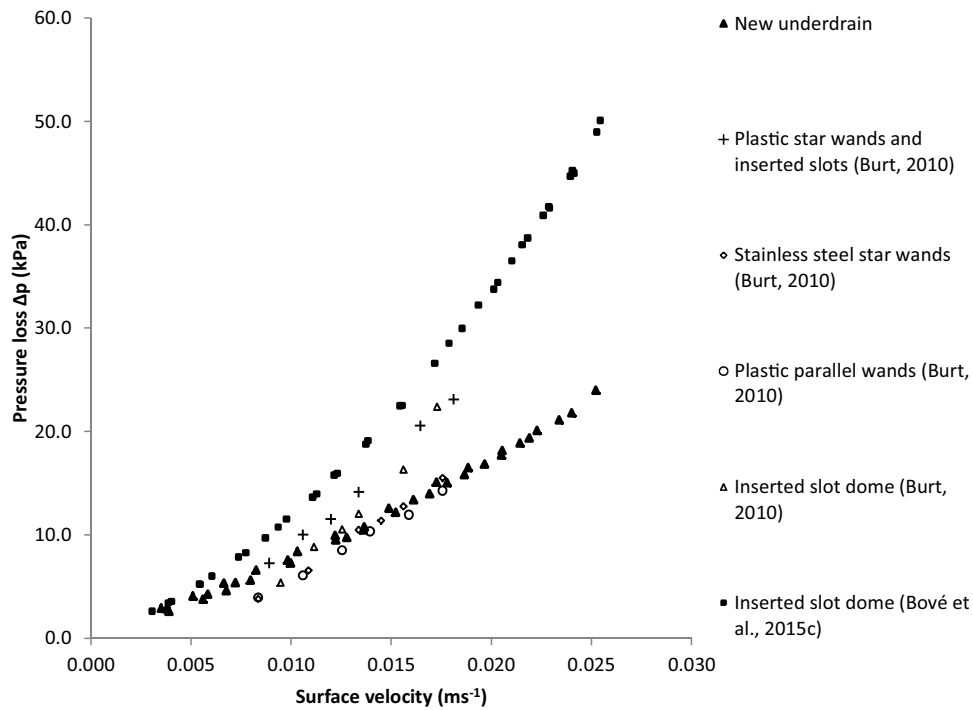


Fig. 7. Pressure loss across the whole filter regarding surface velocity with a 300 mm height granular bed of 0.63–0.75 mm silica sand for the new and other underdrains working at filtration regime.

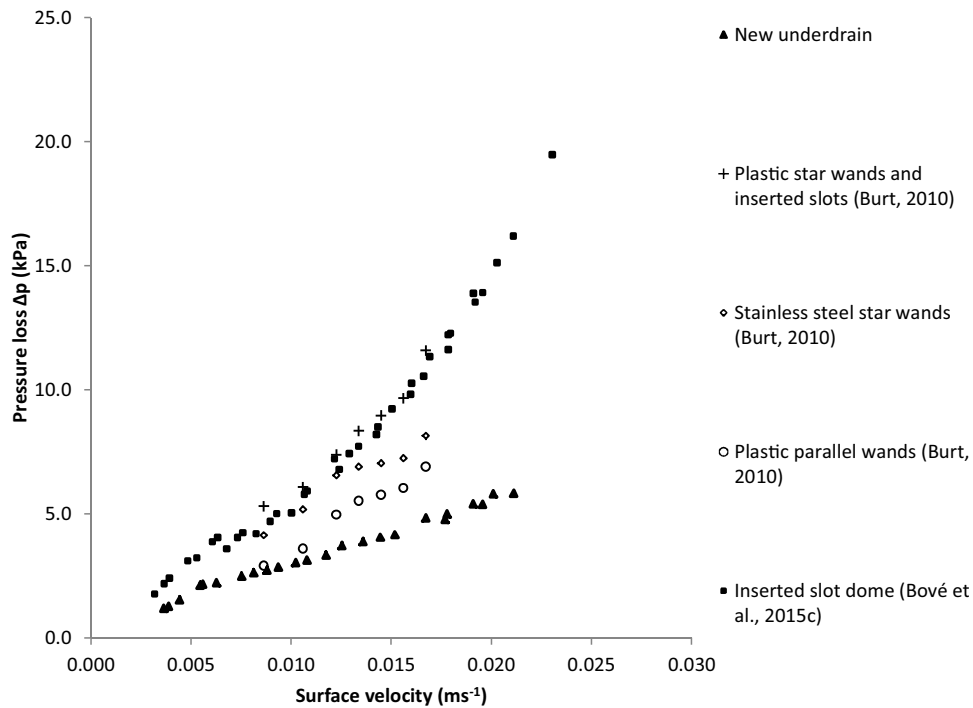


Fig. 8. Pressure loss across the whole filter regarding surface velocity with a 300 mm height granular bed of 0.63–0.75 mm silica sand for the new and other underdrains working at backwashing regime.

The first one was the Nash and Sutcliffe (1970) coefficient of efficiency, which was computed with Eq. (2):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - O)^2} \quad (2)$$

being NSE the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient (dimensionless); O_i the observed experimental value of pressure drop (Pa); P_i the

predicted value of pressure drop (Pa); O the average observed pressure drop (Pa); and N the number of observations.

The second indicator, the root mean square error (RMSE), which is an absolute error statistic, was calculated as follows:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{N}} \quad (3)$$

2.3. Effect of the new underdrain on the hydraulic performance of filtration bed

Underdrain causes a pressure loss due to the friction of water. Besides, when water approaches to the underdrain, the flow is curved and causes an acceleration of the water within the filtration bed. Thus, the hydraulic behavior of the bed becomes different than that theoretically predicted by Ergun equation (Arbat et al., 2013).

The new underdrain design minimized the curvature of the hydraulic flow and affects pressure loss across filtration bed. Using data from manometers 1 and 5 (Fig. 1) it was possible to relate pressure loss regarding filtration surface velocity with a quadratic equation:

$$\Delta p = a \cdot v + b \cdot v^2 \quad (4)$$

being Δp the pressure drop in the whole filter (kPa); and v the surface velocity (m s^{-1}).

The coefficients a and b were determined adjusting the experimental data with Eq. (4). Then, the pressure loss across the whole filter without filtration medium was subtracted from the pressure loss of the whole filter with granular bed, and the pressure loss across only the filtration medium but influenced by the filter auxiliary elements was obtained. Following this procedure, it was possible to compare filtration bed performance, which is affected by the underdrain design, with the pressure loss predicted with Ergun model, which is the minimum pressure loss caused by the medium.

SolidWorks (Dassault Systèmes, Vélizy-Villacoublay, France) software was used for depicting flow lines between the filtration medium and the underdrains.

3. Results and discussion

3.1. Experimental study of the new underdrain design

Pressure loss regarding surface velocity of the new designed underdrain and other underdrain data published by different authors is shown for the operation condition of filtration and backwashing without bed medium in Figs. 5 and 6, respectively.

Burt (2010) studied 5 different sand media filters without granular bed and 4 with sand bed under filtration and backwashing. All these filters had a nominal diameter of 1200 mm but they had different underdrain designs such as draining wands in a star arrangement built with plastic or stainless, parallel draining wands built with plastic and inserted slot domes. The filtration medium was crushed silica sand with a particle equivalent diameter of 0.69 mm. Mesquita et al. (2012) investigated three sand filter types with different underdrains and 3 filtration media. The tested underdrains were a plastic manifold, a cylindrical disc inserted in the bottom plate horizontal slots and a conical nozzle inserted in the bottom plate with vertical slots. Media tested had equivalent diameters ranging from 0.90 mm to 1.60 mm. Bové et al. (2015c) analyzed a commercial underdrain placed the same scaled filter of the current work. This underdrain was a grooved conical nozzle assembled at the bottom plate. Its performance was studied at filtration and backwashing regimes with and without a 300 mm height filtration column of 0.63–0.75 mm grain size silica sand.

The new developed underdrain reduced (Figs. 5 and 6) the pressure drop across the filter without filtration bed compared with all the other underdrains studied previously (Bové et al., 2015c; Burt, 2010; Mesquita et al., 2012). Specifically, the pressure drop of the new design under filtration regime was reduced by 50% for the smallest surface velocities ($<0.01 \text{ m s}^{-1}$) and by more than 80% for the highest tested surface velocities ($>0.02 \text{ m s}^{-1}$) compared

Table 3

Nash-Sutcliffe efficiency (NES) coefficients and Root Mean Square Error (RMSE) for experimental and CFD simulated data for the different tested scenarios.

Scenario	NES (dimensionless)		RMSE (kPa)	
	Commercial underdrain (Bové et al., 2015c)	New underdrain	Commercial underdrain (Bové et al., 2015c)	New underdrain
Filtration without filter bed	0.993	0.963	0.49	0.38
Filtration with a 300 mm height filter bed of silica sand of 0.63–0.75 mm grain size	0.998	0.997	0.71	0.32

to the commercial underdrain tested with the same scaled filter (Bové et al., 2015c). The same level of pressure loss decreases were observed under backwashing.

When a media bed of silica sand of a grain size between 0.63 and 0.75 mm with a height of 300 mm was introduced in the filter, the pressure loss of the new underdrain was also smaller than that determined experimentally with a commercial filter underdrain using the same experimental setup (Bové et al., 2015c) under filtration regime (Fig. 7). The observed pressure loss reductions were of 20% for the lowest surface velocities ($<0.01 \text{ m s}^{-1}$) and 45% for the highest velocities ($>0.02 \text{ m s}^{-1}$). These decreases were smaller than those observed when no granular bed was used. Under backwashing regime (Fig. 8), the pressure drop reductions across the filter were almost the same observed when no filtration bed was used (Fig. 6): 50% and 80% at the low and high ranges of surface velocities, respectively.

The new underdrain pressure loss with filter bed was compared with data from several commercial filters studied at field conditions. In this case, data from Mesquita et al. (2012) were not considered because these authors used sand media with a minimum equivalent diameter of 0.90 mm, larger than that of the bed tested in our case, which was 0.72 mm, according to Bové et al. (2015a). The greatest equivalent diameter of media used by Mesquita et al. (2012) should yield less filter removal efficiency (Wen-Yong et al., 2015) and also less pressure drop across filter (Bové et al., 2015a), being the values not directly comparable with those obtained in the present experiment. As Burt (2010) worked with a media bed with an equivalent diameter of 0.69 mm, which is quite close to the one used in our experiment, its values could be reasonably compared with data from our tests. Media bed heights used by Burt (2010) were calculated using the media mass, the filter diameter and an average media density of 1330 kg m^{-3} . Following this procedure, the heights ranged from 230 to 540 mm, depending on the filter.

Pressure losses across underdrain and filter bed shown graphically by Burt (2010) were used to depict Figs. 7 and 8. Pressure drops across backflushing valves obtained by Burt (2010) were not considered, since in our study only head loss across filter body was measured. Surprisingly, pressure losses across the filters tested by Burt (2010) with media bed were smaller than across the scaled commercial filter. It should be pointed out that pressure drop at the underdrain was always higher with these field filters (Figs. 5 and 6). The pressure loss across media bed computed using Ergun equation with data supplied by Burt (2010) was higher than those obtained experimentally for all the filters (data not shown). Since Ergun equation should supply the minimum head loss in a media bed, it might be that these data underestimated some of the pressure drop. Underdrain with plastic parallel wands tested by Burt (2010) showed similar pressure loss than the new design under filtration.

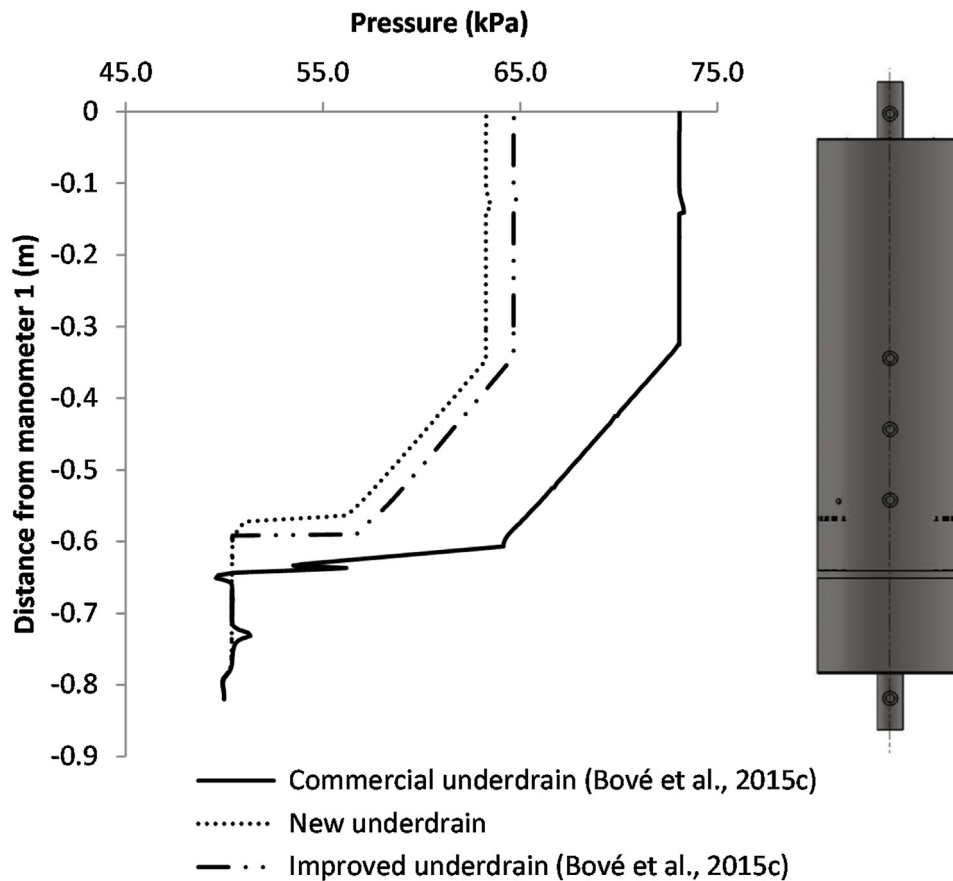


Fig. 9. Pressure profiles throughout the vertical axis along the filter working with a 300 mm height granular bed of 0.63–0.75 mm silica sand.

When the filter was backwashed, the new underdrain had less pressure loss than the underdrain with plastic parallel wands when the surface velocity was higher than 0.013 m s^{-1} .

The change of trend in pressure drops with filter bed might be explained by the different experimental conditions between commercial filters with 1200 mm nominal diameter and the laboratory filter with 200 mm nominal diameter, although the last was scaled (Arbat et al., 2013) for operating at the same velocities than a commercial filter. Media heights were also different, but there was not a clear pattern that related media height with pressure losses, probably because pressure drops are more important at the underdrain than at media bed (Burt, 2010; Bové et al., 2015c).

Some other design parameters might be having an effect. For instance, the horizontal area served by the underdrain in the laboratory filter ($31,400 \text{ mm}^2$ per unit of open underdrain) was slightly smaller than the average of the values ($33,300 \pm 16,900 \text{ mm}^2$ per unit of open underdrain) reported by Burt (2010) for 5 commercial filters. The laboratory filters had only one nozzle and water flow might not be as favored that when more nozzles are used, as commercial filters do. Another possible explanation is the formation of a preferential flow path, which implies a diminution of the effective filtration surface and an increasing of the fluid velocity at the underdrain element, therefore increasing pressure drops. However, at the end of each experiment, the filter was opened in order to examine the filter bed. It was observed that sand particles remained disaggregated, no biofilm was formed and sand top surface was flat. Therefore it was assumed that no preferential channels were formed during the experiments performed in the present paper.

The pressure loss across the filter bed when backwashing is slightly reduced with the increase of surface velocity due to fluidization (Burt, 2010). When pressure drop across the underdrain

is also considered (Fig. 8), then it increases with the surface velocity due to the higher friction across water passages at the underdrain. The wider passages and fewer flow resistance of the new design helped in not increasing this pressure loss regarding surface velocity, as the other field and scaled commercial filters did. However, the effect of backwashing in bed expansion and fluidization in the filters used in microirrigation filters need further research.

According to Burt (2010), most of the pressure drop is caused by the backflush valves, especially if they have narrow passageways. Pressure loss across backflush valves was not studied in our experiment, but this is also an issue that needs further work.

The experiment was carried out with clean tap water, therefore the effect of particle retention within the filter bed and its effect on pressure loss under filtration and backwashing cannot be analyzed.

3.2. Assessment of the new underdrain using CFD

Table 3 shows the values of the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) coefficients and root mean square error (RMSE) computed using Eqs. (2) and (3), respectively, with experimental data and the results of the CFD model for the commercial and the new underdrain. As all the NSE were higher than 0.9, the predictive capacity of the model was very good according to Ritter and Muñoz-Carpena (2013). On the other hand, RMSE were smaller than the values obtained by Bové et al. (2015a) using different equations for measuring media pressure loss, which shows a good performance of the CFD model. The minimum RMSE (0.32 kPa) was obtained for the new underdrain with filtration bed.

Pressure profile across the filter for the commercial underdrain and its theoretical improvement studied by Bové et al. (2015c) and the new developed underdrain is shown in Fig. 9 for the filtration

Table 4
Coefficients for Eq. (3) which defines the pressure loss across the filter under the different tested scenarios.

Scenario		a	b	R ²
Filter without granular bed	Commercial underdrain (Bové et al., 2015c)	30,005.0	21.5	0.999
	New underdrain design	3,939.9	47.4	0.999
Filter with a 300 mm granular bed of 0.63–0.75 mm silica san	Commercial underdrain (Bové et al., 2015c)	49,466.0	693.4	0.986
	New underdrain design	10,762.0	657.3	0.998

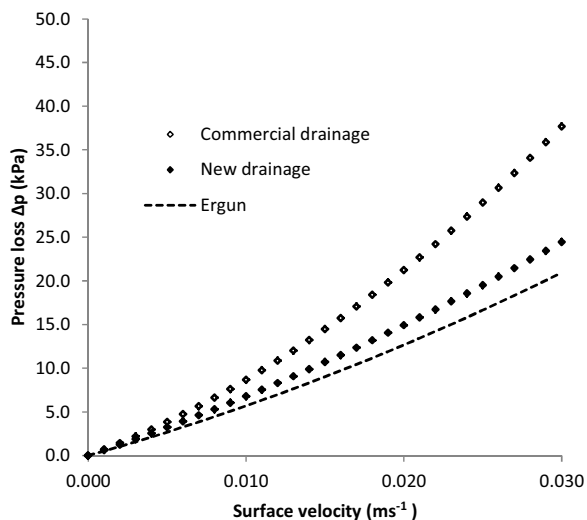


Fig. 10. Pressure loss across the filtration medium determined experimentally for the different underdrains tested and the computed one using Ergun equation.

regime with a bed height of 300 mm and a flow of 0.50 L s^{-1} (i.e. a surface velocity of 0.016 m s^{-1}). It can be observed that the reduction of the pressure loss is located in the drainage area. The new design even improves the expected pressure drop of the hypothetical improvement suggested and modelled by Bové et al. (2015c). Pressure loss was diminished by 9.81 kPa with the new underdrain, which means 42% less pressure drop regarding the commercial underdrain. This reduction up to 80% when no granular bed was used (data not shown). The smaller pressure loss values are due to the diminution of the fluid velocity across the passage between the filtration medium and the collecting water chamber located at the bottom of the filter, which means that the pressure oscillations due to flow compression and expansion become smaller until they are almost imperceptible.

3.3. Effect of the new underdrain on the performance of filter bed

The effect of the new underdrain on the pressure drop across the granular bed was studied first adjusting Eq. (4) with experimental data. Velocity coefficients as well as the coefficient of determination R^2 are shown in Table 4. The values of the coefficient of determination (higher than 0.986) show a good goodness of fit. Pressure loss across the filtration bed only for the commercial and new underdrain obtained experimentally under the laboratory conditions and that computed using Ergun equation for silica sand (Bové et al., 2015a) are shown in Fig. 10. Ergun equation gave only the theoretical pressure drop across the filtration bed.

The new underdrain approximates the pressure loss across the granular bed to that theoretically predicted by Ergun equation. So, the reduction in pressure loss is not only due to a better performance at the filter drainage since it also causes a better hydraulic performance of the filtration medium. The reason is the minor curvature of the hydraulic flow generated by the new underdrain, as can be seen in Fig. 11, where the flow lines for the commercial and new drainage are shown. Thus, the water flow across filter bed should be more uniform and the filtration surface should be more effective. This should improve both filtration and backwashing performance but further research is needed using water loaded with particles to assess this improvement.

4. Conclusions

A new sand media filter underdrain has been designed and built with the aim of reducing pressure loss across the filter and thus diminishing pressure requirements of this type of filter broadly used in microirrigation. Experimental tests have confirmed that the new underdrain reduces pressure loss regarding different commercial underdrains. Thus, the pressure drop across the filter is 20% smaller when the filter works at low filtration surface velocities ($<0.01 \text{ m s}^{-1}$) and 45% at the high filtration surface velocities ($>0.02 \text{ m s}^{-1}$) under filtration with a granular bed of silica sand of grain size between 0.63 and 0.75 mm and a height of 300 mm. When

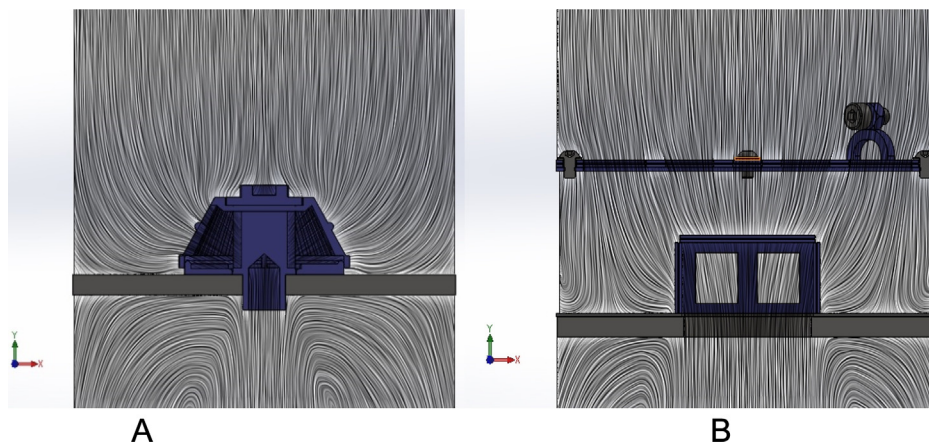


Fig. 11. Flow lines for (A) commercial underdrain, with a higher curvature close to the underdrain; and (B) new underdrain design with a smaller curvature.

the filter is backwashed, the new design reduces the pressure loss between 50 and 80% at both surface velocity thresholds.

A CFD finite element model was developed to clearly identify the filter zones where the new design has a positive impact. Improvements are mainly due to the enlargement of the passage between the underdrain and the collecting chamber located at the bottom of the filter; the change of the underdrain slots that reduces the flow curvature when approaching to the underdrain; and that the area with more flux curvature, i.e. with velocity increasing, is filled with a granular media of greater hydraulic conductivity.

The experimental results also show that the pressure drop across the granular bed with the new underdrain is closer to that predicted using Ergun equation, which is the theoretical pressure drop due to filtration bed with uniform section.

The new drainage developed for sand filters typically used in microirrigation system should improve filtration performance, thereby achieving a better water and energy use efficiency.

Further research is warranted for analyzing the effect of the new underdrain on particle removal efficiency and on the overall microirrigation system pressure losses.

Acknowledgment

The authors would like to express their gratitude to the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness for its financial support for this experiment through Grant CGL2012-31180.

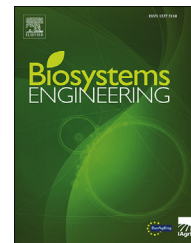
References

- ANSYS, 2009. *ANSYS Fluent User's Guide*. ANSYS, Canonsburg, PA.
- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Barragán, J., Montoro, L., Ramírez De Cartagena, F., 2011. Using computational fluid dynamics to predict head losses in the auxiliary elements of a microirrigation sand filter. *Trans. ASABE* 54, 1367–1376.
- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Montoro, L., Barragán, J., Ramírez de Cartagena, F., 2013. An experimental and analytical study to analyze hydraulic behavior of nozzle-type underdrains in porous media filters. *Agric. Water Manag.* 126, 64–74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2013.05.004>.
- Ayars, J.E., Bucks, D.A., Lamm, F.R., Nakayama, F.S., 2007. Introduction. In: Lamm, F.R., Ayars, J.E., Nakayama, F.S. (Eds.), *Microirrigation for Crop Production*. Elsevier, Amsterdam, pp. 1–26.
- Bové, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Velayos, J., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J., 2015a. Pressure drop across sand and recycled glass media used in micro irrigation filters. *Biosyst. Eng.* 137, 55–63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2015.07.009>.
- Bové, J., Arbat, G., Puig-Bargués, J., Pujol, T., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Pujol, J., 2015. Filtro de matriz granular. Spanish utility model U201530629.
- Bové, J., Arbat, G., Pujol, T., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Velayos, J., Puig-Bargués, J., 2015c. Reducing energy requirements for sand filtration in microirrigation: improving the underdrain and packing. *Biosyst. Eng.* 140, 67–78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2015.09.008>.
- Burt, C.M., 2010. *Hydraulics of Commercial Sand Media Filter Tanks Used for Agricultural Drip Irrigation*. Irrigation Training & Research Center, California Polytechnic State University, San Luis Obispo, California.
- Capra, A., Scicolone, B., 2007. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *J. Clean. Prod.* 15, 1529–1534.
- Celik, I.B., Chia, U., Roache, P.J., Freitas, C.J., Coleman, H., Raad, P.E., 2008. Procedure for estimation and reporting of uncertainty due to discretization in CFD applications. *J. Fluids Eng.* 130, 078001. <http://dx.doi.org/10.1115/1.2960953>.
- Corominas, J., 2010. *Agua y energía en el riego, en la época de la sostenibilidad*. Ing. del Agua 17, 219–233.
- Daccache, A., Ciurana, J.S., Rodríguez Diaz, J.A., Knox, J.W., 2014. Water and energy footprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environ. Res. Lett.* 9, 124014. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124014>.
- Duran-Ros, M., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Barragán, J., Ramírez de Cartagena, F., 2009. Effect of filter, emitter and location on clogging when using effluents. *Agric. Water Manag.* 96, 67.
- Elbana, M., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J., 2012. Effectiveness of sand media filters for removing turbidity and recovering dissolved oxygen from a reclaimed effluent used for micro-irrigation. *Agric. Water Manag.* 111, 27–33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2012.04.010>.
- Enciso-Medina, J., Multer, W.L., Lamm, F.R., 2011. Management, maintenance, and water quality effects on the long-term performance of subsurface drip irrigation systems. *Appl. Eng. Agric.* 27, 969–978.
- FAO, 2016. AQUASTAT website. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) [WWW Document]. URL <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm> (accessed 01.26.16).
- McCabe, W.L., Harriott, P., Smith, J.C., 2001. *Unit Operations of Chemical Engineering*. McGraw-Hill, Boston [etc.].
- Mesquita, M., Testezlaf, R., Ramirez, J.C.S., 2012. The effect of media bed characteristics and internal auxiliary elements on sand filter head loss. *Agric. Water Manag.* 115, 178–185. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2012.09.003>.
- Nakayama, F.S., Boman, B.J., Pitts, D.J., 2007. Maintenance. In: Lamm, F.R., Ayars, J.E., Nakayama, F.S. (Eds.), *Microirrigation for Crop Production*. Elsevier, Amsterdam, pp. 389–430.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I—a discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282–290. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- Ritter, A., Muñoz-Carpena, R., 2013. Performance evaluation of hydrological models: statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *J. Hydrol.* 480, 33–45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>.
- Tarjuelo, J.M., Rodríguez-Díaz, J.A., Abadía, R., Camacho, E., Rocamora, C., Moreno, M.A., 2015. Efficient water and energy use in irrigation modernization: lessons from Spanish case studies. *Agric. Water Manag.* 162, 67–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2015.08.009>.
- Trooiën, T.P., Hills, D.J., 2007. Application of biological effluent. In: Lamm, F.R., Ayars, J.E., Nakayama, F.S. (Eds.), *Microirrigation for Crop Production*. Elsevier, Amsterdam, pp. 329–356.
- Valipour, M., 2015. Variations of irrigated agriculture indicators in different continents from 1962 to 2011. *Adv. Water Sci. Technol.* 1, 1–14.
- Wen-Yong, W., Yan, H., Hong-Lu, L., Shi-Yang, Y., Yong, N., 2015. Reclaimed water filtration efficiency and drip irrigation emitter performance with different combinations of sand and disc filters. *Irrig. Drain.* 64, 362–369. <http://dx.doi.org/10.1002/ird.1909>.

6. Bové, J., Pujol, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Puig-Bargués, J. 2018 Environmental assessment of different underdrain designs for a sand media filter. Biosystems Engineering, 167, 126-136.

Available online at www.sciencedirect.com

ScienceDirect

journal homepage: www.elsevier.com/locate/issn/15375110

Research Paper

Environmental assessment of underdrain designs for a sand media filter



Josep Bové, Joan Pujol, Gerard Arbat, Miquel Duran-Ros,
Francisco Ramírez de Cartagena, Jaume Puig-Bargués*

Department of Chemical and Agricultural Engineering and Technology, University of Girona, C/Maria Aurèlia
Capmany 61, 17003 Girona, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 31 July 2017

Received in revised form

8 January 2018

Accepted 11 January 2018

Keywords:

Drip irrigation

Clogging

Filtration

Computational fluid dynamics

Optimal design

Life cycle assessment

Increasing energy demand is the main problem linked with the adoption of more efficient irrigation techniques, particularly microirrigation. In microirrigation systems, important pressure losses and therefore energy consumption, occur at the filters, which are a key component in preventing emitter clogging. Previous studies have shown that the main pressure drop across sand media filters, which are widely used in microirrigation, occurs in the underdrain elements. To minimise this problem, new underdrains should be designed but an issue is how their environmental impact can be reduced. Two alternative design strategies were found: firstly, keeping the original filter dimensions and reducing energy consumption during operation by 30%; and, secondly, reducing filter size and reducing construction material by 25% but keeping the original pressure losses. A life cycle assessment transforming environmental effects into monetary values was carried out comparing a commercial sand filter with the two filters designed following the two aforementioned strategies. Results show that both alternatives reduce the environmental impact of the sand commercial filter. Reduction of filter size is the optimum strategy if filtered volumes are below 63,000 m³ along the filter life, while reduction of energy consumption was the best alternative for higher filtered volumes. This work shows the usefulness of life cycle assessment for assessing design strategies that could improve the sustainability of microirrigation equipment.

© 2018 IAgrE. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Over the last 50 years, world agricultural production has grown to between 2.5 and 3 times, while the cultivated area has grown only by 12%. More than 40% of the increase in food production has come from irrigated areas, which have doubled in area. Over the same period, the cultivated area per person has gradually declined to less than 0.25 ha, a clear

indicator of agricultural intensification. Irrigated agriculture currently uses 2.2% of the world's land surface and accounts for 70% of all water withdrawn from aquifers, streams and lakes (FAO, 2011). Within this context, irrigation sustainability assessment is important, especially in areas where rainfall is scarce and/or irregular. For example, Costa et al. (2016) noted that water is considered the most important and valuable resource in the Mediterranean basin. With the objective of increasing water use efficiency, a common strategy has been

* Corresponding author. Fax: +34 972 41 83 99.

E-mail address: jaume.puig@udg.edu (J. Puig-Bargués).

<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.01.005>

1537-5110/© 2018 IAgrE. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

Nomenclature

CO ₂	carbon dioxide
CPD	computational fluid dynamics
E	energy consumed by the filter, MJ
HDPE	high density polyethylene
LCA	life cycle assessment
NBR	nitrile butadiene rubber
PO ₄	phosphate
SO ₂	sulphur dioxide
V	filtered volume, m ³
Δp	pressure drop produced by the filter, MPa
η	efficiency of pumping system, dimensionless

to replace surface irrigation with microirrigation; this approach has been prioritised by irrigation modernisation policies adopted in different countries (Tarjuelo et al., 2015). For example, the area using microirrigation in Spain increased by 14.0% from 2006 to 2016, reaching 50.6% of the irrigated surface in 2016 (MAPAMA, 2017). This achieved a 9.5% reduction of irrigation water consumption from 2005 to 2015 (INE, 2017). Together with water consumption, energy consumption must be considered because irrigation is the major energy consumer in agricultural systems (Pelletier et al., 2011). In this regard, energy accounts for approximately 40% of the costs of managing operating and maintaining the irrigation equipment (Rodríguez-Díaz, Pérez-Urrestarazu, Camacho-Poyato, & Montesinos, 2011). Therefore, improving both water and energy use efficiency in microirrigation systems should be considered.

Filtration is a key operation for the successful operation of a microirrigation system since it prevents one of the main problems of this irrigation method, emitter clogging. Sand media filters offer the best performance (Capra & Scicolone, 2007; Duran-Ros, Puig-Bargués, Arbat, Barragán, & Ramírez de Cartagena, 2009). However, the pressure drop, and therefore the energy requirements, produced by sand filters are not negligible. The filter underdrain has an important effect on the pressure drop and different studies have analysed the performance of different underdrain designs (Arbat et al., 2011, 2013; Bové, Arbat, Pujol et al., 2015; Bové et al., 2017; Mesquita, Testezlaf, & Ramirez, 2012; Pujol et al., 2016). Although the environmental impact of sand filters has to be computed for a complete assessment of its performance, this aspect has not been considered in previous studies because the focus was on reducing pressure drop across the filter.

The global environmental impact of the filter includes the impact from its construction and functional life until its disposal or recycling. Since different filter designs for reducing the overall environmental impact are possible, thus a method should be used to calculate and compare the impact of design alternatives. In this regard, Life cycle assessment (LCA) is a standard method used to analyse environmental sustainability of a process or system along its whole life cycle (ISO, 2006) and has been shown to play an important role in the environmental assessment of water use efficiency measures (Notarnicola et al., 2017).

Several recent works have carried out LCAs focussing on irrigation systems. When replacing sprinkler irrigation, microirrigation usually increases the eco-efficiency in different irrigation areas by improving water use efficiency (Maia, Silva, & Costa, 2016) and reducing energy consumption (Mehmeti, Todorovic, & Scardigno, 2016). Romero-Gómez, Audsley, and Suárez-Rey (2014), using LCA to analyse the sustainability of leafy crops, concluded that the reduction of the environmental impact of irrigation equipment should be a priority. However, most of the LCAs used in irrigation (e.g. Franki, El-Shikha, Hunsaker, Bronson, & Landis, 2017; Foteinis & Chatzisyneonb, 2016; Pradeleix et al., 2014) only consider pumps and driplines without including the filters. This is a crucial omission since filters assure the long term performance of microirrigation systems (Duran-Ros et al., 2009) and, thus, increase its sustainability.

To our knowledge, LCA has not been used for considering sustainability issues when designing filters for microirrigation systems. Thus, in this study the main goal is to assess alternatives for the design of microirrigation sand filters from an environmental perspective following LCA methodology.

2. Materials and methods

2.1. Description of alternatives

Several types of sand filter underdrains are found in the market. The aim of the underdrain is to evacuate, as fast as possible, the water from the filter. Significant pressure drop takes place in the drainage zone (Arbat et al., 2013; Bové, Arbat, Pujol, et al., 2015). An underdrain design associated with reduced pressure loss includes a nozzle inserted into a plate (Burt, 2010; Mesquita et al., 2012). To improve the hydraulic behaviour of these filters, a new concept of drainage, formed by a low height cylinder filled with a granular confined coarse medium, was designed and shown to reduce the total pressure drop over the filter by 30% (Bové et al., 2017). The new filter was constructed as a prototype, but for comparison, a new design that could allow it to be commercial produced without modification to its hydraulic performance was considered.

Three designs were considered, all with the same flowrate (3 l s⁻¹). This flowrate is frequently recommended by manufacturers for these types of filters. Alternative 0 was a commercial design with 500 mm internal diameter and 12 nozzles inserted in plate as a drainage element; with this geometry, the superficial filtration velocity at the design flow was 0.015 m s⁻¹. Alternative 1 was the same filter but the nozzle plate substituted with the new underdrain design and kept the same diameter; the velocity filtration at the design flow was 0.015 m s⁻¹, but the pressure drop was reduced. Alternative 2 reduced the filter diameter to 400 mm, so the filtration velocity at the design flow was increased to 0.024 m s⁻¹, drainage was improved and the pressure drop was close to alternative 0.

All designs had a steel housing, where the inlet and outlet water connections were inserted, and two access ports, one vertical located at the top of the filter and the other horizontal located at the bottom of the filter column. Access ports were

sealed with nitrile butadiene rubber (NBR) covers. The thickness of the steel plates was the same for all three designs (3 mm).

The commercially available drainage system was formed by 12 high density polyethylene nozzles (HDPE) with 45 slots per nozzle 0.45 mm wide that allowed the passage of water and retained the filter bed. The new design was formed by a HDPE cage with the openings covered by stainless steel mesh. The cage was full of coarse granules, which allowed the water passage and retained the filter bed. With the new design, the stream lines in the filter were more rectilinear than in commercial filters (Bové et al., 2017).

Figure 1 shows the three studied design alternatives, noting the differences in the drainage zone and the filter diameter.

To determine the pressure drop in the studied designs, SolidWorks FlowSimulation 2015 (Dassault Systèmes SolidWorks Corp., Waltham, Massachusetts, USA) was used. This is a computational fluid dynamics (CFD) software module integrated in the design program SolidWorks that generates a Cartesian finite element mesh that captures all of the singularities of the filter geometry (SolidWorks, 2014). Meshes used in the study were composed of 600,000 cells; a turbulent intensity and turbulence length model was used with values of 2% for intensity and 0.00692 m for length (SolidWorks, 2012). The porous medium was modelled using experimental results obtained in previous works (Bové, Arbat, Duran-Ros et al., 2015). With this information, the pressure drop as function of flowrate was obtained for each filter design and this was used to determine the energy consumption throughout the use

phase of the filter life cycle, using Eq. (1) (Clark, Haman, Prochaska, & Yitayew, 2007):

$$E = V \Delta p \eta^{-1} \quad (1)$$

where: E : energy consumed by the filter (MJ); V : filtered volume (m^3); Δp : pressure drop produced by the filter (MPa); and η : efficiency of pumping system (dimensionless). According to Moreno, Ortega, Córcoles, Martínez, and Tarjuelo (2010), a η of 0.65 can be considered to be typical for irrigation systems.

2.2. Life cycle assessment approach, functional unit and scope

To evaluate the environmental behaviour of each design, a cradle-to-grave LCA was used. Cradle-to-grave is the full LCA from resource extraction ('cradle') to the use phase and disposal phase ('grave'). The analysis followed the procedure recommended by the ISO 14044 (2006) standard: definition of the goal and scope of the study, life cycle inventory, evaluation and impact interpretation. In a second step, the environmental effects were assessed using their associated environmental costs (eco-costs), in order to make possible their comparison.

The functional unit was the unit at which all inlets and outlets to the system were referred. In this study this was defined as " m^3 of water filtered by a sand filter working with a flow of 3 l s^{-1} ".

The life cycle phases were simplified as: obtaining raw material, filter production, transport, use, and waste/recycling phase. The raw material obtaining phase included obtaining the unprocessed material that enters to the next

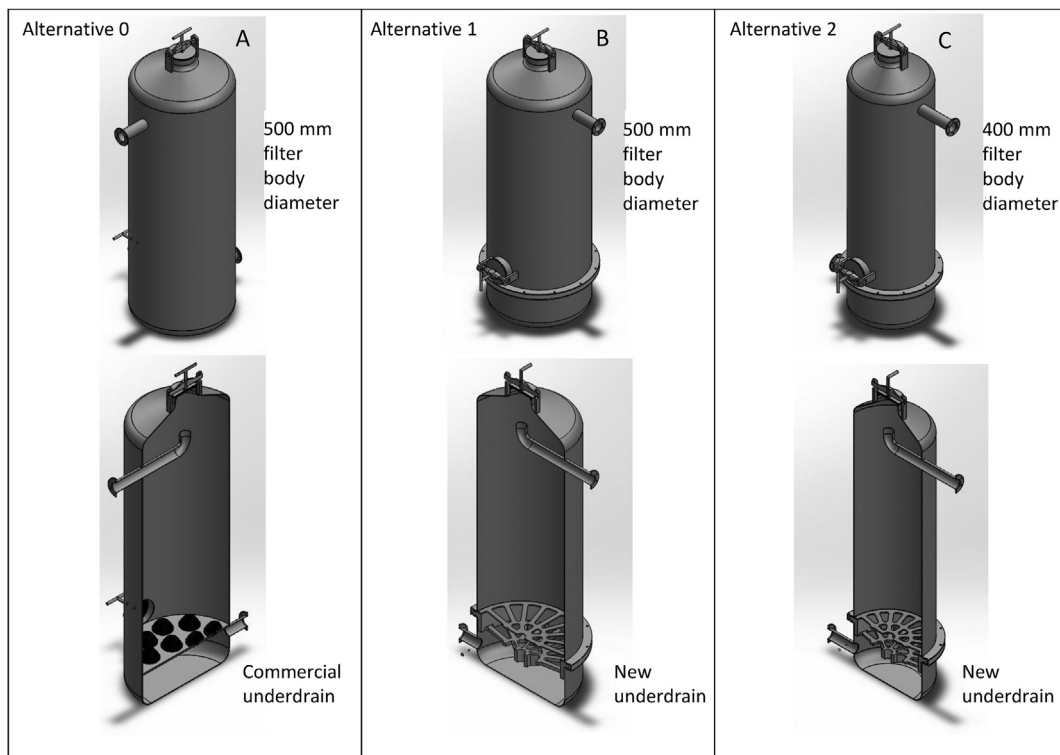


Fig. 1 – Section and underdrain used in A) alternative 0, B) alternative 1, C) alternative 2.

phases; these materials came from mine extraction or from recycling plants. The fabrication phase included all of the necessary processes for obtaining a ready-to-use filter. In this part of the life cycle, manufacture of the components, assembly and all auxiliary operations were considered. For use phase, energy consumption through the functional life of the filter was considered, as well as the periodic renewal of filter media. Waste/recycling phase included the material recovery and energy and/or soil deposition of the filter parts at the end of life. Transport was considered as a single phase but transport was necessary in all phases; to move raw material to the fabrication, move components from fabrication to assembly, move completed filters from assembly to their point of use and from their point of use to a recycling/waste centre. In this way, the life cycle of the filters can be summarised, as shown in Fig. 2.

Some elements of little expected importance were excluded from the study. This was the case for water and energy use in filter backwashing during the operational life of the filter. According to previous studies (Duran-Ros et al., 2009; Elbana, Ramírez de Cartagena, & Puig-Bargués, 2012; Tajrishy, Hills, & Tchobanoglous, 1994), the water volume used for filter backwashing using reclaimed effluents ranged from 1.14 to 5.7% of the volume of pumped effluent. When better water qualities are used, such as those considered in this study, water consumption for backwashing should be even lower. Despite the fact that the energy consumption for backwashing is higher than in normal filter operation, both water and energy consumed in backwashing were not taken into account due here to the small amount of water consumed and the lack of experimental data.

2.3. Life cycle inventory

For the assembly of an inventory, a system mass and energy balances were carried out for the inlet (consumption) and outlet (emissions), assuming that the process was located in Europe. Data related to the construction materials, which affect phases of raw material, production and waste/recycling, are summarised in Table 1.

The global transportation at the end of life cycle was considered to be 1000 km by truck. However, this value was the same for all of the alternatives, and the relative importance of transportation was not a critical parameter when comparing the different strategies.

Emissions during the use phase were calculated from the energy consumption (Eq. (1)), and the following equivalence factors between energy and emissions were considered: 0.188 kg equivalent CO₂ MJ⁻¹, 3.95 · 10⁻⁴ kg equivalent SO₂ MJ⁻¹ and 1.74 · 10⁻⁸ kg equivalent PO₄ MJ⁻¹ (EC, 2016).

Another input for the use phase was the mass of the sand media used for filtered volume. According to filter manufacturer's instructions (Elbana et al., 2012), sand media operating time was considered to be 1000 h. Taking into account the nominal flow, sand media replacement per filtered volume was calculated as 0.0088 kg of sand per m³ of filtered water.

Other emissions, and the final destination of the materials at the end of their functional life, were estimated from EUROSTAT (2016) database, which showed that more than 90% of the materials were recycled. Environmental cost of sand waste is negligible because replaced sand can be used as filling material in the same farm without any associated environmental impact.

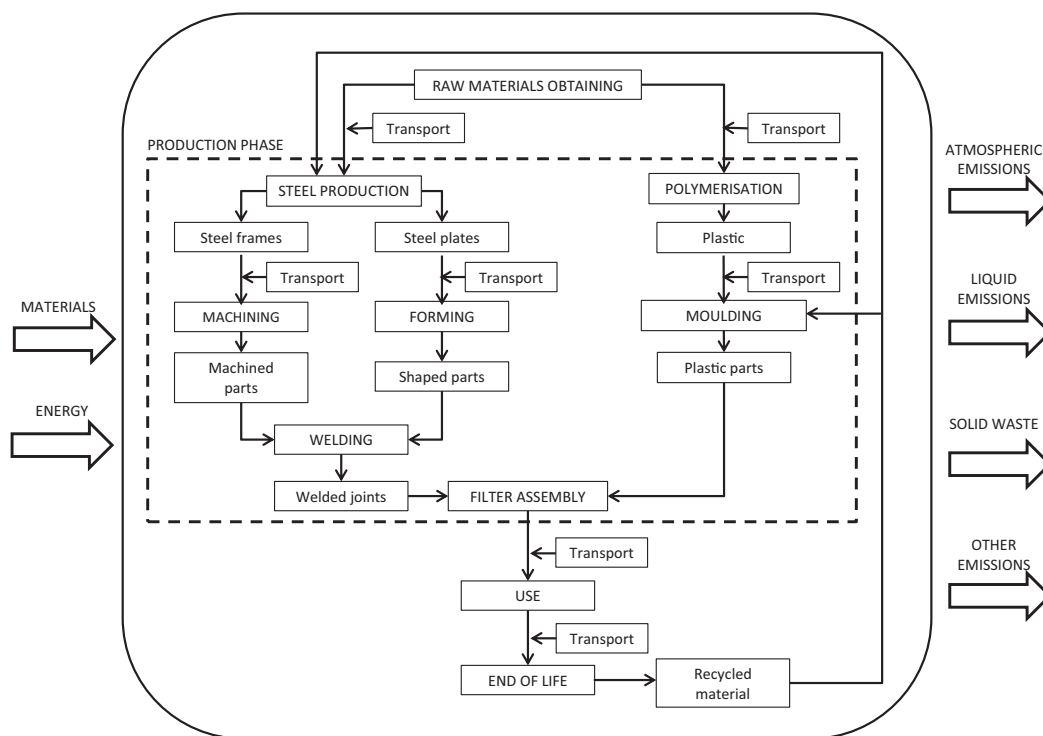


Fig. 2 – Filter life cycle flow diagram.

Table 1 – Data related to the filter construction materials.

Parameter	Material		
	Steel	Polyethylene	NBR
Type of manufacture process	Shaping/machining	Moulding	Moulding
Recycled material content	15%	0%	0%
Material loss in the manufacture	10%	2%	5%
End of life (EUROSTAT, 2016)	Recycling	99.90%	93.00%
	Waste	0.10%	7.00%
Amount of material present in a filter (kg)	Alternative 0	75.50	0.74
	Alternative 1	64.48	5.90
	Alternative 2	52.80	4.05
			100.00%
			0.22
			0.47
			0.35

2.4. Life cycle impact assessment

The first step was the selection of the categories of environmental impact that should be considered. According to the goal of the present study, the main selected categories were related with energy and materials, which were most important differences between alternatives. Thus, energy and material consumption (expressed as MJ and kg, respectively) and global warming potential (expressed as kg of equivalent CO₂), which is linked to energy consumption, were selected. Two other categories that might have some effect such as atmospheric acidification potential (expressed as kg of equivalent SO₂) and freshwater eutrophication (expressed as kg of equivalent PO₄) were also chosen.

All of these impact categories were analysed for every phase of life cycle. The value of the aforementioned parameters for the raw material obtaining phase, fabrication phase and waste/recycling phase was determined from the physical and geometrical characteristics of each filter component using the Institute of Environmental Sciences of Leiden University method (CML) (Guinée et al., 2002) and the GaBi database associated with this method, which integrates raw material production, transformation processes, transport and waste/recycling. Both the CML model and GaBi database are integrated into the SolidWorks software. With this information, the characterisation of impacts was completed.

The results of the assessment can lead to a complex election of the best alternative because it is possible that an alternative shows a very good result for some parameters and worse for other ones.

In the present work, each impact category was weighed through its environmental costs, yielding a single value in monetary units for each alternative, which was the eco-cost. The eco-costs are the environmental costs related to the measures which have to be taken to fabricate and recycle a product in line with Earth's estimated carrying capacity. Van Harmelen et al. (2007) pointed out that it is an advantage to express preferences in monetary units because measures can then be prioritised in relation to production costs and other economic activities. The use of eco-costs makes the comparison explicit, although qualitative differences should be evaluated as well.

The calculation of the eco-cost of each impact (each one measured in different units) allowed its value to be measured in monetary units. The total eco-cost for every alternative was obtained by adding the eco-costs of the different impacts caused by the alternative, measured by their shadow prices.

The shadow price gives the value that environmental quality has for the society and it is obtained from the valuation and comparison among many substitute goods made by many individuals (Zhang & Li, 2005). However, Vögtländer, Brezet and Heindricks (2001) pointed out that eco-costs of material depletion are set equal to the market value of the virgin materials when the materials are not recycled. So, for impacts with market price, such as materials and energy, these prices were used in the present study. For those parameters without market price, such as global warming, freshwater eutrophication and atmospheric acidification, damage-costs were used. For damage-costs, which are usually used for assigning values to externalities, environmental quality is computed on the basis of the estimated damage occurring as a result of emissions, and proceeds from people's willingness to pay for not damaging the environment (de Bruyn et al., 2010).

The eco-costs considered in this study are listed in Table 2. With these data, eco-costs for every alternative related to filtered volume were computed in order to make selection of the optimum alternative easier.

2.5. Sensitivity analysis

A sensitivity analysis was carried out by modifying the values of some model inputs in order to assess the robustness of the alternative election. As not enough empirical data were available, possible evolutions of the current situation in future scenarios were identified. There is a trend in some areas, such

Table 2 – Eco-costs for the impacts considered.

Parameter	Unit cost (€ unit ⁻¹)	
Energy consumption ^a (MJ)	0.025	
Material consumption (kg)	Steel ^b	0.530
	Polyethylene ^c	0.620
	NBR ^d	1.620
	Silica sand ^e	0.155
Global warming ^f (kg CO ₂ eq.)	0.025	
Atmospheric acidification ^f (kg SO ₂ eq.)	0.638	
Freshwater eutrophication ^f (kg PO ₄ eq.)	1.780	

^a EUROSTAT (2016).

^b SteelBenchmarker (2017).

^c Plasticker (2017).

^d IRSG (2017).

^e Sibelco (2017).

^f de Bruyn et al. (2010).

as Europe, for greenhouse gas emissions and fossil fuel consumption to be reduced and for recycling to be promoted (European Parliament and Council of the UE, 2013). On the other hand, as more extensive droughts are expected by climate change, a 0–20% higher irrigation depth, and consequently irrigation time, was projected in the USA (Zhang, Lin, Rogers, & Lamm, 2015). Similar trends could be expected in other many areas worldwide. Price increases of materials and energy are also likely. Variations in the amount of recycled material were not considered since the levels are for steel and polyethylene are already high (99.9 and 93.3%, respectively). For NBR, the recycled material rate was set at 0% because this rubber is not currently used in recycling facilities.

A percentage of variation with regard the present values was fixed for the aforementioned inputs. These variation percentages were intentionally high in order to make checking of the selected optimum easier. Thus, it was considered that global warming potential could be reduced by 5%, irrigation time could be increased by 10% and that material and energy costs could grow up to 10%. The different scenarios were all the possible combinations of these input variations, which meant that 16 different scenarios were analysed by computing their associated environmental costs.

3. Results and discussion

3.1. Computational fluid dynamics modelling results

The pressure drops produced by the three different filter configurations at the different flowrates were calculated from CFD software computations. A silica sand column, 300-mm height, with particle sizes ranging from 0.63 to 0.75 mm was considered in the three alternatives (Fig. 3). Alternative 1 showed the lowest pressure drop for any water flow. Pressure losses for alternatives 0 and 2 were similar, but at lower flows alternative 0 had lower pressure loss and at higher flows it had higher. Comparisons between alternative designs were carried out at a flow of 3 l s^{-1} because this is a common flowrate

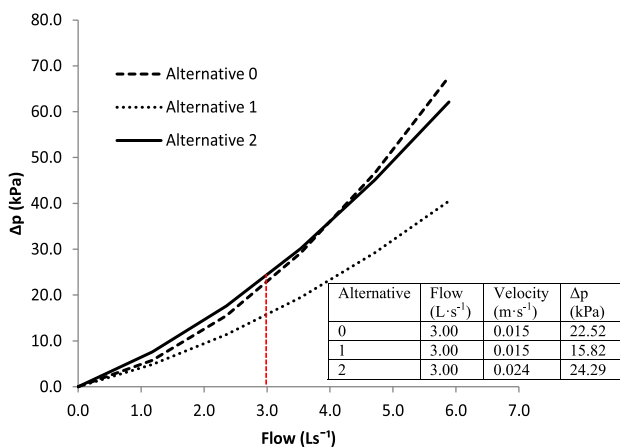


Fig. 3 – Pressure drop produced by the different filter configurations at different flowrates. A silica sand column, 300-mm height, with particle sizes ranging from 0.63 to 0.75 mm was considered in the three alternatives.

for commercial sand media filters with diameters similar to those used in this study. At this flow, pressure drops for alternatives 0 and 2 were similar (22.52 and 24.29 kPa, respectively), while that for alternative 1 was 30% lower (15.82 kPa).

The pressure drop along the filter is shown in Fig. 4. Although alternatives 0 and 2 had similar values for total pressure drop, they showed different behaviour at the filter bed and underdrain element.

3.2. Environmental impacts

Environmental impacts were classified into two groups (fixed and variable impacts), depending on their behaviour to changes in filtered water volume. Fixed environmental impacts for the different life cycle phases (except the use phase, which only causes variable impacts) are summarised in Table 3.

Except for eutrophication potential where the waste/recycling phase was more important than construction, the terms were sorted in order of importance as follows: raw material, production, waste/recycling and transport.

Obtaining raw material was the most important phase concerning environmental effects because the filter was essentially constructed using steel, and steel production is an expensive process in terms of energy consumption. In alternative 0, which is the one that used the most material, the energy consumption associated with construction is less than alternative 1 (where material consumption was reduced by 7%). The reason why alternative 0 consumed less energy than alternative 1 is because the geometry of the second alternative was more complex, yielding that the reduction of material construction had no positive effect on the energy consumption. However, the rest of environmental effects associated with the material consumption were bigger in alternative 0. Alternative 2 showed the best results for each of the fixed impacts that were analysed.

However, variable impacts, which are related to use phase, were computed using pressure losses obtained from modelling (22.50, 15.82 and 24.29 kPa for alternatives 0, 1 and 2,

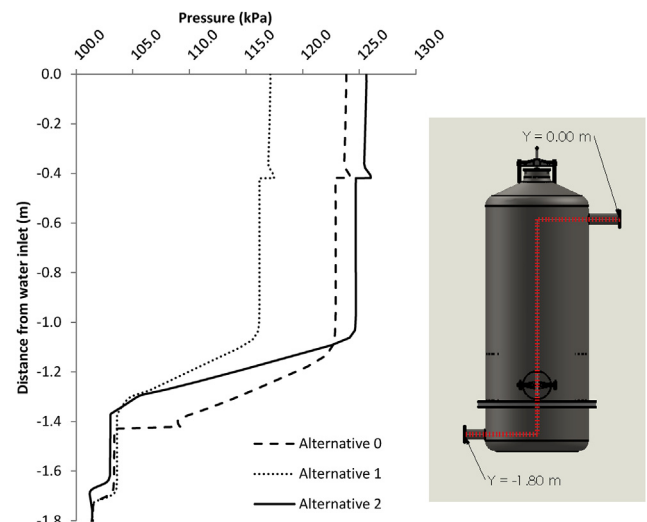


Fig. 4 – Pressure evolution along the filter axis for all three alternatives under a water flowrate of 3.00 l s^{-1} .

Table 3 – Fixed environmental impacts (independents from filtered volume and referred to a filter unit).

	Energy consumption (MJ)	Material consumption (kg)	Global warming potential (kg CO ₂ equivalent)	Atmospheric acidification potential (kg SO ₂ equivalent)	Freshwater eutrophication potential (kg PO ₄ equivalent)	
Alternative 0	Raw material	2343.5	72.3	172.3	4.41E-01	4.40E-02
	Production	329.4	0.0	18.3	7.83E-02	3.85E-03
	Transport	57.3	0.0	3.9	1.88E-02	4.12E-03
	Waste/recycling	264.0	0.0	19.4	1.21E-01	1.58E-02
	Total	2994.2	72.3	213.9	6.59E-01	6.78E-02
Alternative 1	Raw material	2442.9	67.4	159.6	4.03E-01	4.01E-02
	Production	400.0	0.0	21.7	1.08E-01	4.72E-03
	Transport	53.6	0.0	3.6	1.77E-02	3.81E-03
	Waste/recycling	222.6	0.0	17.9	1.06E-01	1.51E-02
	Total	3119.1	67.4	202.8	6.35E-01	6.37E-02
Alternative 2	Raw material	1929.3	54.4	132.4	3.35E-01	3.34E-02
	Production	319.3	0.0	17.2	8.37E-02	3.70E-03
	Transport	44.6	0.0	3.0	1.46E-02	3.11E-03
	Waste/recycling	174.1	0.0	12.9	8.09E-02	1.09E-02
	Total	2467.3	54.4	165.5	5.14E-01	5.11E-02

respectively). Taken into account the head loss, it was possible to compute energy consumption per m³ filtered and to transform this consumption into impacts, as it is shown in Table 4. For calculating variable impacts, sand consumption was also included.

Alternative 1 was the option that showed a better improvement on all the impacts, except for sand consumption that was fixed at the same value for the different alternatives. It was considered that the operation life of sand media was dependent on the filtered volume. Thus, the smallest filter, which had the least sand mass, required more frequent sand replacement but, as the filtered volume considered was the same for the three alternatives, total sand consumption did not vary between alternatives. Conversely, alternative 2 worsened slightly the impacts of alternative 0.

3.3. Environmental costs

Table 5 shows the environmental costs of the three alternatives. Fixed eco-costs were mainly due to energy and material consumption, respectively, followed by global warming potential, with smaller values. Fixed eco-costs for alternative 1 had 0.8% increase regarding alternative 0, while alternative 2 meant 19.7% decrease. It is interesting to comment that the atmospheric acidification and freshwater eutrophication only represented, on average, 0.34% and 0.09% of the environmental associated fixed costs, respectively. This means that the most important parameters in the life cycle of the filters are energy consumption, materials consumption, and, to a lesser extent, global warming potential.

If variable eco-costs are analysed, atmospheric acidification and freshwater eutrophication are the impacts that caused smaller eco-costs, but, in this case, the relative importance of global warming potential increased regarding fixed eco-costs. Alternative 1 reduced variable eco-costs by 12.81% but alternative 2 increased them by 3.45% regarding those from alternative 0. Summarising, the lowest fixed environmental costs were achieved by alternative 2 but the eco-costs linked with operation (variable eco-costs) were the least with alternative 1. Thus, total eco-costs (obtained by summing fixed and variable eco-costs) referred to the functional unit varied depending on the volume of water filtered, as it is shown in Fig. 5.

The optimum alternative depended on the volume filtered throughout the filter's life. Both alternatives 1 and 2 improved the environmental costs of the commercial filter. The cross-over point between alternatives 1 and 2 was set to 63,000 m³, which would be reached after 5869 h of filter operation, at a nominal flow of 3 l s⁻¹. If a 15 years of filter life is assumed, that means that less than 4200 m³ of water is filtered annually or that annual irrigation time is 390 h. Most of irrigation facilities in Southern Europe for medium and large farms are above these values and, so, alternative 1 would be the most suitable for these cases.

According to Diotto, Folegatti, Duarte, and Romanelli (2014), the impact of filters in the global energy embodied in the irrigation networks is low, which reduces the importance of the energy consumed during the filtration stage. Following the same authors, the energy impact of the sand filters is 75% higher than screen filters, which are also commonly used in

Table 4 – Environmental impacts due to filter use (per filtered water m³).

Design	Energy consumption (MJ m ⁻³)	Material consumption (silica sand) (kg m ⁻³)	Global warming potential (kg [CO ₂ equivalent] m ⁻³)	Atmospheric acidification potential (kg [SO ₂ equivalent] m ⁻³)	Freshwater eutrophication potential (kg [PO ₄ equivalent] m ⁻³)
Alternative 0	3.46E-02	8.80E-03	6.50E-03	1.37E-05	6.03E-10
Alternative 1	2.43E-02	8.80E-03	4.60E-03	9.61E-06	4.23E-10
Alternative 2	3.74E-02	8.80E-03	7.00E-03	1.48E-05	6.50E-10

Table 5 – Environmental costs of the different alternatives.

Alternative	Type of eco-costs	Energy consumption	Material consumption	Global warming potential	Atmospheric acidification potential	Freshwater eutrophication potential	Total
0	Fixed (€ filter ⁻¹)	74.26	38.64	5.35	0.42	0.12	118.78
	Variable (€ m ⁻³)	8.58E-04	1.36E-03	1.63E-04	8.74E-06	1.07E-09	2.39E-03
1	Fixed (€ filter ⁻¹)	77.35	36.81	5.07	0.40	0.11	119.75
	Variable (€ m ⁻³)	6.03E-04	1.36E-03	1.15E-04	6.13E-06	7.53E-10	2.09E-03
2	Fixed (€ filter ⁻¹)	61.19	29.59	4.14	0.33	0.09	95.33
	Variable (€ m ⁻³)	9.28E-04	1.36E-03	1.75E-04	9.44E-06	1.16E-09	2.48E-03

microirrigation systems. However, it should be pointed out that sand filters are often used when the water source is of low quality, such as the case of reclaimed or superficial water, because they guarantee the best emitter performance (Capra & Scicolone, 2007; Duran-Ros et al., 2009), extend the operational life of microirrigation systems and, therefore, increase its sustainability.

Our results confirm that materials used in the irrigation systems are crucial for achieving an optimised irrigation system from an environmental point of view, as Diotto et al. (2014) and Romero-Gómez et al. (2014) pointed out. Development of irrigation equipment built using environmental friendly materials is a research topic of great interest. An example is the work of Serrano et al. (2014), who considered the possibility of improving a water pump using recycled fibres from old newspaper instead of glass-fibres as polypropylene reinforcement.

3.4. Sensitivity analysis

Although eco-costs for 16 different scenarios were computed, only the following 5 highest impact scenarios will be discussed: a scenario with variation on all inputs, a scenario that was more favourable to alternative 1 (more energy consumption and costs), a scenario that was most favourable to alternative 2 (higher material costs), a combination that yielded the highest cost and a combination that produced the lowest cost. The results shown in Table 6 are the eco-costs for

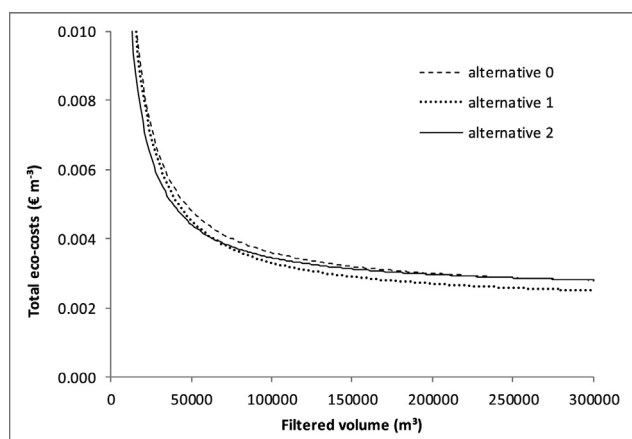


Fig. 5 – Total environmental costs related to water filtered volume.

the aforementioned scenarios throughout filter life for 3 different filtration volumes: one close to the cross-over point (Fig. 5) and the half and the double of this point.

Scenario 0 is the case without changes and it is included in Table 6 for comparison. As could be anticipated, alternatives 1 and 2 are the most suitable for high and low filtration volumes, respectively, under all the scenarios shown in Table 6. The most interesting cases are those at medium volumes, which are close to the cross-over point and that will be discussed from now on. Scenario 1 shows the case where all the inputs parameters were changed. Under this scenario for medium volumes, alternative 1 was still the optimum alternative reaching a 7.03% reduction of eco-costs regarding the current design (alternative 0), while alternative 2 reduced the environmental costs by 6.17%.

Scenario 2 theoretically should favour alternative 1 because the prices of raw materials – which are the weakest point of this alternative – were set constant but energy cost – which is its strongest point – increased. Although alternative 1 was the best alternative, there were no important differences regarding alternative 2. The reduced environmental cost for this alternative versus alternative 0 (7.28%) was lower than that achieved by alternative 2 (6.14%).

Scenario 3 gave better performance than alternative 2, which reduced environmental costs compared to alternative 0 by 6.7%. Under scenario 4 (higher irrigation time and material and energy costs) there was an overall increase of environmental costs by 15.6%, with alternative 1 having the lowest value. On the other hand, environmental costs regarding the current situation were reduced in scenario 5 (lower warming potential) by on average 0.30%.

When the values of the different inputs were changed, the associated environmental costs for each alternative also varied, but alternative 2 always reached the minimum associated with low water volumes and alternative 1 for high volumes. Thus, for commercial irrigation, with high water use, alternative 1 shows the best environmental performance.

Under all the scenarios considered in this study, alternative 2 had the lowest eco-cost for water volumes throughout filter life less than 56,000 m³ while alternative 1 was the best for volumes above 65,000 m³. Although important variations regarding the current situation were considered in the different scenarios, only the alternative selected changed within the range 56,000–65,000 m³, which gives an idea of the robustness of the results. In any scenario, both new design alternatives improved the environmental impact of the present commercial sand filter design.

Table 6 – Eco-costs for the whole filter life under different scenarios.

Scenario	Global warming potential reduction (%)	Irrigation time increase (%)	Material cost increase (%)	Energy cost increase (%)	Alternative	Eco-costs (€)		
						Low volume (32,000 m ³)	Medium volume (64,000 m ³)	High volume (128,000 m ³)
0	0	0	0	0	0	195.37	271.95	425.12
					1	186.56	253.37	386.99
					2	174.56	253.80	412.26
1	–5	+10		+10	0	221.58	313.36	496.92
					1	211.12	291.33	451.75
					2	199.12	294.03	483.85
2	–5	+10	0	+10	0	212.92	299.90	473.86
					1	202.64	278.05	428.87
					2	191.36	281.47	461.69
3	–5	0	+10	0	0	203.07	283.76	445.14
					1	194.17	265.16	407.14
					2	181.40	264.72	431.35
4	0	+10	+10	+10	0	222.14	314.20	498.34
					1	211.58	291.99	452.82
					2	199.63	294.85	485.29
5	–5	0	0	0	0	194.84	271.16	423.82
					1	186.12	252.75	386.00
					2	174.08	253.03	410.93

The lowest eco-cost for each scenario, alternative and volume are presented in bold.

4. Conclusions

A change in sand filter underdrain design, that reduced the overall pressure drop across the filter, allowed for the development of two strategies to improve the environmental behaviour of this type of filter which is widely used in microirrigation. The first possible strategy was to reduce the energy consumption during the functional life of the filter, whilst the second was to reduce material and energy consumption during its manufacture.

The life cycle assessment of both improvement alternatives showed a reduction in terms of environmental impact with respect to the original commercial design. Specifically, alternative 1 had 31% pressure drop reduction, 0.82% fixed eco-costs increase, and 12.77% variable eco-costs per filtered volume decrease. Alternative 2 needed 25% less construction material and had the same pressure drop as the commercial filter, but the fixed eco-costs were diminished by 19.74%, and the variable eco-costs per filtered volume were increased by 3.45%. The volume of filtered water throughout the life of the filter was the key for the selection of the optimum design alternative. For volumes higher than 63,000 m³, that is intensive irrigation water consumption, alternative 1 had the lowest total eco-costs.

The LCA carried out confirmed that the energy saving during the utilisation phase with the new design of the drainage allow reducing the environmental impact of sand filters for microirrigation systems. However, the LCA also highlighted the importance of reducing the amount of materials used for filter construction. Further research should be carried out studying alternative designs to achieve lower pressure drop across sand filters and also to take into account other construction materials that were not considered in this study.

Acknowledgements

The authors would like to express their gratitude to the Ministry of Science and Innovation, Spain for their financial support for this experiment through grant AGL2015-63750-R.

REFERENCES

- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Barragán, J., Montoro, L., et al. (2011). Using computational fluid dynamics to predict head losses in the auxiliary elements of a microirrigation sand filter. *Transactions of the ASABE*, 54(4), 1367–1376.
- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Montoro, L., Barragán, J., et al. (2013). An experimental and analytical study to analyze hydraulic behavior of nozzle-type underdrains in porous media filters. *Agricultural Water Management*, 126, 64–74.
- Bové, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Velayos, J., Ramírez de Cartagena, F., et al. (2015). Pressure drop across sand and recycled glass media used in micro irrigation filters. *Biosystems Engineering*, 137, 55–63.
- Bové, J., Arbat, G., Pujol, T., Duran-Ros, M., Ramírez de Cartagena, F., Velayos, J., et al. (2015). Reducing energy requirements for sand filtration in microirrigation: Improving the underdrain and packing. *Biosystems Engineering*, 140, 67–78.
- Bové, J., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Duran-Ros, M., Pujol, T., Pujol, J., et al. (2017). Development of new underdrain for improving the efficiency of microirrigation sand media filters. *Agricultural Water Management*, 179, 296–305.
- de Bruyn, S., Korteland, M., Markowska, A., Davidson, M., de Jong, F., Bles, M., et al. (2010). *Shadow prices handbook: Valuation and weighting of emissions and environmental impacts*. Delft: CE Delft.

- Burt, C. M. (2010). *Hydraulics of commercial sand media filter tanks used for agricultural drip irrigation*. ITRC Report No. R 10–1001. San Luis Obispo, CA, USA: Irrigation Training & Research Center, California Polytechnic State University.
- Capra, A., & Scicolone, B. (2007). Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *Journal of Cleaner Production*, 15(16), 1529–1534.
- Clark, G. A., Haman, D. Z., Prochaska, J. F., & Yitayew, M. (2007). General system design principles. In F. R. Lamm, J. E. Ayars, & F. S. Nakayama (Eds.), *Microirrigation for crop production* (pp. 161–220). Amsterdam: Elsevier.
- Costa, J. M., Vaz, M., Escalona, J., Egipto, R., Medrano, H., & Chaves, M. M. (2016). Modern viticulture in southern Europe: Vulnerabilities and strategies for adaptation to water scarcity. *Agricultural Water Management*, 164, 5–18.
- Diotto, A. V., Folegatti, M. V., Duarte, S. N., & Romanelli, T. L. (2014). Embodied energy associated with the materials used in irrigation systems: Drip and centre pivot. *Biosystems Engineering*, 121, 38–45.
- Duran-Ros, M., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Barragán, J., & Ramírez de Cartagena, F. (2009). Effect of filter, emitter and location on clogging when using effluents. *Agricultural Water Management*, 96, 67–79.
- EC. (2016). EC (European Commission). EPLCA – European reference life-cycle database. <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/>. (Accessed 5 February 2016).
- Elbana, M., Ramírez de Cartagena, J., & Puig-Bargués, J. (2012). Effectiveness of sand media filters for removing turbidity and recovering dissolved oxygen from a reclaimed effluent used for micro-irrigation. *Agricultural Water Management*, 111, 27–33.
- Franki, P. L., El-Shikha, D., Hunsaker, D. J., Bronson, K. F., & Landis, A. E. (2017). A comparative life cycle assessment of flood and drip irrigation for guayule rubber production using experimental field data. *Industrial Crops and Products*, 99, 97–108.
- European Parliament and Council of the EU. (2013). Decision No 1386/2013/EU of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 'Living well, within the limits of our planet'. <http://data.europa.eu/eli/dec/2013/1386/oj>. (Accessed 4 November 2016).
- EUROSTAT. (2016). EUROSTAT (Statistical Office of the European Communities) database. <http://ec.europa.eu/eurostat/data/database>. (Accessed 27 February 2016).
- FAO. (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk*. Rome and London: Food and Agriculture Organization of the United Nations, and Earthscan.
- Foteinis, S., & Chatzisyneonb, E. (2016). Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 112(4), 2462–2471.
- Guinée, J. B., Gorrié, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., et al. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. Ila: Guide. Iib: Operational annex. III: Scientific background*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. ISBN: 1-4020-0228-9.
- INE. (2017). *Survey on the use of water in the agricultural sector*. INE (Spanish Statistics Institute). http://www.ine.es/dyngs/INEbase/en/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176839&menu=resultados&secc=1254736194870&idp=1254735976602. (Accessed 31 July 2017).
- IRSG. (2017). *Statistical summary on world rubber situation*. http://www.rubberstudy.com/documents/WebSiteData_Feb2017New.pdf. (Accessed 8 March 2017).
- ISO 14044. (2006). *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework: International Standard 14040*. Geneva: ISO (International Standards Organisation).
- Maia, R., Silva, C., & Costa, E. (2016). Eco-efficiency assessment in the agricultural sector: The Monte Novo irrigation perimeter, Portugal. *Journal of Cleaner Production*, 138(2), 217–228.
- MAPAMA. (2017). *Survey on crop areas and yields. Report about irrigation in Spain Madrid*. Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment (MAPA) (in Spanish).
- Mehmeti, A., Todorovic, M., & Scardigno, A. (2016). Assessing the eco-efficiency improvements of Sinistra Ofanto irrigation scheme. *Journal of Cleaner Production*, 138(2), 208–216.
- Mesquita, M., Testezlaf, R., & Ramirez, J. C. S. (2012). The effect of media bed characteristics and internal auxiliary elements on sand filter head loss. *Agricultural Water Management*, 115, 178–185.
- Moreno, M. A., Ortega, J. F., Córcoles, J. I., Martínez, A., & Tarjuelo, J. M. (2010). Energy analysis of irrigation delivery systems: Monitoring and evaluation of proposed measures for improving energy efficiency. *Irrigation Science*, 28(5), 445–460.
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E., & Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140(2), 399–409.
- Pelletier, N., Audsley, E., Brodt, S., Garnett, T., Henriksson, P., Kendall, A., et al. (2011). Energy intensity of agriculture and food systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 36, 223–246.
- Plasticker. (2017). *Plasticker, the home of plastics. Real time price list*. http://plasticker.de/preise/pms_en.php. (Accessed 3 March 2017).
- Pradeleix, L., Roux, P., Bouarfa, S., Jaouani, B., Lli-Chabaane, Z., & Bellon-Maurel, V. (2014). Environmental impacts of contrasted groundwater pumping systems assessed by life cycle assessment methodology: Contribution to the water-energy nexus study. *Irrigation and Drainage*, 64(1), 124–138.
- Pujol, T., Arbat, G., Bové, J., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Velayos, J., et al. (2016). Effects of the underdrain design on the pressure drop in sand filters. *Biosystems Engineering*, 150, 1–9.
- Rodríguez-Díaz, J. A., Pérez-Urrestarazu, L., Camacho-Poyato, E., & Montesinos, P. (2011). The paradox of irrigation scheme modernization: More efficient water use linked to higher energy demand. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 1000–1008.
- Romero-Gómez, M., Audsley, E., & Suárez-Rey, E. M. (2014). Life cycle assessment of cultivating lettuce and escarole in Spain. *Journal of Cleaner Production*, 73, 193–203.
- Serrano, A., Espinach, F. X., Tresserras, J., Pellicer, N., Alcalà, M., & Mutjé, P. (2014). Study on the technical feasibility of replacing glass fibers by old newspaper recycled fibers as polypropylene reinforcement. *Journal of Cleaner Production*, 65, 489–496.
- Sibelco. (2017). *Sibelco hispania*. www.sibelcohispania.com. (Accessed 8 March 2017).
- SolidWorks. (2012). *SolidWorks flow simulation 2012, technical references*. Waltham (MA): SolidWorks CORP.
- SolidWorks. (2014). *Advanced boundary cartesian meshing technology in SolidWorks Flow Simulation*. SolidWorks CORP. <http://www.goengineer.com/wp-content/uploads/2014/04/Enhanced-Boundary-Cartesian-Meshing-Technology-in-SolidWorks-Flow-Simulation.pdf>. (Accessed 28 January 2016).
- SteelBenchmark. (2017). *Steel price history*. <http://steelbenchmark.com/files/history.pdf>. (Accessed 8 March 2017).
- Tajrishy, M. A., Hills, D. J., & Tchobanoglous, G. (1994). Pretreatment of secondary effluent for drip irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120(4), 716–731.
- Tarjuelo, J. M., Rodríguez-Díaz, J. A., Abadía, R., Camacho, E., Rocamora, C., & Moreno, M. A. (2015). Efficient water and energy use in irrigation modernization: Lessons from Spanish case studies. *Agricultural Water Management*, 162, 67–77.
- Van Harmelen, T., Korenromp, R., van Deutekom, C., Ligthart, T., van Leeuwen, S., & van Gijlswijk, R. (2007). The price of

- toxicity. Methodology for the assessment of shadow prices for human toxicity, ecotoxicity and abiotic depletion. In G. Huppes, & M. Ishikawa (Eds.), *Quantified eco-efficiency* (pp. 105–125). Dordrecht: Springer, 105-125.
- Vögtländer, J. G., Brezet, H. C., & Hendriks, C. F. (2001). A single LCA-based indicator for sustainability and the eco-costs-value ratio (EVR) model for economic allocation. *International Journal of LCA*, 6(3), 157–166.
- Zhang, Y., & Li, Y. (2005). Valuing or pricing natural and environmental resources? *Environmental Science & Policy*, 8, 179–186.
- Zhang, T., Lin, X., Rogers, D. H., & Lamm, F. R. (2015). Adaptation of irrigation infrastructure on irrigation demands under future drought in the United States. *Earth Interactions*, 19(7), 1–16.

7. DISCUSIÓN GENERAL

7. DISCUSIÓN GENERAL

7.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS MEDIOS FILTRANTES

Los resultados de los parámetros físicos de los distintos medios filtrantes ensayados se muestran en la tabla 7.1.

Tabla 7.1. Parámetros físicos de los medios filtrantes ensayados.

Material	Granulometría (mm)	Diámetro equivalente (mm)	Densidad real (kg/m ³)	Densidad aparente (kg/m ³)	Porosidad (adimensional)
Arena silíceo	0,75-0,85	0,922	2.510,1	1.508,0	0,40
	0,63-0,75	0,715	2.410,0	1.478,0	0,42
Vidrio convencional	0,85-1,50	1,319	2.420,0	1.386,0	0,43
	0,75-0,85	0,889	2.410,0	1.338,0	0,44
	0,63-0,75	0,711	2.400,0	1.330,0	0,44
Vidrio triturado tratado superficialmente	0,75-0,85	0,811	2.460,0	1.329,0	0,46
	0,63-0,75	0,602	2.513,0	1.276,0	0,49
Microesferas	0,63-0,75	0,652	2.436,6	1.510,0	0,38

Al ser todos los materiales a base de silíceo, la diferencia en la densidad real de los distintos medios fue de un 4,5%, una diferencia relativamente pequeña si se compara con el 15,5% que difiere la densidad aparente. Este hecho puede ser explicado por la diferencia entre porosidades, que fue del 22,4% entre la mayor (vidrio triturado con tratamiento superficial) y la menor (microesferas). La porosidad es consecuencia de la forma de las partículas que componen el medio filtrante y de la manera como éstas se ordenan en el espacio. Si se tiene en cuenta que en el proceso de obtención del vidrio triturado se generan partículas escamosas con aristas afiladas y protuberancias puntiagudas, es fácil comprender que el ordenamiento de estas partículas en un espacio finito estará lejos de ser perfecto y dejará gran cantidad de vacíos entre partículas que serán ocupados por un fluido (aire o agua). Las microesferas son casi esferas perfectas que tienen distintas formas de ordenarse. Si se disponen de forma cúbica el cálculo de su porosidad da 0,48; si se ordenan de forma hexagonal su porosidad es 0,40; y si lo hacen de forma romboédrica, su porosidad es 0,26. La porosidad medida en los ensayos fue de 0,38, valor muy similar al valor promedio de las distintas posibilidades de ordenamiento de las microesferas.

En el caso del diámetro equivalente, cabe comentar algunos datos que parecen incongruentes. Sería de esperar que el valor del diámetro equivalente se ubicara dentro del rango granulométrico del medio filtrante, y así es en todos los caso excepto en dos de las combinaciones de granulometría y medio caracterizado. Uno de los medios que no siguió lo preconcebido fue la arena silíceo de granulometría entre 0,75 y 0,85 mm, pues su diámetro equivalente fue de 0,92 mm. La justificación está en la forma alargada de una de las dimensiones que presentan las partículas de arena, lo que posibilita el paso de partículas relativamente grandes a través de un tamiz con una luz de malla inferior a la medida superior de las partículas. En sentido contrario, se encontraba el caso del vidrio triturado con tratamiento superficial de granulometría entre 0,63 y 0,75 mm, cuyo diámetro equivalente

(0,60 mm) estaba por debajo del rango granulométrico del medio filtrante. En este caso, las protuberancias angulosas y las cavidades que estas forman dan a las partículas un volumen aparente superior al que tendría una esfera con la misma cantidad de material. Por esto, a efectos de modelado es más fiable el dato que proporciona el cálculo del diámetro equivalente que el de diámetro medio o valor promedio del rango de granulometría, pues los medios filtrantes con un mismo rango de granulometría presentan distintos valores de diámetro equivalente en función del material que forma las partículas debido a las limitaciones experimentales de la determinación de la granulometría mediante tamices.

La caída de presión por unidad de longitud de columna filtrante en función de la velocidad superficial de filtración (figura 7.1) fue prácticamente idéntica en la arena y el vidrio convencional en los rangos de granulometría de 0,63-0,75 y 0,75-0,85 mm. Para comprender mejor esta coincidencia se debe considerar el papel del coeficiente de esfericidad (tabla 7.2) que interviene en la ecuación de Ergun [1.12].

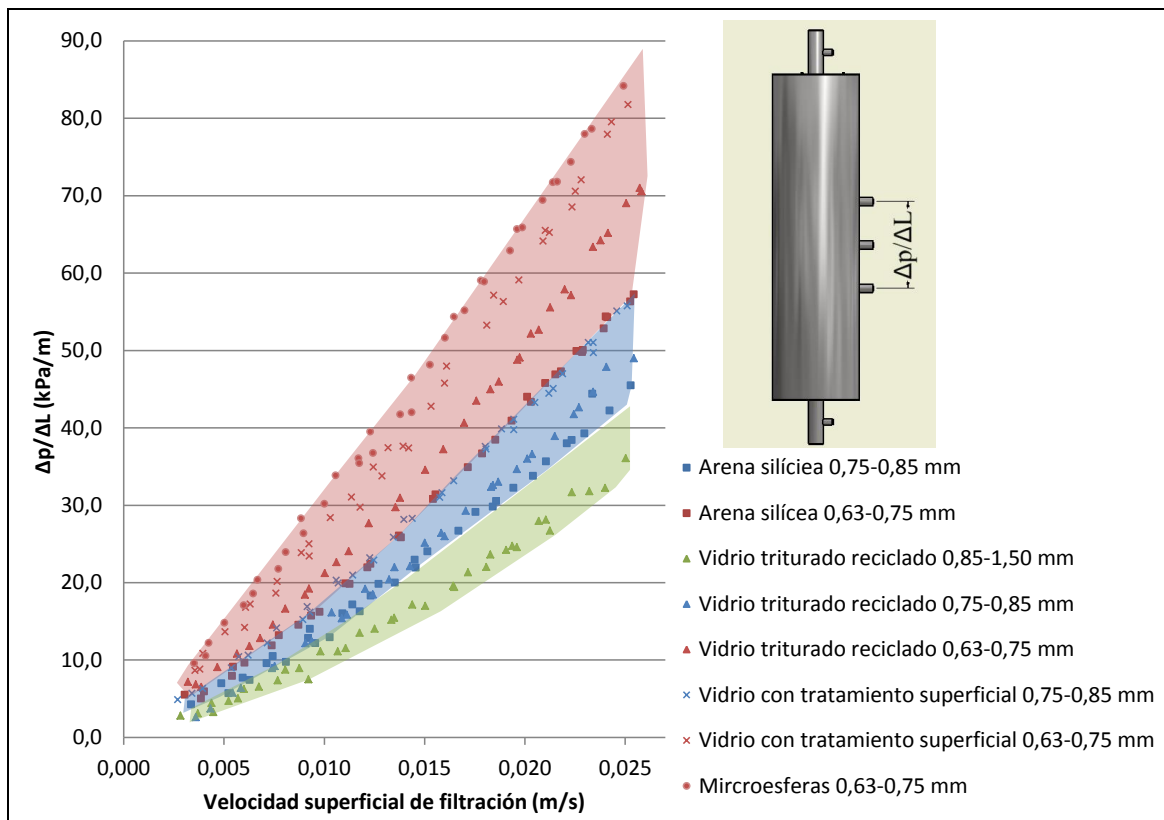


Figura 7.1. Caída de presión por unidad de longitud en función de la velocidad superficial para los distintos medios filtrantes ensayados funcionando a filtración. En color rojo se muestran los materiales con una granulometría comprendida entre 0,63-0,75 mm, en azul los materiales con una granulometría de 0,75-0,85 mm y en verde la granulometría comprendida entre 0,85-1,50 mm. (Elaboración propia).

Tabla 7.2. Coeficiente de esfericidad y eficiencia de ajuste (NSE) para la caída de presión en distintos medios determinada con la ecuación de Ergun [1.11].

Material	Granulometría (mm)	Esfericidad (adimensional)	NSE (adimensional)
Arena sílicea	0,75-0,85	0,890	0,992
	0,63-0,75	0,890	0,994
Vidrio convencional	0,85-1,50	0,621	0,991
	0,75-0,85	0,687	0,984
	0,63-0,75	0,710	0,993
Vidrio triturado tratado superficialmente	0,75-0,85	0,636	0,997
	0,63-0,75	0,598	0,994
Microesferas	0,63-0,75	1,000	0,969

La incorporación de las microesferas en los experimentos servía para dar validez al método de cuantificación de la esfericidad, pues, al ser esferas teóricamente perfectas, su esfericidad debía ser igual a la unidad y el ajuste (determinado a partir del valor del NSE) debía de ser muy bueno, como así fue (tabla 7.2). No obstante, si se daba un valor de 0,97 a la esfericidad de las microesferas, el valor de la NSE subía hasta 0,995, lo que da a entender que realmente las microesferas utilizadas no eran esferas perfectas o bien que, debido a su fabricación, existían esferas de diámetros distintos que provocan tal efecto. La esfericidad de la arena es sensiblemente superior a la indicada por McCabe et al. (2001), que a su vez es superior a los datos obtenidos por Soyer y Akgiray (2009). Los resultados para la arena sílicea son muy parecidos a los obtenidos en este último estudio por el material que se describe como “*garnet sand*” que también es un material con base de silicio utilizado en procesos abrasivos. Esto hace pensar que dentro de los materiales descritos como arena sílicea puede haber una variabilidad importante en las formas de sus granos. Las esfericidades de los vidrios triturados convencionales también fueron superiores a los que se encuentran en bibliografía (McCabe et al., 2001; Soyer y Akgiray, 2009). Al mismo tiempo se podría pensar que la esfericidad aumenta al disminuir la granulometría si no fuera porque, en el caso del vidrio triturado con tratamiento superficial, los resultados de la esfericidad fueron de 0,636 y 0,598 para el vidrio triturado con tratamiento superficial de 0,75-0,85 mm de granulometría y de 0,63-0,75 mm de granulometría, respectivamente. En este caso, la esfericidad disminuye con la granulometría, aun cuando las partículas de vidrio son muy parecidas físicamente. La explicación podría estar en el tratamiento superficial del vidrio, que favorecería a la interacción entre el agua y la partícula reduciendo la tensión superficial del fluido tal como indica el fabricante.

En la tabla 7.3 se muestra la NSE utilizando la ecuación de Kozeny-Carman [1.10].

Tabla 7.3. Eficiencia de ajuste (NSE) utilizando la esfericidad de la tabla 8.2 en la ecuación de Kozeny-Carman [1.10].

Material	Granulometría (mm)	Esfericidad ϕ (adimensional)	NSE (adimensional)
Arena sílicea	0,75-0,85	0,890	0,933
	0,63-0,75	0,890	0,971
Vidrio convencional	0,85-1,50	0,621	0,952
	0,75-0,85	0,687	0,946
	0,63-0,75	0,710	0,974
Vidrio triturado tratado superficialmente	0,75-0,85	0,636	0,984
	0,63-0,75	0,598	0,972
Microesferas	0,63-0,75	1,000	0,987

Los valores de la eficiencia de ajuste indicaron que la capacidad predictiva de la ecuación de Kozeny-Carman [1.10] era muy buena y que en el rango de velocidades superficiales ensayado se puede considerar tan válida como la ecuación de Ergun [1.11]. No obstante, sigue siendo necesario un coeficiente de esfericidad para su utilización. Por este motivo, se obtuvieron ecuaciones (tabla 7.4) mediante ajustes estadísticos multilineales por el procedimiento *stepwise*. En el caso del vidrio triturado reciclado se ajustó también una ecuación que incorporaba el diámetro medio de las partículas.

Tabla 7.4. Ecuaciones polinómicas obtenidas por regresión estadística que permiten simplificar la determinación de la caída de presión.

Material	Ecuación	R ²	P-valor
Arena sílicea	$\frac{\Delta p}{\Delta L} = 3,04 \cdot 10^7 v^2 + 1,31 \cdot 10^6 v - 55,7 D_a + 41088$	0,986	<0,001
Vidrio triturado reciclado	$\frac{\Delta p}{\Delta L} = 4,54 \cdot 10^7 v^2 + 9,30 \cdot 10^5 v + 3,31 \cdot 10^5 \phi^2 - 1,25 \cdot 10^6 \varepsilon + 398716$	0,952	<0,001
	$\frac{\Delta p}{\Delta L} = 5,23 \cdot 10^8 v^2 + 7,62 \cdot 10^5 v - 29,4 D_a + 27946$	0,918	<0,001
Vidrio triturado con tratamiento superficial	$\frac{\Delta p}{\Delta L} = 3,76 \cdot 10^7 v^2 + 1,77 \cdot 10^6 v - 123 D_a + 92239$	0,968	<0,001
Microesferas	$\frac{\Delta p}{\Delta L} = 2,11 \cdot 10^7 v^2 + 2,93 \cdot 10^6 v - 1042,98$	0,998	<0,001

La ecuación que mejor capacidad predictiva ofrecía era la que predecía el comportamiento de las microesferas. Es necesario tener en cuenta que de este medio poroso solamente se disponía de una granulometría y por lo tanto, la única variable que tenía peso era la velocidad. Cuando se disponía de más de un intervalo granulométrico, aparecían más variables que intervenían en la predicción de la caída de presión, como en el caso de la arena sílicea y el vidrio triturado con tratamiento superficial, en que el diámetro medio de la granulometría (D_o) tomó cierta relevancia, pero no mucha, pues su influencia es mínima en comparación con el término independiente de la ecuación. En el caso del vidrio triturado reciclado convencional, se disponía de tres intervalos de granulometría y la influencia de este parámetro fue desplazada por la esfericidad al cuadrado y la porosidad, con una influencia poco relevante en comparación con la de la velocidad. Los coeficientes que multiplican la velocidad a al cuadrado y a la velocidad se encuentran en el mismo orden de magnitud en

todas las ecuaciones, pero las variaciones de los coeficientes evidencian las diferencias del comportamiento hidráulico de los materiales.

Al realizar el contralavado, se observó que el medio filtrante generaba una caída de presión en función de la velocidad superficial que se mantenía constante a partir de cuándo el medio granular fluidizaba, por lo que la caída de presión entre dos puntos fijos decrecía, ya que la columna se expandía manteniendo constante la caída de presión en el conjunto de la columna. En la figura 7.2 se muestra el comportamiento de la caída de presión en función de la velocidad superficial funcionando a contralavado para los distintos medios ensayados y en la figura 7.3 se compara el comportamiento a filtración y a contralavado para un mismo medio filtrante.

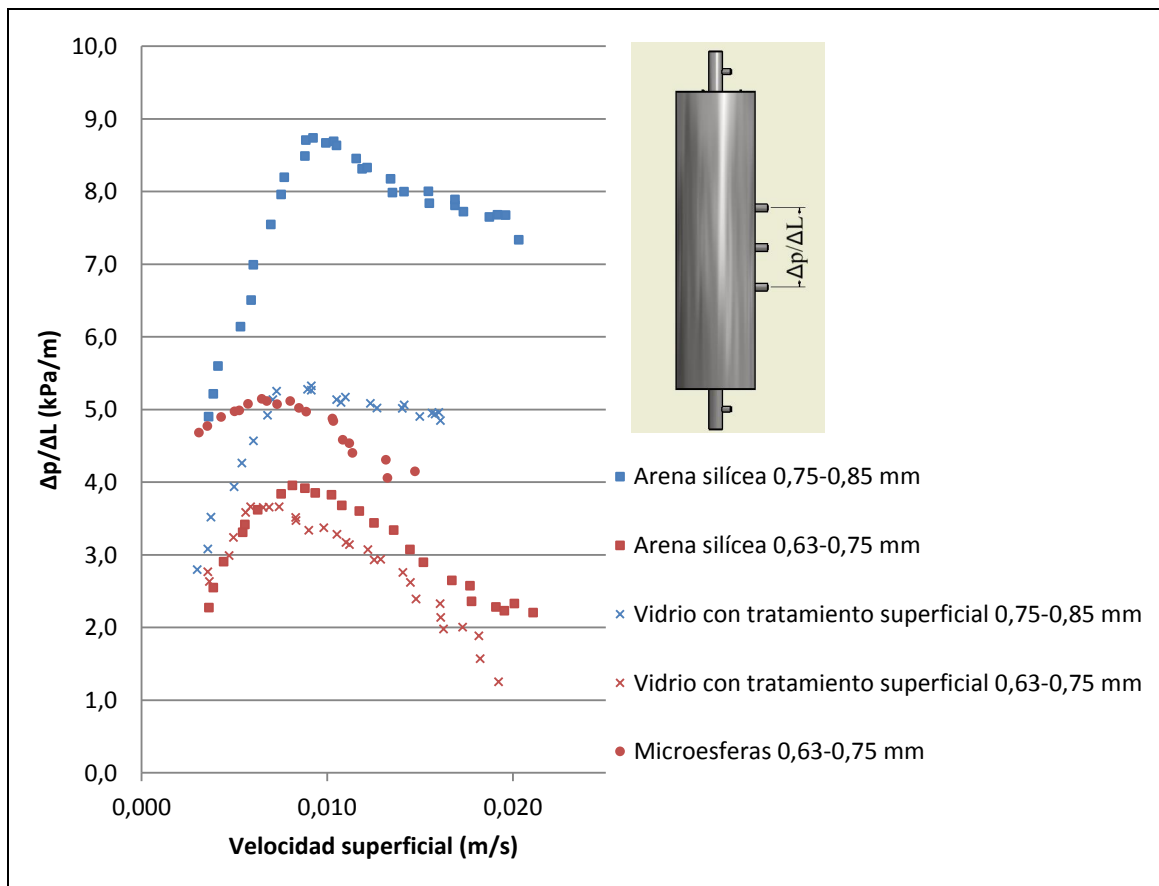


Figura 7.2. Caída de presión por unidad de longitud en función de la velocidad superficial para los distintos medios filtrantes ensayados funcionando a contralavado. (Elaboración propia).

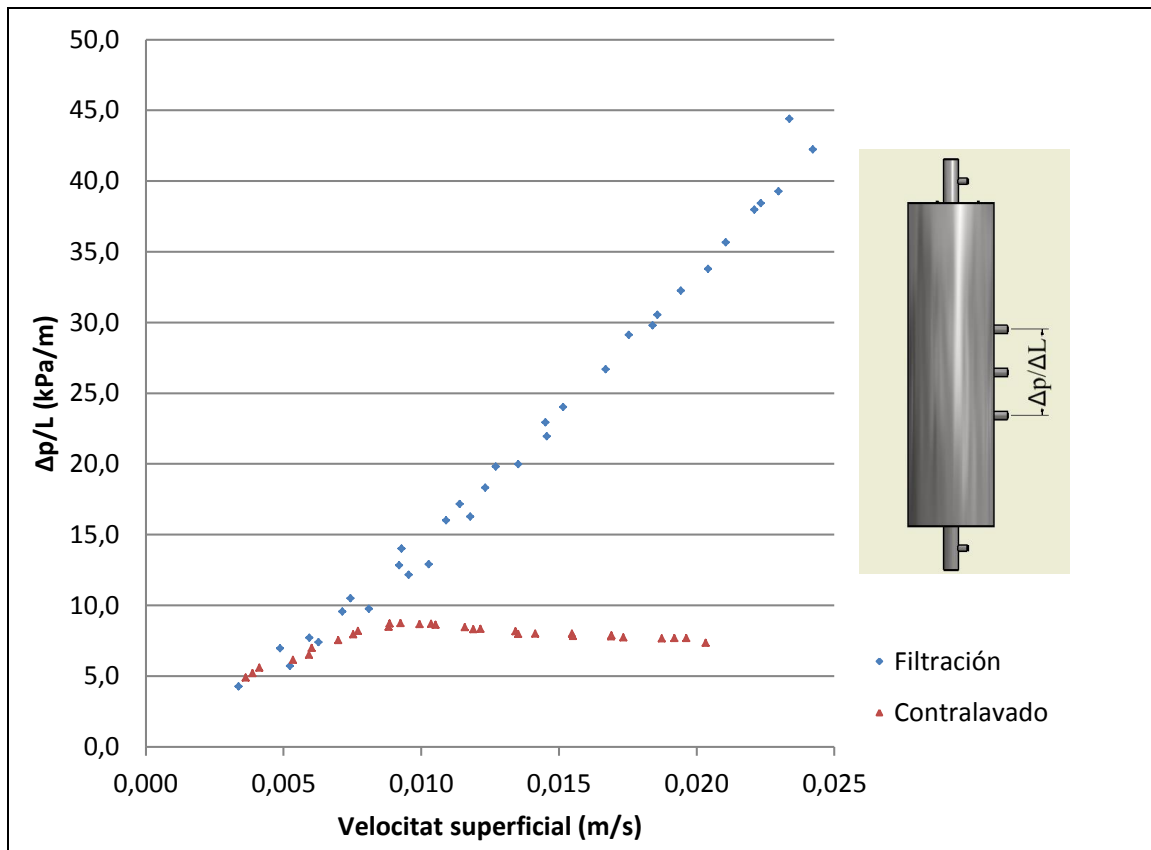


Figura 7.3. Comparativa del comportamiento a filtración y a contralavado para la arena silícea de 0,75-0,85 mm de granulometría. (Elaboración propia).

En la figura 7.2 se observa claramente el punto de fluidización de los distintos medios, evidenciando la diferencia entre medios expuestos a contralavado. Los materiales de menor granulometría generan menos caída de presión a contralavado, al contrario de lo que sucede a filtración, esto es debido a que para fluidizar, que es el punto donde la caída de presión por metro de columna filtrante empieza a decrecer, es necesario que los esfuerzos de arrastre superen a los esfuerzos gravitacionales, y cuanto más pequeña es una partícula, mayor es el arrastre. La diferencia que se observa entre las esferas, el vidrio y la arena puede indicar que a menor esfericidad, menor caída de presión a contralavado. Esto es debido a que una esfericidad baja favorece la fluidización y expansión de la columna.

Seguramente la ecuación de Ergun es aplicable a contralavado, ya que como se observa en la figura 7.3, el comportamiento del medio filtrante a contralavado es muy parecido al comportamiento a filtración hasta el punto de fluidización, punto donde la ecuación debería de tener en cuenta la expansión de la columna y por lo tanto como la porosidad incrementa con la velocidad superficial de contralavado.

7.2. ESTUDIO Y MEJORA DEL DISEÑO DEL DRENAJE DEL FILTRO

Los resultados experimentales de la caída de presión en el conjunto del filtro a escala de laboratorio se muestran en la figura 7.4.

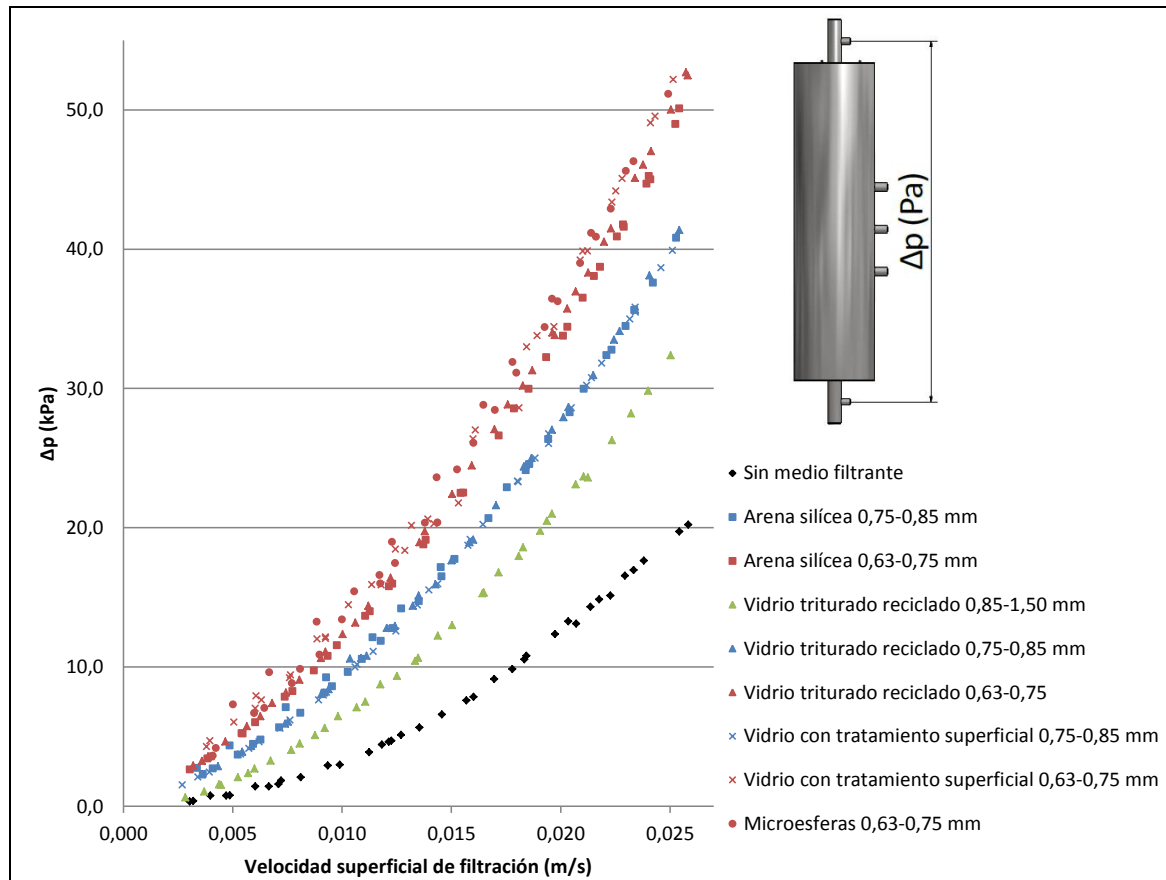


Figura 7.4. Caída de presión en el conjunto del filtro sin medio filtrante y con una columna de 300 mm de los distintos medios filtrantes ensayados. (Elaboración propia).

Se puede observar que la caída de presión en el cuerpo del filtro estuvo entre el 40 y el 60% de la caída de presión en el conjunto del filtro en función del medio filtrante utilizado.

La caída de presión de los medios filtrantes quedó agrupada por su granulometría a pesar que en la figura 7.1 parecía que existían más diferencias entre medios filtrantes. La explicación está en el efecto del drenaje del filtro, pues en la zona próxima a la crepina el agua se concentraba hacia el colector y se producía una aceleración del flujo ya que, por su diseño actual, disminuía la sección de paso, con lo que la velocidad en la zona próxima a la crepina era relativamente alta y, además, el fluido circulaba a través de un medio poroso con lo que se genera mucha más caída de presión.

Si a la caída de presión en el filtro con medio filtrante se le restaba la caída de presión en el filtro vacío se obtenía la caída de presión neta en el medio filtrante. En la figura 7.5 se compara la caída de presión en el medio filtrante determinada experimentalmente y la caída de presión teórica determinada con la ecuación de Ergun [1.12].

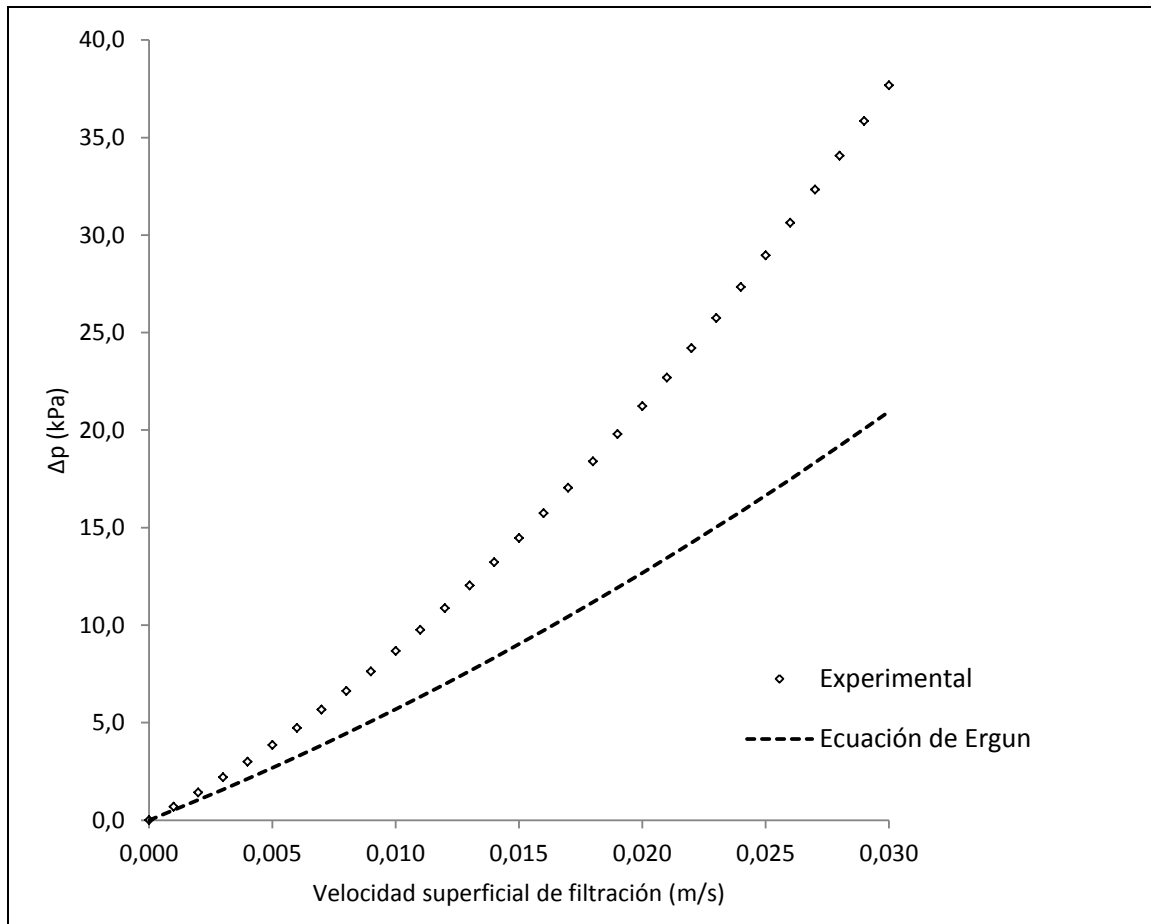


Figura 7.5. Comparación entre la caída de presión determinada experimentalmente en una columna de 300 mm de arena sílicea (granulometría 0,63-0,75 mm) y la determinada con la ecuación de Ergun para un cuerpo poroso de las mismas dimensiones. (Elaboración propia).

El resultado obtenido con la ecuación de Ergun [1.12] correspondía a un cilindro isotrópico sin deformación del flujo en su interior, lo que se consideraba la caída de presión mínima teórica. Se observa una diferencia importante entre el resultado mínimo teórico y el obtenido experimentalmente que se explica por el efecto del drenaje. La diferencia entre el mínimo teórico y el resultado experimental llegó a ser de hasta un 44%.

El efecto del drenaje en la caída de presión total del filtro se pudo cuantificar mediante CFD. El modelo utilizado ofreció una muy buena capacidad predictiva, pues la NSE osciló entre 0,970 y 0,999, y las diferencias entre modelos con reducción de elementos fue inferior al 1%, acorde con lo establecido por Celik et al. (2008).

Los resultados de las simulaciones fueron muy fiables, por lo tanto, utilizar el modelo de turbulencia *standard k-ε* junto con fijar un comportamiento laminar en la zona ocupada por medio poroso es una decisión correcta. Y más teniendo en cuenta las limitaciones que suponía el modelo utilizado, pues el volumen de los elementos finitos en la zona del medio poroso era superior al tamaño de las partículas reales de los medios filtrantes. Si se hubieran utilizado medidas de celda más pequeñas, el único efecto realmente destacable sobre los resultados finales habría sido un incremento en el tiempo de obtención de estos, ya que el incremento en fiabilidad habría sido irrelevante para el propósito del trabajo realizado. Del mismo modo, resolver el modelo en estado estacionario también se considera una buena elección en

términos de economizar el tiempo de resolución del modelo. Por lo tanto, se considera aplicable un modelo con las simplificaciones asumidas dentro de los rangos de velocidad superficial ensayados. No obstante, la caracterización de los medios filtrantes pasa ineludiblemente por la experimentación en laboratorio.

A partir del modelo se elaboró la figura 6 del apartado 5 (*“Reducing energy requirements for sand filtration in microirrigation: Improving the underdrain and packing”*), donde se puede observar tanto el efecto de la columna de medio filtrante como el del drenaje y como este último se ve incrementado al introducir medio granular en el filtro. Para comprender mejor este efecto, en la figura 7.6 se detalla el comportamiento de la presión y la velocidad en la zona próxima a la crepina.

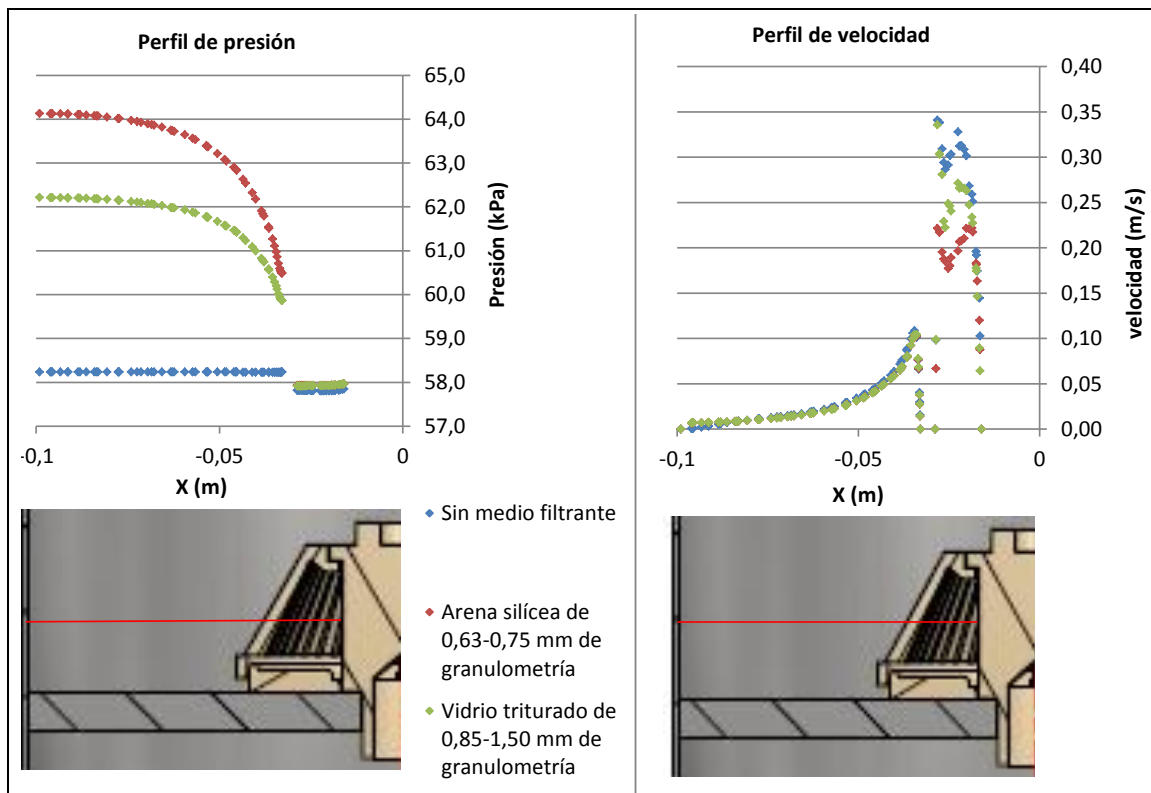


Figura 7.6. Perfil de presión y perfil de velocidad en el entorno de la crepina a una velocidad superficial de filtración de 0,015 m/s con el filtro operando sin medio filtrante, con una columna de medio granular de 300 mm de altura formada por arena silícea de 0,63-0,75 mm de granulometría y una columna de medio granular de 300 mm de altura formada por vidrio triturado de 0,63-0,75 mm de granulometría. (Elaboración propia).

El perfil de velocidad fue prácticamente coincidente en los tres casos, observándose un incremento muy importante al acercarse a la entrada del drenaje, multiplicando por diez la velocidad superficial de filtración. Esto se traduce en caída de presión, especialmente en condiciones de presencia de medio poroso. También es interesante remarcar la diferencia entre los dos medios filtrantes, pues cuanto más pequeña era la granulometría más acusada fue la caída de presión. Esto último es debido a la superficie específica de los materiales, que aumenta al disminuir la granulometría. Esta observación condujo a la conclusión de que si en la parte baja del medio filtrante existiera una base con material de una granulometría más gruesa

que el medio granular que forma la columna filtrante, se conseguiría reducir la caída de presión en el conjunto del filtro.

El resto de la caída de presión observada en la zona del drenaje tenía lugar dentro de la propia crepina y el contorno de velocidades y presiones trazado a partir de la modelización se muestra en la figura 9 del apartado 4 (*“Reducing energy requirements for sand filtration in microirrigation: Improving the underdrain and packing”*). En esta figura se puede observar que en el interior de la crepina se registraban velocidades que multiplicaban por 250 la velocidad superficial de filtración, siendo en este punto donde se generaba la mayor caída de presión localizada. Ante este hecho, se identificó como estrategia de mejora ensanchar el paso en el colector interior de la crepina.

Con las dos ideas para reducir la caída de presión se diseñaron y modelizaron los drenajes que se muestran en la figura 7.7. Estos fueron descartados, ya que el que mejor resultados presentó fue el que se describe en la figura 1 del apartado 5 (*Development of a new underdrain for improving the efficiency of microirrigation sand media filters*).

En la figura 8.9 se muestra una comparativa entre el comportamiento del diseño actual y el comportamiento del nuevo drenaje a partir de los resultados de las simulaciones. Se puede observar que en todos los casos modelizados, el nuevo diseño ofreció un mejor comportamiento en términos de caída de presión. A la velocidad modelizada, la reducción de la pérdida de carga con el filtro sin medio filtrante era de un 75%, mientras que al introducir medio filtrante, la reducción de la caída de presión era del 40%.

Para corroborar lo observado en la modelización, se construyó y se probó el drenaje prototipo, las dimensiones del cual se muestran en la figura 7.8 y las condiciones de montaje se describen en la figura 2 del apartado 5 (*Development of a new underdrain for improving the efficiency of microirrigation sand media filters*). Los resultados de los ensayos con el prototipo se muestran en la figura 7.10.

La mejora confirmada experimentalmente siguió la línea que apuntaban las simulaciones, por lo que el nuevo diseño de drenaje reducía el consumo de energía al estar este consumo directamente relacionado con la caída de presión.

El efecto sobre el comportamiento del medio filtrante es particularmente destacable pues, tal y como se muestra en la figura 10 del apartado 5 (*Development of new underdrain for improving the efficiency of microirrigation sand media filters*), el nuevo diseño tiende a comportarse tal y como predice la ecuación de Ergun.

Cabe mencionar que las pruebas realizadas a contralavado constataron que la caída de presión en el cuerpo del filtro en función de la velocidad era muy similar a la que se registró funcionando a filtración, tanto en el caso del diseño comercial como en el caso del diseño mejorado. Al introducir medio filtrante en los ensayos a contralavado, se observó que la fluidización del medio filtrante tuvo lugar a la misma velocidad superficial en ambos diseños, lo que indica que el nuevo diseño es igual de eficiente a la hora de lavar el medio filtrante. En la figura 7.11 se muestra la comparativa entre los dos diseños realizada con los resultados experimentales a contralavado.

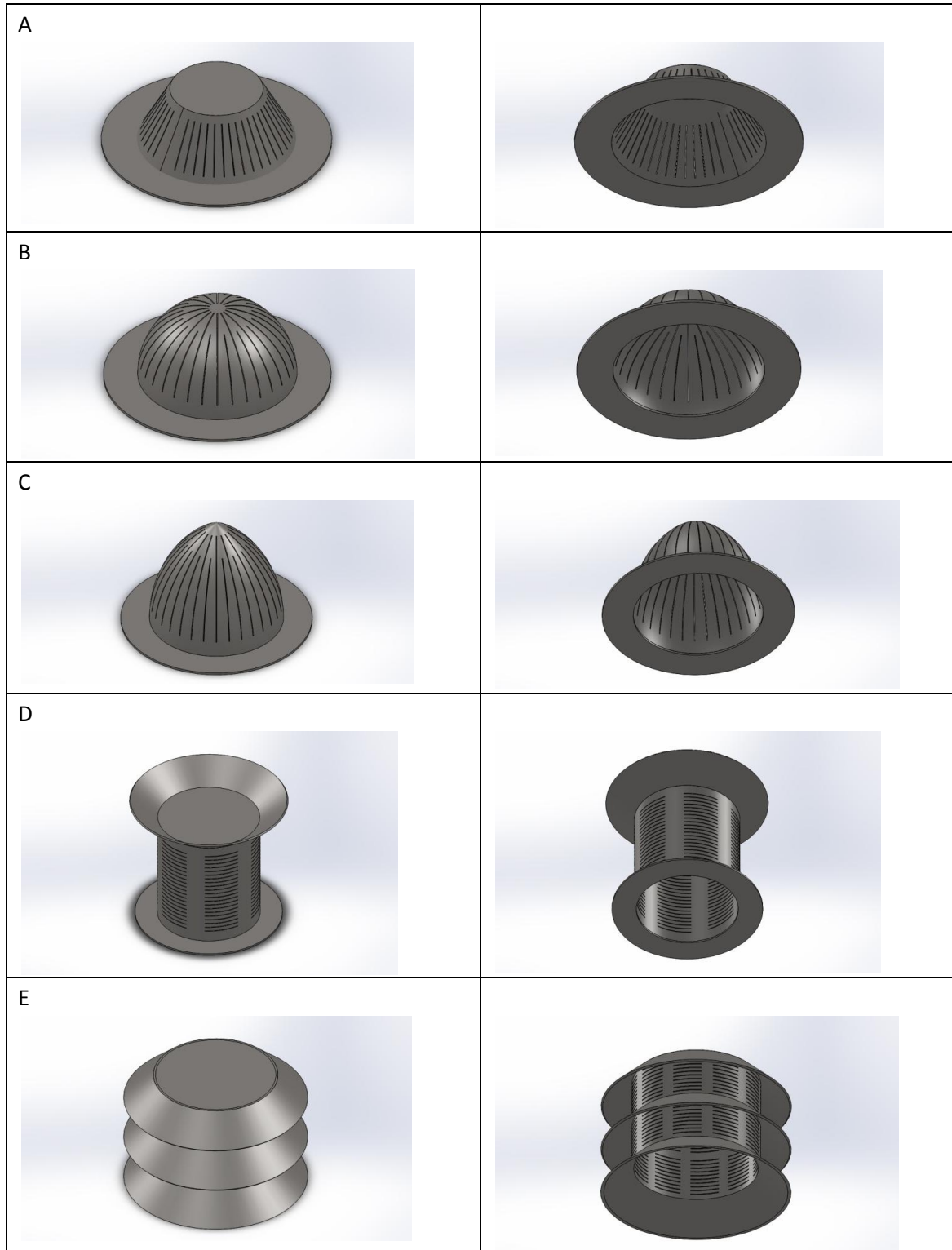


Figura 7.7. Crepinas modelizadas y descartadas a lo largo de la tesis. (Elaboración propia).

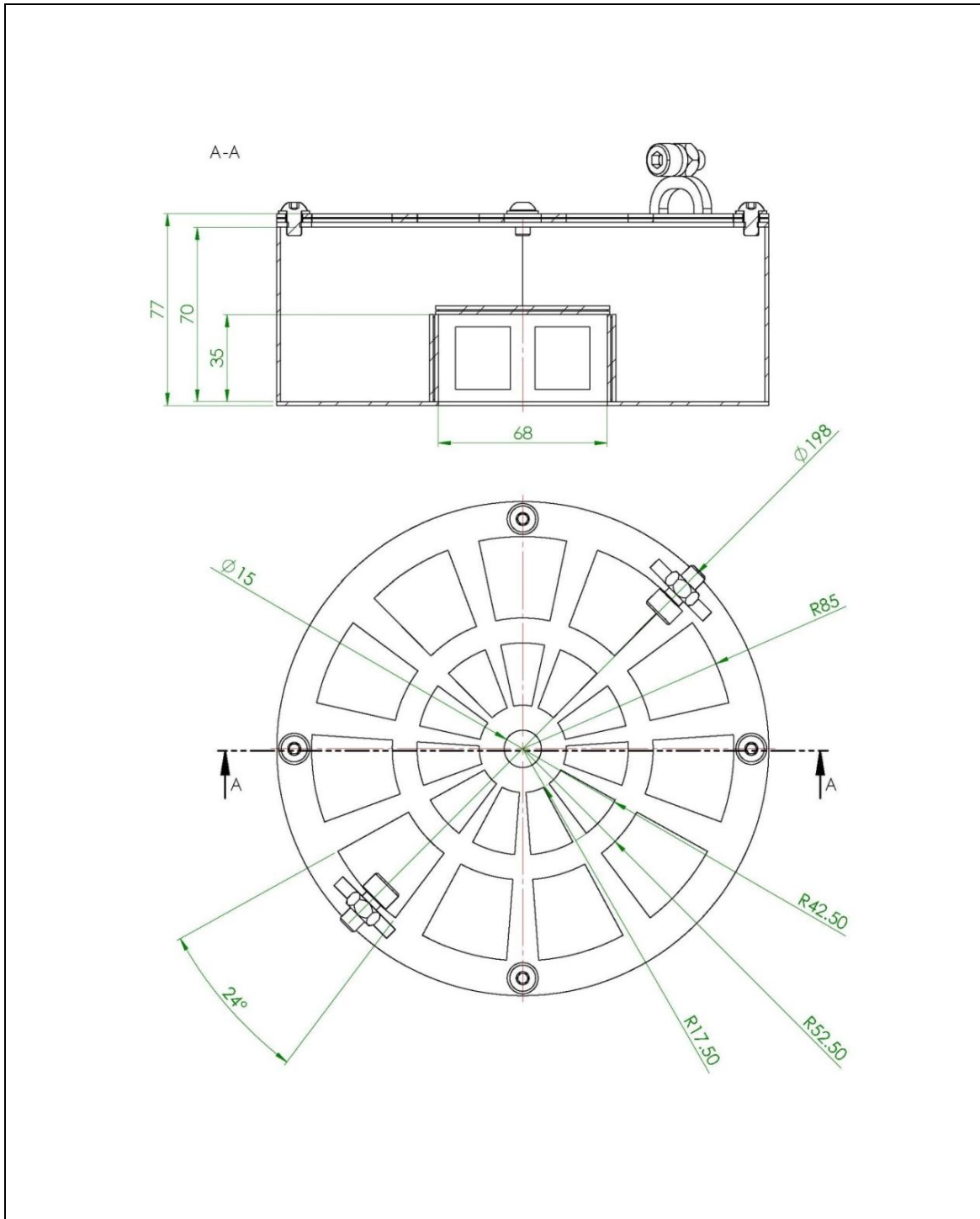


Figura 7.8. Geometría del nuevo diseño de drenaje desarrollado como prototipo. (Elaboración propia).

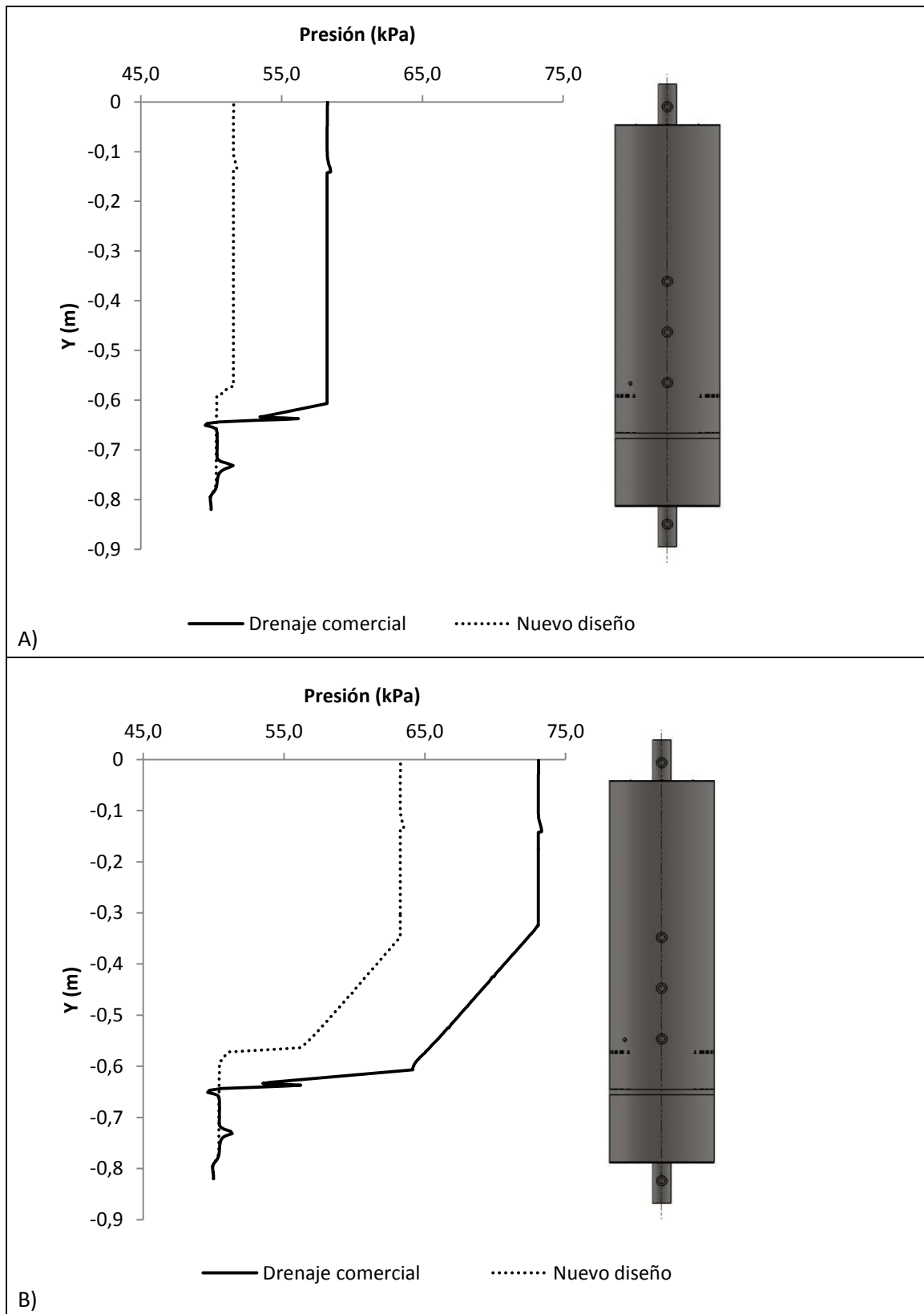


Figura 7.9. Comparativa de los perfiles de presión en el filtro a escala de laboratorio funcionando a una velocidad superficial de 0,015 m/s. A) Filtro sin medio filtrante. B) Filtro con una columna de 300 mm de arena sílicea de 0,63-0,75 mm. (Elaboración propia).

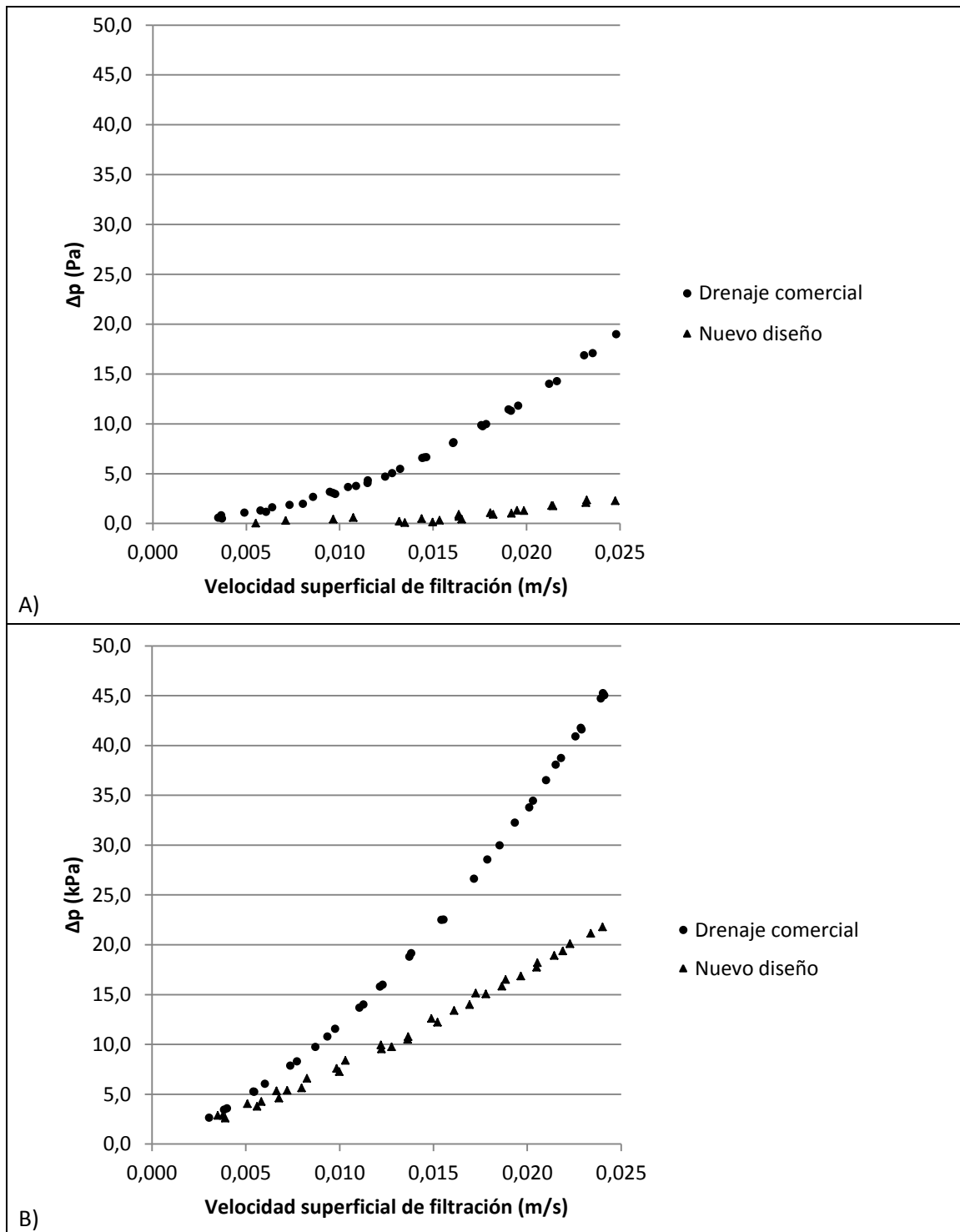


Figura 7.10. Caída de presión en función de la velocidad superficial de filtración obtenida mediante ensayos experimentales. A) Filtro sin medio filtrante. B) Filtro con una columna de 300 mm de arena sílicea de 0,63-0,75 mm de granulometría. (Elaboración propia).

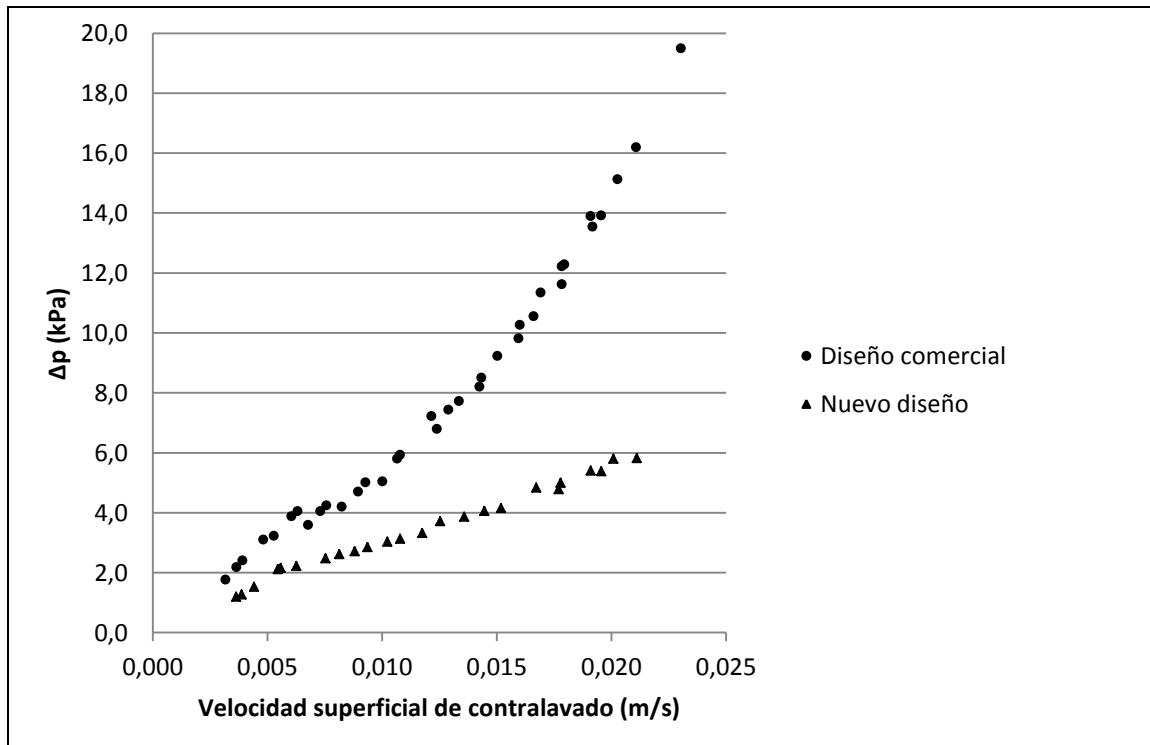


Figura 7.11. Comparativa del comportamiento de los dos diseño de drenaje a contralavado con una columna de 300 mm de arena sílicea de 0,63-0,75 mm. (Elaboración propia).

Se puede observar que la fluidización (zona donde la relación entre caída de presión y velocidad superficial de filtración cambia de tendencia) tiene lugar en torno a una velocidad superficial de unos 0,006 m/s. También es destacable que la caída de presión generada por el filtro con el nuevo diseño de drenaje es mucho menor que la generada por el drenaje comercial, pero la importancia de este parámetro es inferior a cuando se opera a filtración, pues a una velocidad superficial de 0,015 m/s, el drenaje comercial genera 22 kPa de caída de presión a filtración y 8 kPa a contralavado y, el nuevo diseño, a la misma velocidad superficial genera 12,5 kPa a filtración y 4 kPa a contralavado. Además, y en el mismo sentido, un filtro instalado a campo, la mayor parte del tiempo funciona a filtración. A pesar de la poca contribución de la cabecera y la cola del filtro en el total de la caída de presión, era necesario considerar un modelo de turbulencia para modelizar correctamente el drenaje del filtro y el alta eficiencia de ajuste entre los resultados experimentales y los resultados de las simulaciones indica que el modelo *standard k-ε* era adecuado en el caso analizado.

Con lo expuesto en el presente apartado, se plantearon dos posibles estrategias de mejora. Por un lado, diseñar un filtro que genere menor caída de presión y conservar la geometría de un filtro comercial manteniendo así la velocidad de filtración de diseño. Por otro lado, diseñar un filtro que genere la misma caída de presión que un filtro comercial pero operando a una velocidad de filtración más elevada reduciendo así la geometría ahorrando material de construcción.

7.3. COMPORTAMIENTO AMBIENTAL DE LAS ALTERNATIVAS DE MEJORA DEL NUEVO DISEÑO DE DRENAJE

Los efectos ambientales determinados mediante el análisis del ciclo de vida se analizaron en función de dos tipologías. Por un lado, los efectos ambientales derivados de la construcción, el transporte y el fin de la vida útil del filtro, que se consideraron efectos fijos. Por otro lado, los efectos ambientales derivados de la utilización de los filtros, que se denominaron efectos variables. En la figura 7.12 se muestran dos gráficos de telaraña que toman como referencia los efectos ambientales correspondientes a la alternativa 0 (filtro comercial de referencia), mostrando los porcentajes de reducción o incremento de cada efecto tanto para la construcción como para la utilización de los filtros.

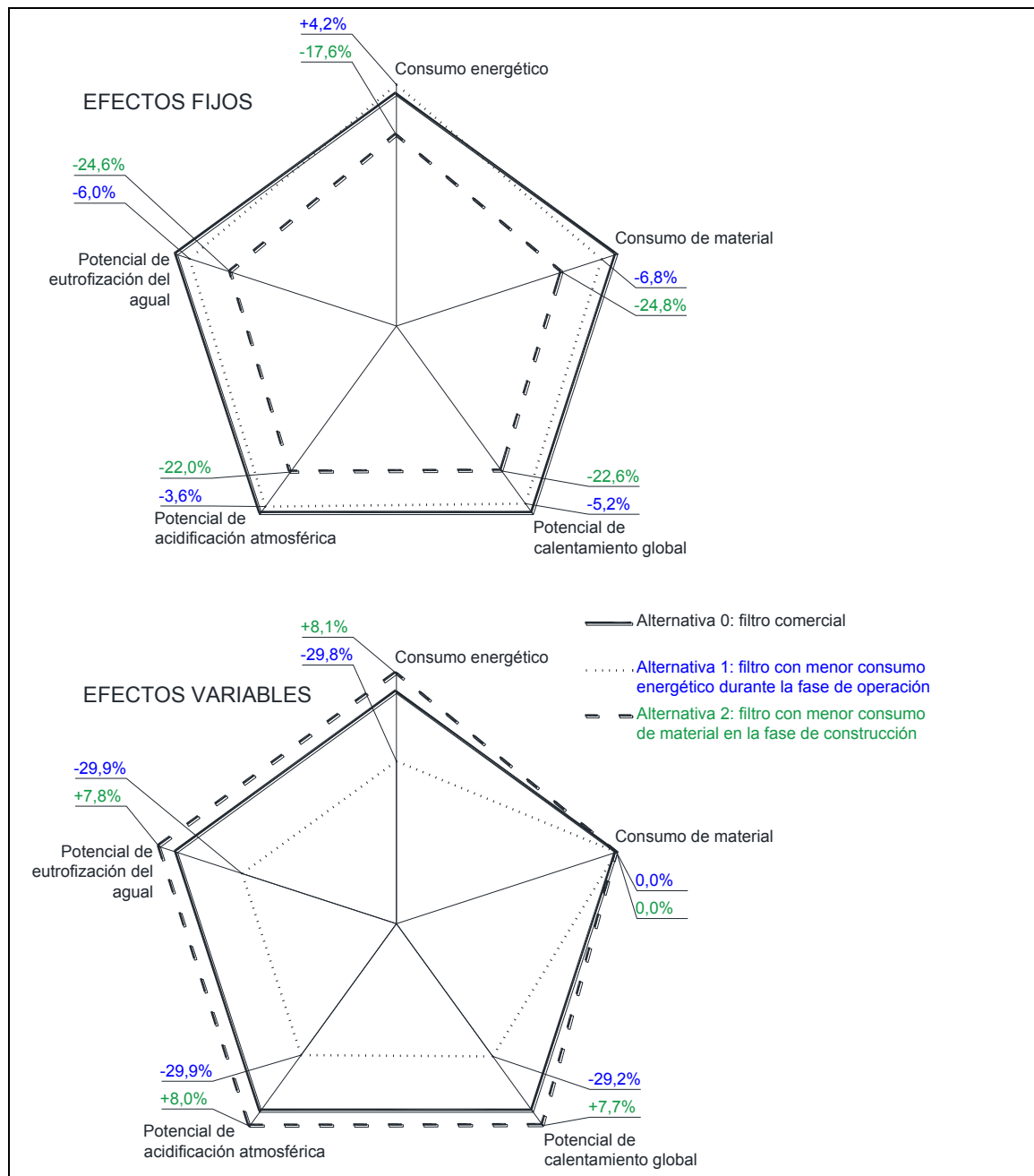


Figura 7.12. Comparativa de los diseños estudiados a partir de sus efectos ambientales tomando como referencia la alternativa 0. (Elaboración propia).

Se puede observar que lo referente a la reducción de los efectos fijos, es más ventajoso desde un punto de vista ambiental un diseño que siga la estrategia de la alternativa 2 (reducción de material de construcción), mientras que por lo que se refiere a los efectos variables es más ventajosa una estrategia como la que se apunta en el diseño de la alternativa 1 (reducción del consumo energético durante el uso del filtro).

Para poder afirmar cual era la mejor alternativa era necesario disponer de un solo dato de efecto ambiental que resumiera cada alternativa, ya que es complicado decidir si es mejor reducir un 30% el dióxido de carbono emitido por metro cúbico filtrado o reducir un 22% la emisión de dióxido de azufre en la construcción del filtro. Por este motivo, se convirtieron los efectos ambientales a unidades monetarias, denominándolos eco-costes. Para determinar el efecto de la utilización del filtro, se estudiaron tres posibles intensidades de uso durante la vida útil del filtro: intensidad de uso baja (32.000 m³ filtrados), intensidad de uso media (64.000 m³) e intensidad de uso alta (128.000 m³ filtrados). En la figura 7.13 se indican los eco-costes totales al final de la vida útil de cada alternativa en función de la intensidad de uso y la diferencia relativa respecto a la alternativa 0.

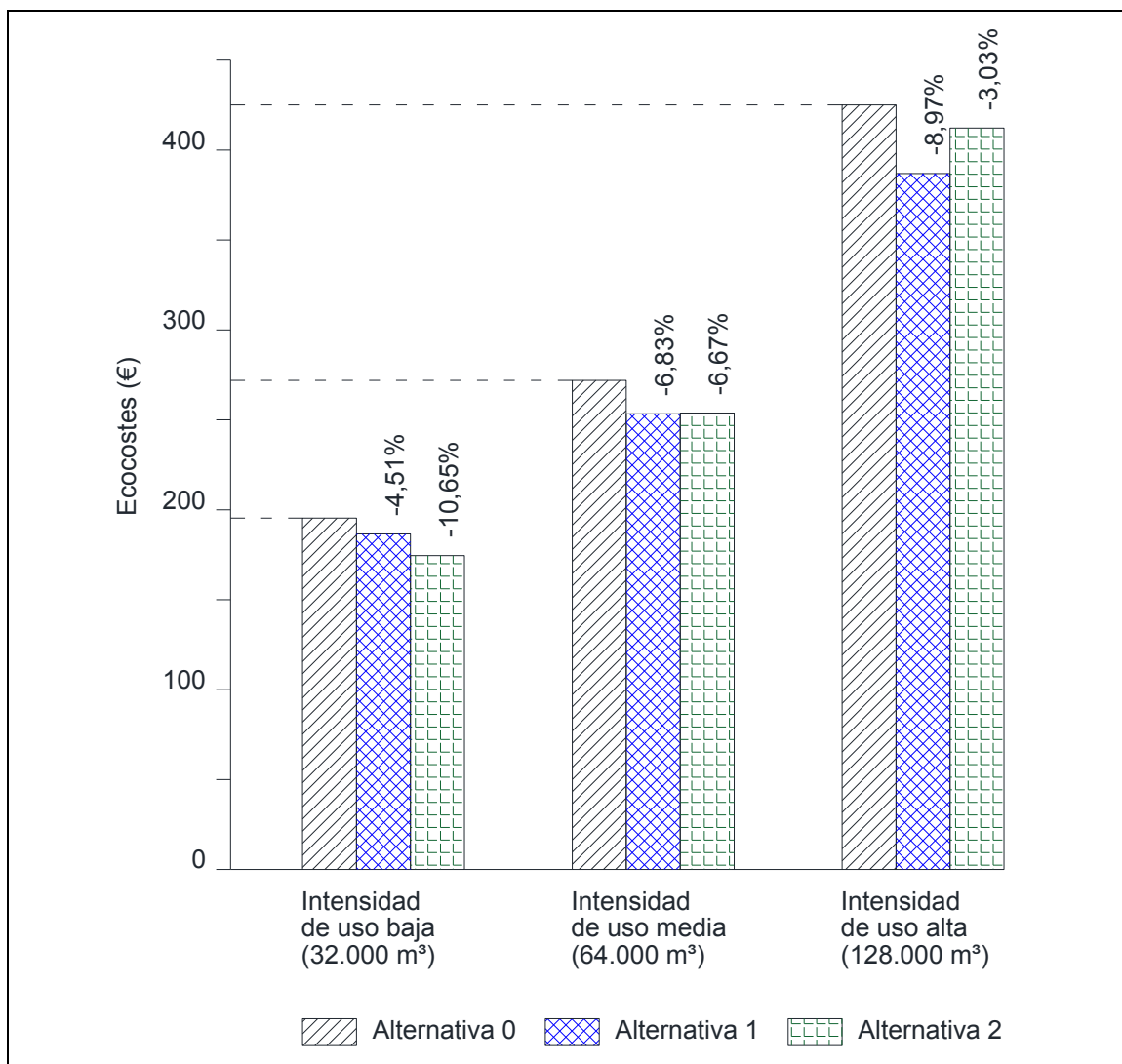


Figura 7.13. Eco-costes y su diferencia relativa al final de la vida útil del filtro para cada alternativa de diseño en función de la intensidad de uso. (Elaboración propia).

Una intensidad de uso en torno a los 64.000 m³ filtrados, igualaba los costes ambientales al final de la vida útil de los diseños de las alternativas 1 y 2. Por debajo de esta intensidad de uso, el mejor diseño, desde un punto de vista de costes ambientales, era el presentado en la alternativa 2 pues, para una intensidad de uso de 32.000 m³, suponía una reducción de costes del 10,65% mientras que la alternativa 1 ofrecía una reducción del 4,51%. Por el contrario, a intensidades de uso altas, la mejor alternativa era la alternativa 1 pues a 128.000 m³ filtrados suponía una reducción de eco-costes respecto a la alternativa 0 del 8,97%, mientras que a esta intensidad de uso, la alternativa 2 suponía una reducción de costes del 3,03%.

Para comprobar la robustez de los resultados se plantearon los escenarios de futuro descritos en la metodología los resultados de los cuales se muestran en la tabla 6 del apartado 6 (*“Environmental assessment of different underdrain designs for a sand media filter”*). En todos los escenarios, cuando se planteó una intensidad de utilización baja, la mejor alternativa fue la alternativa que redujo la cantidad de material utilizado en la construcción del filtro, mientras que para una intensidad de utilización media o alta, la mejor opción fue un filtro que redujera la energía consumida durante su vida útil.

Del estudio de mejora del drenaje se desprendía que el nuevo diseño proporcionaba una reducción de la caída de presión del 30%, y, en el mejor de los casos, una vez analizados todos los efectos ambientales, se traduce en una rebaja que se fija en torno al 10% de los eco-costes. Esto es debido al efecto del material y el proceso de construcción. De aquí que sea evidente el interés en explorar materiales de construcción alternativos al plástico y al acero.

7.4. RESUMEN GRÁFICO

En la figura 7.14 se muestra un resumen del desarrollo del nuevo drenaje.

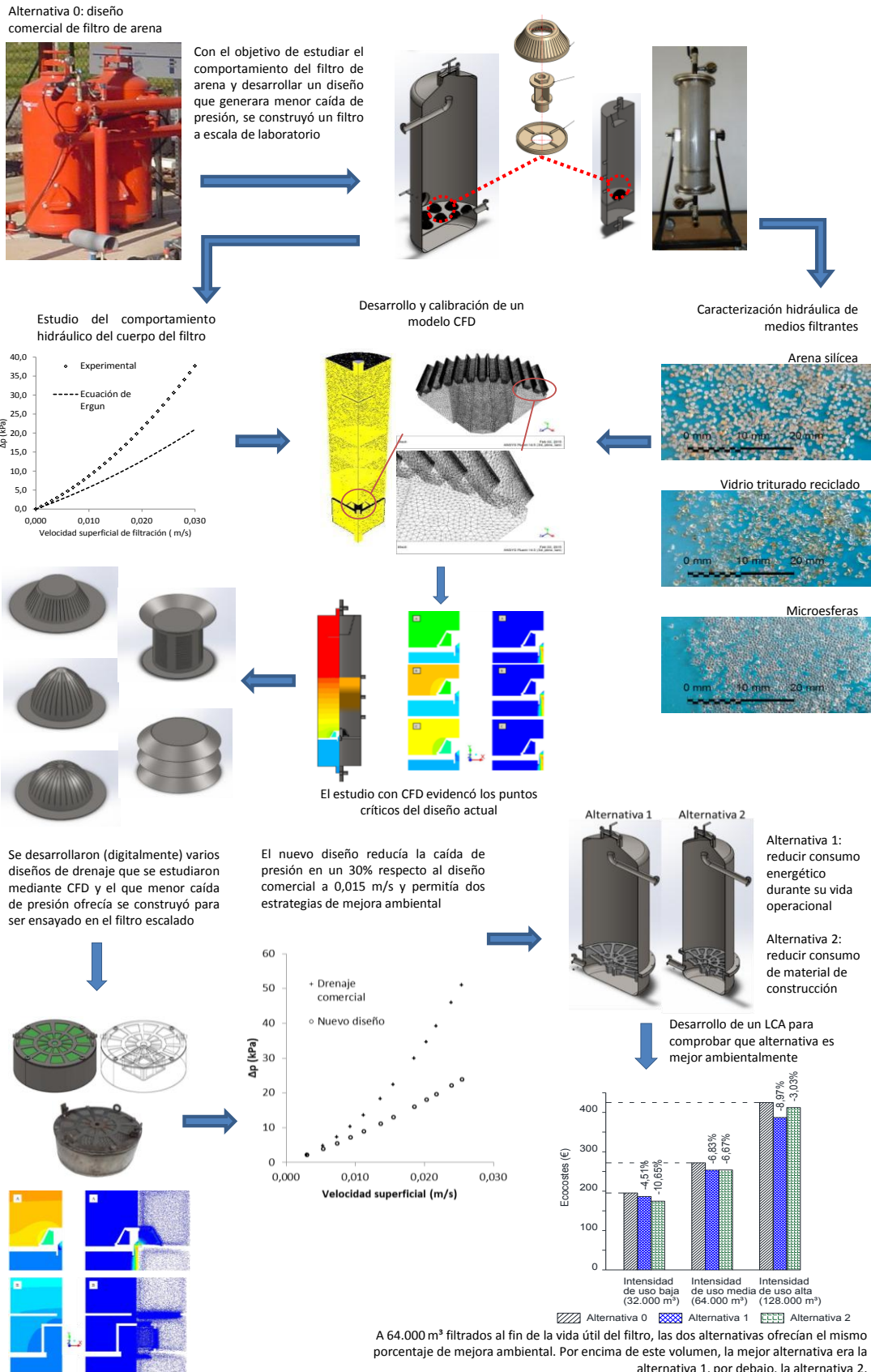


Figura 7.14. Resumen gráfico de la tesis. (Elaboración propia).

8. CONCLUSIONES

8. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones de la presente tesis son las que se enumeran a continuación:

1. Si bien la densidad aparente fue muy similar entre los distintos materiales ensayados, se evidenciaron divergencias importantes en la densidad real, la porosidad, el diámetro equivalente y la esfericidad que se explican por la diferencia en la forma de las partículas que constituyen el medio granular.
2. Las diferencias en las propiedades físicas condicionan el comportamiento hidráulico de los medios granulares. Con la esfericidad determinada en la presente tesis, los valores de la eficiencia de ajuste (NSE) fueron suficientemente elevados como para considerar que la capacidad predictiva de la ecuación de Ergun era muy buena. La misma esfericidad introducida en la ecuación de Kozeny-Carman, más simple que la de Ergun, proporcionaba también una capacidad predictiva muy buena, lo que da validez a la utilización de la ecuación de Kozeny-Carman en el rango de velocidad superficial de filtración ensayado (0,003-0,030 m/s).
3. La esfericidad es un parámetro difícil de determinar, siendo muy heterogéneos los valores presentes en la bibliografía por lo que inducen a resultados inciertos. Por este motivo, se obtuvieron ecuaciones empíricas que permitían prescindir de la esfericidad en los cálculos. La capacidad predictiva de las ecuaciones obtenidas mediante regresión lineal múltiple con el procedimiento *stepwise* fue muy buena para granulometrías entre los 0,69 y los 0,80 mm para la arena sílicea, vidrio triturado, vidrio triturado con tratamiento superficial y las microesferas.
4. El ajuste entre los resultados experimentales y la modelización confirman la potencia de la CFD para estudiar cómo se desenvuelven los fluidos en geometrías finitas y su aplicación, bajo las condiciones descritas en el presente trabajo, se recomienda para estudios similares.
5. Los resultados de la modelización indicaron que el drenaje y el medio poroso en el entorno del drenaje son los puntos más críticos a nivel de caída de presión en el conjunto del filtro. La caída de presión en esta zona era de un 40% para medios filtrantes con granulometrías gruesas (0,85-1,50 mm) y de hasta un 60% para los medios filtrantes con granulometrías finas (0,63-0,75 mm). Por lo tanto, esta zona era la que ofrecía más margen de mejora a la hora de afrontar un nuevo diseño de filtro.
6. Según la modelización realizada, aumentar la sección de paso del agua en el drenaje y confinar, en el fondo del filtro, material granular más grueso que el medio que forma la columna filtrante, reducía la caída de presión en el conjunto del filtro. La construcción de un prototipo confirmó esta mejora de forma experimental, reduciendo la caída de presión en el filtro en un 20% a velocidades de filtración bajas (<0,01 m/s) y en más de un 45% en velocidades de filtración altas (>0,02 m/s). A su

vez, en régimen de contralavado, la reducción de caída de presión se situó entre el 50% y el 80% de la caída de presión generada por un filtro comercial.

7. El análisis de ciclo de vida permitió constatar la mejora ambiental que proporcionaban dos alternativas de diseño basadas en el nuevo drenaje, consiguiendo reducir con ambas los costes ambientales un 6,8% respecto el filtro comercial de referencia si se filtraban 64.000 m³ a lo largo de la vida útil del filtro. Por encima de este volumen, la alternativa óptima era aquella en la que el filtro conseguía menor pérdida de presión y consumo energético en su utilización, mientras que por debajo de este volumen filtrado, el mejor diseño era el consistente en reducir sus dimensiones y su material de construcción.
8. El análisis de ciclo de vida constató la importancia del material de construcción del filtro en el cómputo total del impacto ambiental de estos dispositivos. Por este motivo, es importante considerar materiales alternativos al acero y al plástico para mejorar el comportamiento ambiental de los filtros de arena.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- ACA. 2008. L'aigua a Catalunya: Diagnosi i propostes d'actuació. Síntesi del Document Guia del Pla de Gestió de l'Aigua. Barcelona: Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.
- Akgiray, O. y Soyer, E. 2006. An evaluation of expansion equations for fluidizes solid-liquid systems. *Journal of Water Supplu: Research and Technology-AQUA*. 55.7-8. 517-526
- Al-Muhammad, J., Tomas, S. y Anselmet, F. 2016. Modeling weak a turbulent flow in a narrow and wavy channel: case of micro-irrigation. *Irrigation Science*, 34, 361-377.
- ANSYS, 2009a. ANSYS Fluent Theory Guide. Canonsburg, PA: ANSYS.
- ANSYS, 2009b. ANSYS Fluent User's Guide. Canonsburg, PA: ANSYS.
- ANSYS, 2017. ANSYS Fluent User's Guide. Canonsburg, PA: ANSYS.
- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Barragán, J., Montoro, L. y Ramírez de Cartagena, F. 2011. Using computational fluid dynamics to predict head losses in the auxiliary elements of a microirrigation sand filter. *Transactions of the ASABE*, 54(4), 1367-1376.
- Arbat, G., Pujol, T., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Montoro, L., Barragán, J. y Ramírez de Cartagena, F. 2013. An experimental and analytical study to analyze hydraulic behavior of nozzle-type underdrains in porous media filters. *Agricultural Water Management*, 126, 64-74.
- Argyropoulos, C.D. y Markatos, N.C. 2015. Recent advances on the numerical modeling of turbulent flows. *Applied Mathematical Modelling*, 39, 693-732.
- Ayars, J. E., Bucks, D. A., Lamm, F. R. y Nakayama, F. S. 2007. Introduction. En: Lamm, F.R., Ayars, J.E. y Nakayama, F.S. (Eds.), *Microirrigation for crop production (design, operation and management)* (pp. 1-26). Amsterdam: Elsevier.
- Burt, C. M. 2010. *Hydraulics of commercial sand media filter tanks used for agricultural drip irrigation*. ITRC Report No. R 10001. San Luis Obispo, California: Irrigation Training and Research Center.
- Burt, C., Howes, D. J. y Freeman, B. 2011. *Public Interest Energy Research (PIER) Program. Final Project Report, Agricultrue Water Energy Efficiency* (p. 263). San Luis Obispo, CA: California Energy Commission and Irrigation Training and Research Center.
- Capra, A. y Scicolone, B. 2007. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *Journal of Cleaner Production*, 15(16), 1529-1534.
- Celik, I. B., Ghia, U., Roache, P. J. y Freitas, C. J. 2008. Procedure for estimation and reporting of uncertainty due to discretization in CFD applications. *Journal of Fluids Engineering-Transactions of the ASME*, 130(7), 078001-1 – 078001-4.

- Chacón Vargas, J.R. 2008. Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). *Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería*. 72, 37-70.
- Clark, G.A., Haman, D. Z., Prochaska, J.F. y Yitayew, M. 2007. General system design principles. En: Lamm, F.R., Ayars, J.E. y Nakayama, F.S. (Eds.), *Microirrigation for Crop Production* (pp. 161-220). Amsterdam: Elsevier.
- Comisión Mundial del Medio Ambiente y del Desarrollo. 1992. *Nuestro Futuro Común*. Madrid: Alianza Editorial..
- Corominas, J. 2010. Agua y energía en el riego, en la _epoca de lasostenibilidad. *Ingeniería del Agua*, 17(3), 219-233.
- Costa, J:M:, Vaz, M:, Escalona, J., Egipto, R., Medrano, H. y Chaves, M.M. 2016. Modern viticulture in southern Europe: Vulnerabilities and strategies for adaptation to water scarcity. *Agricultural Water Management*, 164, 5-18.
- Daccache, A., Ciurana, J.S., Rodriguez Diaz, J.A. y Knox, J.W. 2014. Water and energyfootprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environmental Research Letters*, 9,), 1-12.
- De Bruyn, S., Korteland, M., Markowska, A., Davidson, M., de Jong, F., Bles, M. y Sevenster, M. 2010. *Shadow prices handbook: valuation and weighting of emissions and environmental impacts*. Delft: CE Delft.
- De Deus, F. P., Testezlaf, R. y Mesquita, M. 2013. Effects of diffuser dimensions on the hydraulic performance of a commercial sand filter model. *Engenharia Agricola*, 33(3), 560-568.
- Diotto, A.V., Folegatti, M.V., Duarte., S.N. y Romanelli, T.L. 2014. Embodied energy associated with the materials used in irrigation systems: Drip and centre pivot. *Biosystems Engineering*, 121, 38-45.
- Dos Santos, M. B., Mesquita, M. y Testezlaf, R. 2013. Application of a vertical wind tunnel to evaluate flow lines generated by sand filters underdrains. *Engenharia Agricola*, 33(3), 548-559.
- Droste, R. L. 1997. *Theory and practice for water and wastewater treatment*. New York: John Wiley & Sons.
- Duran Ros, M. 2008. *Filtración y uniformidad de riego en los sistemas de microirrigación con efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales*. Tesis Doctoral. Lleida: Universitat de Lleida, Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària, Departament d'Enginyeria Agroforestal.
- Duran-Ros, M., Puig-Bargués, J., Arbat, G., Barragán, J. y Ramírez de Cartagena, F. 2009. Effect of filter, emitter and location on clogging when using effluents. *Agricultural Water Management*, 96(1), 67-79.

- Duran-Ros, M., Arbat, G., Barragán, J., Ramírez de Cartagena, F. y Puig-Bargués, J. 2010. Assessment of head loss equations developed with dimensional analysis for micro irrigation filters using effluents. *Biosystems Engineering*, 106(4), 521-526.
- Durham, J.L., Overton, J.H. y Aneja, V.P. 1981. Influence of gaseous nitric acid on sulfate production and acidity in rain. *Atmospheric Environment*, 15, 1059-1068.
- EC. 2016. European Commission. EPLCA – European reference Life-Cycle Database. <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/> (fecha de acceso: 05-02-16)
- Elbana, M., Ramírez de Cartagena, F. y Puig-Bargués, J. 2013. New mathematical model for computing head loss across sand media filter for microirrigation systems. *Irrigation Science*, 31(3), 343-349.
- Eranki, P.L., El-Shikha, D., Hunsaker, D.J., Bronson, K.F. y Landis, A.E. 2017. A comparative life cycle assessment of flood and drip irrigation for guayule rubber production using experimental field data. *Industrial Crops and Products*, 99, 97-108.
- Ergun, S. 1952. Fluid Flow through packed columns. *Chemical Engineering Progress*, 48 (2), 89-94.
- European Parliament and Council of EU. 2013. Decision No 1386/2013/EU of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 'Living well, within the limits of our planet'. <http://data.europa.eu/eli/dec/2013/1386/oj> (fecha de acceso: 04-11-16).
- EUROSTAT. 2016. EUROSTAT (Statistical Office of the European Communities) Database. <http://ec.europa.eu/eurostat/data/database> (fecha de acceso: 27-02-16).
- FAO. 2016. AQUASTAT website. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm> (fecha de acceso: 01-26-16).
- Foteines, S. y Chatzisyneonb, E. 2016. Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 112(4), 2462-2471.
- García-Serna Colomina, J.R. 1992. Salinidad del agua de riego y fertilizantes de liberación lenta. Desarrollo de nuevos compuestos. Alicante: Universidad de Alicante, Facultad de Ciencias.
- Genda, H. e Ikoma, M. 2008. Origin of the ocean on the Earth: Early evolution of water D/H in a hydrogen-rich atmosphere. *Icarus*, 194, 42-52.
- Gibilaro, L. G., Di Felice, R., Waldram, S. P. y Foscolo, P. U. 1986. A predictive model for the equilibrium composition and inversion of binary-solid-liquid fluidized beds. *Chemical Engineering Science*, 41(2), 379–387.
- Gobierno Vasco. 2009. Análisis de ciclo de vida y huella de carbono, dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto. Bilbao: Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, . Gobierno Vasco.

- Guiso, A., Ghinassi, G. y Spugnoli, P. 2015. Carbon footprint of three different irrigation systems. International Commission on Irrigation and Drainage. 26th Euro-mediterranean Regional Conference and Workshops "Innovate to improve Irrigation performances". 12-15 October 2015, Montpellier, France.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R. y Huijbregts, M.A.J. 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Haman, D. Z.; Smajstrla, A.G. y Zazueta, F. S. 1989. Screen filters in trickle irrigation systems. Agricultural Engineering. Fact Sheet AE-61. Gainesville: University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences.
- Hardy, L. y Garrido, A. 2012. Water, agriculture and the environment in Spain: can we square the circle. Chap. 14. Challenges and opportunities related to the Spanish Water-Energy Nexus. (pp. 177-189). CRC Press. Leiden, The Netherlands.
- Horan, N. y Lowe, M. 2007. Full-scale trials of recycled glass as tertiary filter medium for wastewater treatment. *Water Research*, 41(1), 253-259.
- Hospido, A., Núñez, M. y Antón, A. 2013. Irrigation mix: how to include water sources when assessing freshwater consumption impacts associated to crops. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (4), 881-890.
- Hu, Z. y Gagnon, G. A. 2006. Impact of filter media on the performance of full-scale recirculating biofilters for treating multi-residential wastewater. *Water Research*, 40(7), 1474-1480.
- Hunt, R.G. y Franklin, W.E. 1996. LCA - How it came About – Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1 (1) 4-7.
- INE. 2017. Encuesta sobre el uso del agua en el sector agrario. Instituto Nacional de Estadística
http://www.ine.es/dyngs/INEbase/en/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176839&menu=resultados&secc=1254736194870&idp=1254735976602 (fecha de acceso: 31-07-2017).
- IPCC. 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de Trabajo I, II y III al Quinto informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. Ginebra: IPCC.
- IRSG. 2017. Statistical summary on world rubber situation.
http://www.rubberstudy.com/documents/WebSiteData_Feb2017New.pdf (fecha de acceso: 08-03-2017).

- ISO 14044. 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and framework: International Standard 14040. Geneva: International Standards Organisation.
- Khan, A. R. y Richardson, J. F. 1990. Pressure gradient and friction factor for sedimentation and fluidization of uniform spheres in liquids. *Chemical Engineering Science*, 45(1), 255–265.
- Kwon, K., Lee, I., Zhang, G.Q. y Ha, T. 2015. Computational fluid dynamics analysis of the thermal distribution of animal occupied zones using the jet-drop-distance concept in a mechanically ventilated broiler house. *Biosystems Engineering*, 136, 51-68.
- Lasseux, D. y Valdés-Parada, F.J. 2017. On the developments of Darcy's law to include inertial and slip effects. *Comptes Rendus Mecanique*. (En prensa).
<http://dx.doi.org/10.1016/j.crme.2017.06.005>
- Lin, S. y Elimelech, M. 2015. Staged reverse osmosis operation: Configurations, energy efficiency, and application potential. *Desalination*, 366, 9-14.
- Lu, S., Zhang, X., Bao, H. y Skitmore, M. 2016. Review of social water cycle research in a changing environment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 63, 132-140.
- Macdonald, I., El-Sayed, M., Mow, K. y Dullien, F. 1979. Flow through porous media-the Ergun equation revisited. *Industrial & Engineering Chemistry Fundamentals*, 18(3), 199-208.
- Maia, R., Silva, C. y Costa, E. 2016. Eco-efficiency assessment in the agricultural sector: the Monte Novo irrigation perimeter, Portugal. *Journal of Cleaner Production*, 138 (2), 217-228.
- MAPAMA. 2017. Encuesta sobre áreas de cultivo y rendimientos. Informe sobre el riego en España. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España.
- Redes sostenibles en PVC orientado (PVC-O). Huella ambiental
- Martínez del Amo, Y. y Romero Montoya, M., 2016. Redes sostenibles en PVC orientado (PVC-O). Huella ambiental. XXXIV Congreso Nacional de Riegos, Sevilla.
<http://dx.doi.org/10.21151/CNRiegos.2016.C12> .
- McCabe, W. L., Smith, J. C. y Harriot, P. 2001. Unit operations of chemical engineering. New York: McGraw-Hill.
- Mehmeti, A., Todorovic, M. y Scardigno, A. 2016. Assessing the eco-efficiency improvements of Sinistra Ofanto irrigation scheme. *Journal of Cleaner Production*, 138 (2), 208-216.
- Mesquita, M., Testezlaf, R. y Ramirez, J. 2012. The effect of media bed characteristics and internal auxiliary elements on sand filter head loss. *Agricultural Water Management*, 115, 178-185.

- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 2015. Aumenta la superficie regada en España pero se mantiene una tendencia a la baja en el volumen de agua de riego utilizado en el sector agrario. Gobierno de España.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 2016. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos, informe sobre regadíos en España. Gobierno de España. http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/regadios2016_tcm7-460767.pdf (Fecha de acceso 03-07-2017)
- Miroliaei, A. R., Shahraki, F. y Atashi, H. 2011. Computational fluid dynamics simulations of pressure drop and heat transfer in fixed bed reactor with spherical particles. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 28(6), 1474-1479.
- Moreno, M.A., Ortega, J. F., Córcoles, J. I., Martínez, A. y Tarjuelo, J. M. 2010. Energy analysis of irrigation delivery systems: monitoring and evaluation of proposed measures for improving energy efficiency. *Irrigation Science*, 28 (5), 445-460.
- Mujeriego, R. 2015. La reutilización del agua: de necesidad a oportunidad. *Agua Amiga*, 13, 5-11.
- Nakagawa, T., y Spiegelman, M. W. 2017. Global-scale water circulation in the Earth's mantle: Implications for the mantle water budget in the early Earth. *Earth and Planetary Science Letters*, 464, 189-199.
- Nakayama, F. S., Boman, B. J. y Pitts, D. J. 2007. Maintenance. En: Lamm, F.R., Ayars, J.E. y Nakayama, F.S. (Eds.), *Microirrigation for crop production (design, operation and management)* (pp. 389-430). Amsterdam: Elsevier.
- Nash, J. E. y Sutcliffe, J. V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I e A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282e290.
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E. y Sonesson, U. 2017. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140 (2), 399-409.
- Ojha, C.S.P. y N.J.D. Graham. 1994. Computer-Aided simulation of slow sand filter performance. *Water Research*, 28 (5), 1025-1030.
- OMS. 2014. Estadísticas sanitarias mundiales 2014. Organización Mundial de la Salud, 2014, Ginebra, Suiza.
- Pelletier, N., Audsley, E., Brodt, S., Garnett, T., Henriksson, P., Kendall, A., Kramer, K.J., Murphy, D., Nemecek, T. y Troell, M., 2011. Energy Intensity of Agriculture and Food Systems. *Annual Review of Environmental Resources*, 36, 223-246.
- Paiva, S.L.D., Savi, M.A., Viola, F.M. y Leiroz, A.J.K. 2014. Global warming description using Daisyworld model with greenhouse gases. *Biosystems*, 125, 1-15.
- Palle, S. y Aliabadi, S. 2013. Direct simulation of structured wall bounded packed beds using hybrid FE/FV methods. *Computers & Fluids*, 88(0), 730-742.

- Pardo, M. A., Manzano, J., Cabrera, E. y García-Serra, J. 2013. Energy audit of irrigation networks. *Biosystems Engineering*, 115(1), 89-101.
- Pearce, D.W., Turner, R.K. 1989. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Johns Hopkins University Press. ISBN 978-0801839870.
- Plasticker. 2017. Plastiker, the home of plastics. Real time price list. http://plasticker.de/preise/pms_en.php (fecha de acceso: 03-03-2017).
- Pradeleix, L., Roux, P., Bouarfa, S., Jaouani, B., Lli-Chabaane, Z. y Bellon-Maurel, V. 2014. Environmental impacts of contrasted groundwater pumping systems assessed by life cycle assessment methodology: contribution to the water-energy nexus study. *Irrigation and Drainage*, 64(1), 124-138.
- Puig i Bargués, Jaume. 2003. Utilización de aguas residuales en los sistemas de riego localizado: embozamiento y filtración. Tesis doctoral. Lleida: Universitat de Lleida. Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària. Departament d'Enginyeria Agroforestal.
- Pizarro, F. 1987. *Riegos localizados de alta frecuencia*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Pujol, J., Duran-Ros, M., Arbat, G., Ramírez de Cartagena, F. y Puig-Bargués, J. 2011. Private micro-irrigation costs using reclaimed water. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 1120-1129.
- Pujol, T., Arbat, G., Bové, J., Puig-Bargués, J., Duran-Ros, M., Velayos, J. y Ramírez de Cartagena, F. 2016. Effects of the underdrain design on the pressure drop in sand filters. *Biosystems Engineering*, 150, 1-9.
- Reddy, R. K. y Joshi, J. B. 2010. CFD modeling of pressure drop and drag coefficient in fixed beds: wall effects. *Particuology*, 8(1), 37-43.
- Regaber, 2017. Filtro de arena regaber® 20", 36" y 48". https://regaber.com/images/pdf_area_clientes/FT%2004%20Filtracio%CC%81n/FA-F2-188%20-%20Filtro%20Arena%20Regaber%C2%AE.pdf (fecha de acceso 03-11-2017)
- Riba, J. P. y Couderc, J. P. 1977. Expansion de couches fluidisees par des liquids. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 55, 118-121.
- Richardson, J. F. y Zaki, W. N. 1954 Sedimentation and fluidization Part I. *Transactions of the Institution of Chemical Engineers*, 32, 35-53.
- Ritter, A, y Muñoz-Carpena, R. 2013. Performance evaluation of hydrological models: statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480, 33-45.
- Rodrigo, J.; Hernández, J.M.; Pérez, A. y González, J.F. 1997. *Riego localizado*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa y MAPA-IRYDA.

- Rodríguez-Díaz, J.A., Pérez-Urrestarazu, L., Camacho-Poyato, E. y Montesinos, P. 2011. The paradox of irrigation scheme modernization: more efficient water use linked to higher energy demand. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 1000-1008.
- Rojano, F., Bournet, P.E., Hassouna, M., Robin, P., Murat, K., y Choi, C.Y. 2015. Modelling heat and mass transfer of a broiler house using computational fluid dynamics. *Biosystems Engineering*. 136, 25-38.
- Romero-Gámez, M., Audsley, E. y Suárez-Rey, E.M. 2014. Life cycle assessment of cultivating lettuce and escarole in Spain. *Journal of Cleaner Production*, 73, 193-203.
- Rutledge, S. O. y Gagnon, G. A. 2002. Comparing crushed recycled glass to silica sand for dual media filtration. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 1(5), 349-358.
- Schreck, M. y Wagner, J. 2017. Incentivizing secondary raw material markets for sustainable waste management. *Waste Management*. (en prensa).
- Serrano, A., Espinach, F.X., Tresserras, J., Pellicer, N., Alcalà, M. y Mutjé, P. 2014. Study on the technical feasibility of replacing glass fibers by old newspaper recycled fibers as polypropylene reinforcement. *Journal of Cleaner Production*, 65, 489-496.
- Serrano, L., Reina, M., Quintana, X.D., Romo, S., Olmo, C., Soria, J.M., Blanco, S., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Caria, M.C., Bagella, S., Kalettka y T., Pätzig, M. 2017. A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Eccological Indicators*, 76, 324-334.
- Sibelco. 2017. Sibelco Hispania. www.sibelcohispania.com (fecha de acceso: 08-03-2017)
- SolidWorks. 2012. *SolidWorks Flow Simulation 2012, Technical References*. Waltham (MA): SolidWorks CORP.
- SolidWorks. 2014. Advanced boundary cartesian meshing technology in SolidWorks Flow Simulation. SolidWorks CORP. <http://www.goengineer.com/wp-content/uploads/2014/04Enhanced-Boundary-Cartesian-Meshing-Technology-in-SolidWorks-Flow-Simulations.pdf> (fecha de acceso: 28-01-2016).
- Song, P., Li, Y., Zhou, B., Zhou, C., Zhang, Z. y Li, J. 2017. Controlling mechanism of chlorination on emitter bio-clogging for drip irrigation using reclaimed water. *Agricultural Water Management*, 184, 36-45.
- Soyer, E. y Akgiray, O. 2009. A new simple equation for prediction of filter expansion during backwashing. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 55(7-8), 517-525.
- Soyer, E., Akgiray, O., Eldem, N. y Saatçi, A. 2010. Crushed recycled glass as a filter medium and comparison with silica sand. *Clean-Soil, Air, Water*, 38(10), 927-935.
- SteelBenchmarker. 2017. Steel price history. <http://steelbenchmarker.com/files/history.pdf> (fecha de acceso: 08-03-2017).

- Suresh, C., Ramesh, K. y Paramaguru, V. 2015. Aerodynamic performance analysis of non-planar C-wing using CFD. *Aerospace Science and Technology*, 40, 56-61.
- Tajrishy, M.A., Hills, D.J. y Tchobanoglous, G. 1994. Pretreatment of secondary effluent for drip irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120 (4), 716–731.
- Tanji, H., Yoshida, K. y Soumura, H., 2003. Issues of Life Cycle Assessment for irrigation. International Water Management Institute. IWMI Books Series, H033366, 457-463.
- Tarjuelo, J.M., Rodriguez-Diaz, J.A., Abadía, R., Camacho, E., Rocamora, C. y Moreno, M.A., 2015. Efficient water and energy use in irrigation modernization: lessons from Spanish case studies. *Agricultural Water Management*, 162, 67–77.
- Testezlaf, R. 2008. Filtros de areia aplicados à irrigação localizada: teoria e prática. *Engenharia Agrícola*, 28(3), 604-613.
- Tokaty, G.A. 1971. *A History and Philosophy of Fluid Mechanics*. New York: Dover Publications, Inc.
- Trahan, J., Graziani, D., Goswami, Y., Stefanakos, E., Jotshi, C. y Goel, N. 2014. Evaluation of pressure drop and particle sphericity for an air-rock bed thermal energy storage system. *Energy Procedia*, 57, 633-642.
- Trooien, T. P. y Hills, D. J. 2007. Application of biological effluent. En: Lamm, F.R., Ayars, J.E. y Nakayama, F.S., *Microirrigation for crop production (design, operation and management)* (pp. 329-356). Amsterdam: Elsevier.
- UNESCO. 2016. Informe de las Naciones Unidas Sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo 2016. París: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- UNCED, 1992. Agenda 21. Sustainable Development Knowledge Platform. <https://sustainabledevelopment.un.org/outcomedocuments/agenda21> (fecha de acceso 24-07-2017).
- United Nations. 2014. *World Urbanization Prospects The 2014 Revision*. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. New York: United Nations
- United Nations. 2015. *World Population Prospects, Key findings & advance tables*. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. New York: United Nations.
- Valipour, M. 2015. Variations of irrigated agriculture indicators in different continents from 1962 to 2011. *Advances in Water Science and Technology*, 1, 1–14.
- Van Harmelen, T., Korenromp, R., van Deutekom, C., Ligthart T., van Leeuwen, S. y van Gijlswijk, R. 2007. The price of toxicity. Methodology for the assessment of shadow prices for human toxicity, ecotoxicity and abiotic depletion. En G.Huppes, & M.Ishikawa.(Eds.), *Quantified Eco-Efficiency* (pp.105-125). Dordrecht : Springer.

- Viñas Rubio, J. M. 2012. El Clima de la Tierra a lo largo de la Historia. IX Seminario Historia y Clima: Clima, Naturaleza, riesgo y desastre. Contribuciones recientes y propuestas de estudio para la España de los siglos XVI al XIX. Alicante, 7-9 mayo 2012.
- Vogtländer, J.G., Brezet, H.C. y Hendriks, C.F., 2001. A single LCA-based indicator for sustainability and the eco-costs - value ratio (EVR) model for economic allocation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 6 (3), 157-166.
- Warner, K.J. y Jones, G.A. 2017. A population-induced renewable energy timeline in nine world regions. *Energy Policy*, 101, 65-66.
- Wei, Z., Cao, M., Liu, X., Tang, Y. y Lu, B. 2012. Flow Behaviour Analysis an Experimental Investigation for Emitter Micro-channels. *Chinese Journal of Mechanical Engineering*, 25 (4), 729-737.
- Wen, C. Y. e Yu, Y. H. 1966. Mechanics of fluidization. *Chemical Engineering Progress Symposium Series*, 62, 100-111.
- Weng, S.X. y Chen, X. 2016. A hybrid electrolyzer splits water at 0.8 V at room temperature. *Nano Energy*, 19, 138-144.
- Worldsteel Association. 2016. Crude steel production. <https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:05927477-97b4-46ee-830e-c081e0089a2c/Crude+steel+production+Jan-Sep+2016+vs+2015.xlsx> (fecha de acceso: 9-11-2016)
- Zhang, T., Lin, X., Rogers, D.H. y Lamm, F.R. 2015. Adaptation of irrigation infrastructure on irrigation demands under future drought in the United States. *Earth Interactions*, 19 (7), 1-16.
- Zhang, Y. y Li, Y. 2005. Valuing or pricing natural and environmental resources? *Environmental Science & Policy*, 8, 179-186.
- Zhu, Q., De Vries, W., Liu, X., Zeng, M., Hao, T., Du, E., Zhang, F. y Shen, J. 2016. The contribution of atmospheric deposition and forest harvesting to forest soil acidification in China since 1980. *Atmospheric Environment*, 146, 215-222.
- Zwier, K. R. 2011. John Dalton's puzzles: from meteorology to chemistry. *Studies in History and Philosophy of Science*, 42, 58-66.