

Análisis económico-financiero de la regeneración y reutilización de las aguas residuales de Los Llanos de Aridane en la Isla de La Palma (Canarias-España).

Daniel Valverde Díaz¹, Gerardo Castellanos Osorio¹, Fernando Lorenzo García², Isabel Martínez Alcalá¹, Francisco Pellicer Martínez¹

¹ Universidad Católica San Antonio de Murcia

² Consejo Insular de Aguas. Cabildo Insular de La Palma

Resumen

La aparición de la Directiva Marco del Agua en el año 2000 ha cambiado sustancialmente el paradigma en la gestión de recursos hídricos en Europa. Dos han sido las líneas básicas en este cambio. De un lado se da prioridad a mantener y mejorar el buen estado ecológico de las masas de agua, así como sus ecosistemas asociados. Y por otro lado impulsa el uso de los instrumentos económicos para asignar los recursos hídricos disponibles bajo criterios de eficiencia. Si bien ambas líneas ya se han incorporado a la planificación hidrológica de los países miembros, se están adaptando a las casuísticas de los mismos, tanto en materia de gobernanza como a las características físicas y económicas de cada región. Dentro de España, conseguir un buen estado para las masas de agua es una tarea más complicada por tener zonas semiáridas. La escasez de agua hace que sea difícil respetar los caudales ecológicos, por la alta competitividad que hay por los recursos, y que los contaminantes tengan una menor dilución. Esta problemática se presenta claramente en zonas insulares con clima semiárido, como es el caso de la isla de La Palma. A la baja disponibilidad de agua en sus masas de agua se unen una importante singularidad y la dificultad de recurrir a fuentes de suministro alternativas. La regeneración y reutilización de los caudales que salen de las estaciones de depuración de aguas residuales para regadío es de las pocas alternativas posibles. Pero, para un uso seguro, el agua regenerada ha de cumplir unos mínimos de calidad controlados periódicamente, pudiendo ser el usuario final quien deba sufragar todos los costes asociados a este incremento de la depuración. Para poder determinar la viabilidad de estas actuaciones es preciso realizar, al menos, un análisis económico-financiero con el que estimar la posible rentabilidad financiera y establecer un precio mínimo de venta del agua regenerada. En este sentido, se

presenta un análisis económico-financiero de la regeneración y reutilización de los efluentes de la depuradora de Los Llanos de Aridane en la isla de La Palma, que trata unos 0,6 hm³/año y que vierte al mar. Se ha analizado con un enfoque determinístico y se ha realizado un análisis de sensibilidad probabilístico mediante el método de Monte Carlo. En el análisis determinístico se aplica una tasa de descuento del 3 %, con un periodo de amortización de 15 años, y se asume que todo el volumen de agua regenerada se comercializa entre los precios medios del agua en el sector agrario de la zona 0,230 €/m³ - 0,338 €/m³. Si se vende el agua a 0,230 €/m³ la inversión arroja una Tasa Interna de Rendimiento (*TIR*) del 17 %, y si el precio es de 0,338 €/m³ la *TIR* se incrementa hasta el 35 %. La simulación Monte Carlo, variando la tasa de descuento entre 0-10 % así como el precio del agua entre 0,100 y 0,400 €/m³, indica que el proyecto sería rentable con una probabilidad entorno al 82 %, lo que indica que hay cierto riesgo a la hora de llevar a cabo esta actuación. Por último, el precio mínimo de venta con el que se recuperarían los costes de inversión debería ser, al menos, de 147 €/m³. Este valor, inferior a los precios actuales de mercado, fomentaría el uso de este recurso en detrimento de los recursos naturales, por lo que se podría garantizar la recuperación de los costes de inversión.

Palabras clave: Análisis costo-eficiencia, simulación Monte-Carlo, aguas residuales urbanas, regadío.

1. Introducción

A lo largo de los últimos años, la escasez de agua dulce se ha convertido en un problema a nivel mundial. El continuo incremento de la población ha generado un aumento de la demanda de agua, tanto para uso doméstico como para el abastecimiento de las líneas de producción de bienes, sobre todo en la agricultura (Seckler et al., 2000). No sólo se está haciendo un uso intensivo del recurso agua, sino que también se están contaminando las masas de aguas, tanto superficiales como subterráneas, de las que se puede extraer el agua en un futuro. La Directiva Marco del Agua (CE, 2000) aborda esta problemática de forma explícita, planteando un nuevo paradigma a la hora de gestionar los recursos hídricos. Además de introducir como objetivo prioritario el mantener y mejorar el buen estado ecológico de las masas de agua, así como de sus ecosistemas asociados, impulsa el uso de instrumentos económicos a la hora de asignar los recursos hídricos. A la hora de aplicar los

instrumentos económicos, se busca fomentar el uso eficiente de este recurso. Para ello, se deben repercutir todos los costes (o externalidades negativas) asociados a un aprovechamiento de agua a quien hace uso del mismo (Martínez-Paz et al., 2014). Si bien ambos criterios ya se han incorporado a la planificación hidrológica de los países miembros, se están adaptando a sus casuísticas, tanto en materia de gobernanza como a las características físicas y socioeconómicas de cada región (Pellicer-Martínez & Martínez-Paz, 2018).

En zonas semiáridas, conseguir un buen estado para las masas de agua es una tarea más complicada. La baja disponibilidad de recursos hace que las masas de agua se vean más afectadas por problemas de cantidad (es más difícil cumplir con los regímenes de caudales ecológicos establecidos) y de calidad (al contar con menos recursos hídricos, los contaminantes están menos diluidos). Uno de los países miembros con más regiones semiáridas es España, donde se han impulsado numerosos proyectos de depuración de aguas residuales urbanas. El objetivo primario de estas instalaciones es evitar la contaminación de las aguas continentales (superficiales como subterráneas) y de transición, para así mejorar el buen estado ecológico de las masas de agua. Pero también, desde el punto de vista de la economía circular, ofrecen la oportunidad de aprovechar un recurso de calidad, que si se vierte por ejemplo al mar, no puede ser reutilizado por otros usuarios. La reducción de la contaminación en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), se centra en ciertas sustancias (materia orgánica, nitratos, fosfatos, sólidos en suspensión) hasta unos niveles máximos de vertido cuyo coste debe ser asumido por los usuarios del abastecimiento doméstico (BOE, 1995).

Generalmente, el efluente de las depuradoras se vierte en un cauce fluvial y dicho recurso puede ser aprovechado por otros usuarios cuya toma se encuentra aguas abajo. En España, es el nuevo usuario quien debe sufragar la mejora de la calidad del agua hasta niveles adecuados para su reutilización. Por lo tanto, para el caso concreto de quien quiera hacer uso directo del efluente que sale de la depuradora antes de que se vierta al dominio público hidráulico, debe realizar y costear un tratamiento extra a dicho caudal depurado. A este nuevo efluente de mejor calidad dispuesto para ser reutilizado se le denomina como agua regenerada (BOE, 2007). El principal destino de esta agua regenerada es el regadío, por lo que, para evitar dudas al consumidor final, se realizan analíticas para asegurar que esta agua cumple con los parámetros de turbidez y microorganismos preestablecidos (BOE, 2007). Si bien esta agua regenerada

procedente del vertido urbano garantiza un recurso constante, tanto en cantidad como en calidad, los regantes podrían ser reticentes a su uso por si sus productos son rechazados por los consumidores de productos hortofrutícolas. Uno de los principales motivos es que ya tienen unos derechos adquiridos de otra fuente de suministro, que puede ser de naturaleza pública o privada. Por lo que, la única forma que los regantes y consumidores acepten el uso de esta nueva fuente de suministro es que el agua sea de calidad y a un precio competitivo, es decir inferior al que habitualmente vienen pagando.

A la hora de decidir si es viable un proyecto de reutilización de aguas residuales regeneradas, se vienen realizando numerosos análisis económicos: coste-beneficio (con sus diferentes enfoques) (Martínez-Paz et al., 2014; Boardman et al., 2006), análisis coste-eficacia (Frimpong et al., 2006) o análisis coste-eficiencia (Seguí-Amórtegui et al., 2014). Estos análisis se deben realizar previamente a la implantación del proyecto a fin de conocer si es económicamente viable, teniendo en cuenta aspectos financieros, ambientales y sociales. Pero, también el proyecto debe ser viable financieramente, a fin de que sea atractivo para los posibles usuarios que lo tienen que sufragar. En este sentido, una información básica es el precio mínimo que deberían pagar los usuarios por el aprovechamiento de estos caudales. Dicho valor será el que garantice la viabilidad económica-financiera del proyecto de reutilización.

En este contexto se encuentra la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de la comarca de Los Llanos de Aridane, ubicada en la isla de la Palma en el archipiélago de las Canarias (CIAP, 2015). Esta EDAR, que cuenta con tratamiento primario y secundario, depura unos 600.000 m³ al año en una isla con clima semiárido que presenta una economía basada en el turismo y en la agricultura de regadío. Dado que existe una fuerte competencia por el uso de agua en la zona, el precio medio del agua para el regadío se encuentra entre 0,230 €/m³, para el agua de procedencia pública, y 0,338 €/m³ para el agua procedente de pozos y galerías de gestión privada. Por este motivo, se ha planteado la opción de implantar una línea de tratamiento terciario para convertir el volumen de aguas depuradas en aguas regeneradas para el regadío. Es por ello que el objetivo de este trabajo es realizar un análisis económico financiero para determinar la viabilidad de este proyecto. En dicho estudio se incluyen exclusivamente los previsible gastos e ingresos privados desde una perspectiva financiera y, dado el elevado grado de incertidumbre que pueden tener algunos parámetros empleados, se realiza un análisis de sensibilidad mediante una simulación Monte Carlo (Salling & Leleur, 2011; Martínez-Paz et al., 2014). Por último, se realiza un análisis costo-

eficiencia con el que se establece un precio de referencia por el que se podría vender el agua en el sector agrario de la isla de La Palma.

En la siguiente sección se presenta la metodología utilizada en el trabajo: el análisis de viabilidad económico-financiero, el análisis coste-eficiencia, y el método de simulación Monte Carlo. En la tercera sección se describe la zona de estudio, el proyecto de implantación de la línea de terciario para la regeneración del agua residual, así como las principales variables que intervienen en el análisis económico-financiero. El trabajo continúa con la sección de resultados y discusión, finalizando con el apartado una quinta sección donde se recogen, a modo de resumen, las conclusiones más importantes del trabajo, tanto de corte metodológico como sobre el caso de estudio.

2. Metodología

2.1. Análisis de económico-financiero

El análisis económico-financiero es una herramienta que utilizada la rentabilidad de una inversión como criterio de decisión (Martínez-Paz et al., 2014). En este análisis se consideran exclusivamente los flujos de mercado incluidos en las evaluaciones privadas o financieras (cobros y pagos), dejando fuera las externalidades positivas o negativas relacionadas con un proyecto. Por lo tanto, el análisis de este caso en concreto se centra exclusivamente en los costes y beneficios privados derivados de la implantación y explotación de la línea de terciario que regenera las aguas residuales. Entre estos gastos se incluye el coste de inversión, costes de personal, energía, reactivos, impuestos, entre otros. Por lo que no se consideran los aspectos externos al sistema, como serían los ambientales o sociales (Seguí-Amórtegui et al., 2014). En este tipo de infraestructuras, que generalmente genera más externalidades positivas que negativas, no considerar externalidades es más conservador que incluirlas en el trabajo (Martínez-Paz et al., 2014).

El criterio utilizado para establecer si la inversión es rentable es el valor actual neto (*VAN*), que se define con la siguiente ecuación (1):

Donde *FNE* es el flujo neto de efectivo, *i* es la tasa de descuento o de actualización, *n* es el número de años que ha pasado respecto al año en el que se actualizan los montantes monetarios, y *N* el periodo de amortización establecido. El flujo neto de efectivo (*FNE*) se calcula a partir de la siguiente ecuación (2):

Donde IP es el ingreso privado, calculado como el producto entre el precio de venta (PV) de un metro cúbico de agua regenerada por el volumen total vendido (VTV). Mientras que los costes se descomponen en costes de inversión inicial (CI), costes de explotación (CEM), costes financieros (CF) y los costes debidos a los impuestos (IMP). En la agregación FNE hay que tener en cuenta que los costes e ingresos resultantes del mismo se dan en momentos diferentes del tiempo (n), y dada la existencia de unas preferencias por el presente, se ha de ponderar el distinto momento de incidencia, lo cual se consigue con la tasa de descuento i . Esta tasa resume las preferencias del conjunto de la sociedad por el consumo presente frente al futuro (Henderson & Bateman, 1995; Almansa & Martínez-Paz, 2011). Además del indicador VAN , se calcula también la tasa interna de rendimiento (TIR) y el periodo de recuperación de la inversión (PR). La TIR que sirve de indicador de rentabilidad, se define como aquella tasa que, aplicada a los flujos monetarios, una vez descontados, hace que el van sea igual a cero. El periodo de recuperación, en este caso número de años que ha pasado desde que se ha realizado la inversión inicial (n), es aquel a partir del cual el VAN pasa a ser positivo, y por tanto el proyecto empieza a ser rentable. En resumen, la operativa es la siguiente: una vez identificados y valorados en términos monetarios todos los gastos e ingresos privados esperados para el proyecto, se agregan con el fin de obtener los indicadores sintéticos de evaluación (VAN , TIR y PR). Dada la incertidumbre asociada a ciertas variables tomadas como parámetros, como son el precio de venta (PV) o la tasa de descuento (i), se realiza un análisis de sensibilidad probabilístico mediante la técnica de Monte Carlo que se explica en la siguiente sección (Figura 1).

Figura 1. Esquema metodológico análisis viabilidad financiera.

Además de analizar la viabilidad financiera, uno de los objetivos del trabajo es determinar un precio de referencia por el que se debería vender el agua para garantizar la recuperación de los costes. Para ello, se realiza un análisis costo-eficiencia (Seguí et al., 2009) en el que se establece como precio de venta (PV) aquel que garantiza la recuperación de los costes bajo el criterio del valor actual neto (VAN) explicado anteriormente. En este sentido, dentro de un mercado que presenta condiciones de competencia perfecta, es posible considerar que este coste por metro cúbico es una aproximación del coste marginal, alcanzándose la eficiencia en el proyecto. De esta

forma, una vez establecido el algoritmo de cálculo del VAN, el objetivo buscado es establecer un ingreso privado (*IP*) que haga que el VAN sea nulo al final del periodo de explotación *N*. El ingreso privado varía en función del precio de venta (*PV*) y del volumen total vendido (*VTV*) realmente. Por tanto, si se fija el volumen de agua vendida, el único parámetro a fijar es el precio mínimo de venta (*PMV*) que hace que el beneficio neto sea igual a cero al final del periodo del estudio, momento en el que el ingreso marginal iguala al coste marginal (Tietenberg, 1992; Griffin, 2006). Por lo que la metodología seguida sería similar a la anterior, pero ahora se establece un *PMV* que hace que el VAN sea cero al final del periodo de estudio (Figura 2).

Figura 2. Esquema metodológico análisis costo-eficiencia para determinar el precio mínimo de venta.

2.2. Análisis de incertidumbre

Como ya se señaló en la introducción, en la realización de un análisis económico-financiero es preciso un análisis de sensibilidad posterior para evaluar la influencia que las principales variables tomadas como parámetros tienen sobre los indicadores de rentabilidad. La simulación de Monte Carlo, algoritmo que introduce explícitamente la incertidumbre de las variables de entrada de un modelo y la traslada a los resultados evaluando su influencia, es un enfoque completo y eficiente para llevar a cabo esta tarea (Balcome & Smith, 1999), permitiendo conocer la distribución de los indicadores resultado del modelo, estimar su incertidumbre y evaluar el riesgo asociado a la decisión de ejecución o no del proyecto (Walker et al, 2003). El proceso de simulación se inicia con la elección de estas variables, que previamente se han empleado como parámetros, a las que ahora se les asigna una distribución de probabilidad. Con estas funciones de probabilidad se generan valores de dichas variables mediante un proceso aleatorio con los que se calculan los indicadores de rentabilidad del análisis financiero. Este proceso se ejecuta tantas veces como replicaciones se hayan decidido (usualmente unas 10.000, ver Vose, 2002), obteniendo una serie de valores de los indicadores de rentabilidad (para este trabajo: *VAN*, *TIR*, *PR*), con lo que es posible obtener una distribución de los mismos con la que estudiar su variabilidad y por tanto el riesgo asociado en la realización del proyecto.

La técnica es recomendable en los análisis que incluyen varias variables con importantes incertidumbres y en casos donde el enfoque del análisis de sensibilidad lineal no nos proporciona una descripción precisa de la variación que resulta en los

indicadores de rentabilidad. En esta línea argumental Seguí-Amórtegui & Alfanca Burriel (2014) indican que los parámetros con más incertidumbre son la tasa de descuento, las condiciones de financiación, el coste de oportunidad, los costes de energía y reactivos, y el precio de venta del agua regenerada. Por lo que, tal y como se ha adelantado en este trabajo, se analiza la incertidumbre asociada a la tasa de descuento (i) y la posible variabilidad asociada a los beneficios derivados de la venta del agua (PV). Así, se mitiga en gran manera los sesgos asociados al planteamiento inicial del problema y se puede visualizar el riesgo asociado tanto a la inversión y como a la explotación del mismo.

3. Proyecto de la instalación de una línea de tratamiento terciario en la EDAR de Los Llanos de Aridane.

La Palma (Figura 3) es una isla del océano Atlántico que pertenece al archipiélago de las Canarias. Tiene una extensión de 708 km² en la que están censados 81.350 habitantes. Se encuentra ubicada al suroeste de España y al Noroeste del África, frente a las costas de Marruecos. En las islas canarias la orientación y la altitud son dos variables que condicionan la precipitación, que varía entre 300 y 1.200 mm al año. La Palma tiene una altitud máxima de casi 2.500 metros en la que son frecuentes las precipitaciones en la parte norte de la isla y en las cotas altas, siendo la precipitación media de unos 740 mm al año. La temperatura varía mensualmente entre 19 y 25 °C, por lo que hay una evapotranspiración potencial que dobla la precipitación, presentado un clima semiárido (CIAP, 2015).

La geología de las islas Canarias es predominantemente volcánica, por lo que las rocas porosas que conforman estas islas fomentan la recarga subterránea y el almacenamiento de ésta en importantes acuíferos subterráneos. A la porosidad natural de las rocas volcánicas se le añade la presencia de múltiples grietas que aparecen durante el proceso de enfriamiento. Todo esto hace que los recursos hídricos mayoritarios sean los subterráneos. De hecho, los recursos superficiales son unos 15 hm³/año mientras que los subterráneos se estiman en 258 hm³/año. Como el aprovechamiento de manantiales tiene poca importancia, los pozos (21 hm³/año) y las galerías (46 hm³/año) son las principales fuentes de suministro de recursos hídricos para regadío, siendo el precio del agua actual entre 0,230 €/m³ si el recurso es público o

0,338€/m³ si es privado. Además, parte de los recursos hídricos subterráneos no pueden ser aprovechados dado que su calidad está afectada por emanaciones de gases de origen volcánico (32 hm³/año). Si bien la construcción de presas para el aprovechamiento de las aguas superficiales puede ser una opción, no es un sistema eficaz dado que las aguas superficiales son irregulares, no existen grandes cuencas de captación y además el sustrato es permeable. Respecto a la gestión de los recursos hídricos, la relación recursos/demandas en los últimos años se ha visto agravada por la acción antrópica. El continuo crecimiento de las necesidades de agua ha generado zonas deficitarias que necesitan recurrir a la desalación del agua del mar para el consumo humano. Por lo que la reutilización es otra fuente de suministro que puede ayudar a mitigar los problemas de escasez de agua, pero ha de llevarse a cabo bajo unos criterios de calidad y de concesión estables (CIAP, 2015).

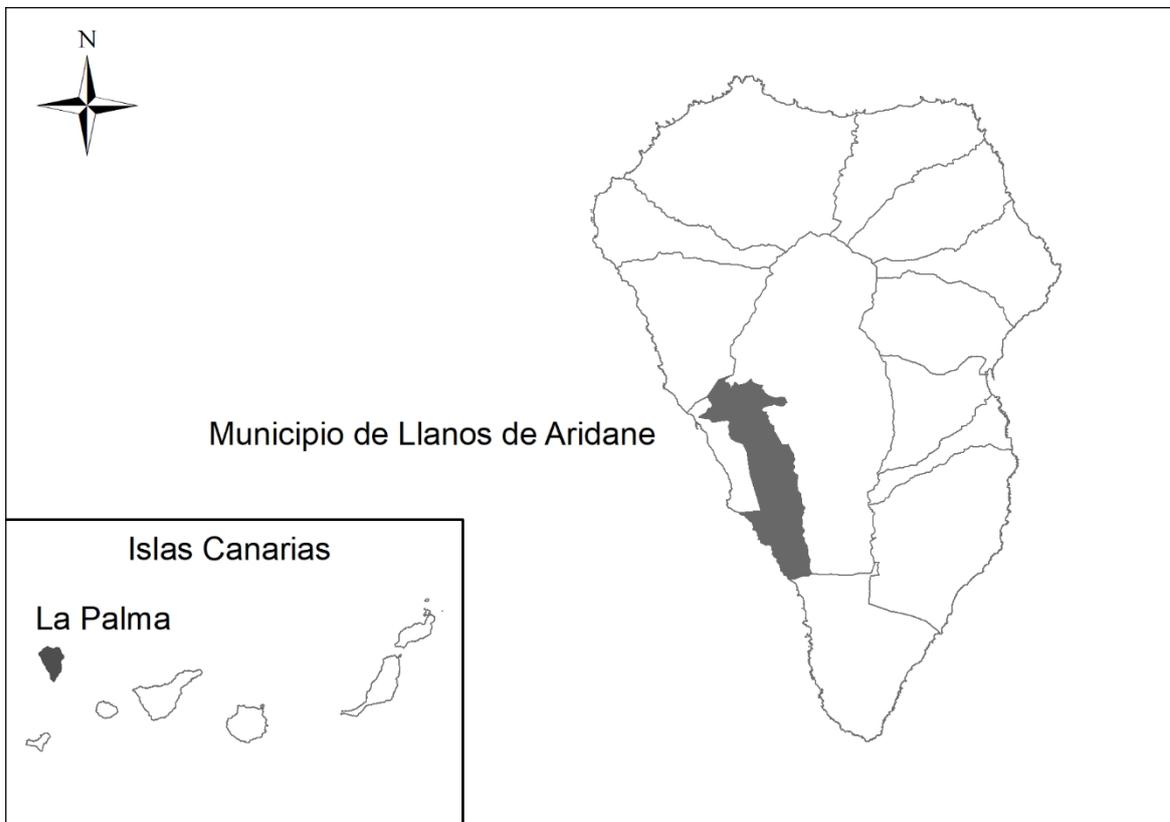


Figura 3. Localización de la isla de La Palma y de Los Llanos de Aridane.

La población de Los Llanos de Aridane es la más grande de la isla de la Palma, y cuenta con 20.043 habitantes censados. La dotación que se está suministrando de media por persona y día es de unos 175 litros, por lo que el caudal medio diario que se está tratando actualmente está en torno a unos 3.000 m³/día, que supone un volumen

anual de 600.000 m³. Actualmente, dicho volumen se vierte mediante emisario al exterior del puerto de Tzacorte. Por este motivo, se propuso aprovechar este recurso y ponerlo a disposición de los regantes. Además, esta actuación tiene unas externalidades positivas si se reutilizan los caudales, ya que se reduciría la extracción de recursos hídricos naturales y se mejoraría la calidad del agua de transición cerca de la costa.

La actual EDAR es un equipo compacto que realiza los tratamientos básicos de depuración de manera acelerada. La decantación primaria efectúa las etapas de coagulación, floculación, decantación y densificación de fangos. Mientras que la decantación secundaria de la planta se realiza mediante un tratamiento de biofiltración. Pero, como esta EDAR carece de tratamiento terciario, se ha propuesto realizar un proyecto para realizar un tratamiento extra del agua depurada y que pase a ser regenerada. El sistema propuesto consiste en una filtración por doble lecho de arena de lavado en continuo, para una producción de 600.000 m³/año de agua regenerada (Figura 4). Los dos filtros de lavado de arena en continuo están conectados en serie de tal forma que el agua producto de la primera etapa de filtración pasa directamente a la segunda etapa de filtración. La granulometría de la arena es diferente en cada etapa, siendo mayor en el primer filtro. Antes de que el agua entre en este tratamiento se añaden oxidantes y coagulantes para mantener la arena limpia y libre de crecimientos biológicos. El segundo filtro, con arena más fina, sirve para completar la filtración de los sólidos finos y patógenos. El sistema de filtración requiere además de un bombeo, y se completa con una desinfección ultravioleta. El presupuesto total de esta instalación (C) asciende a 373.397,78€ (Tabla 1), en el que vienen incluidos los impuestos indirectos (CIAP, 2015).

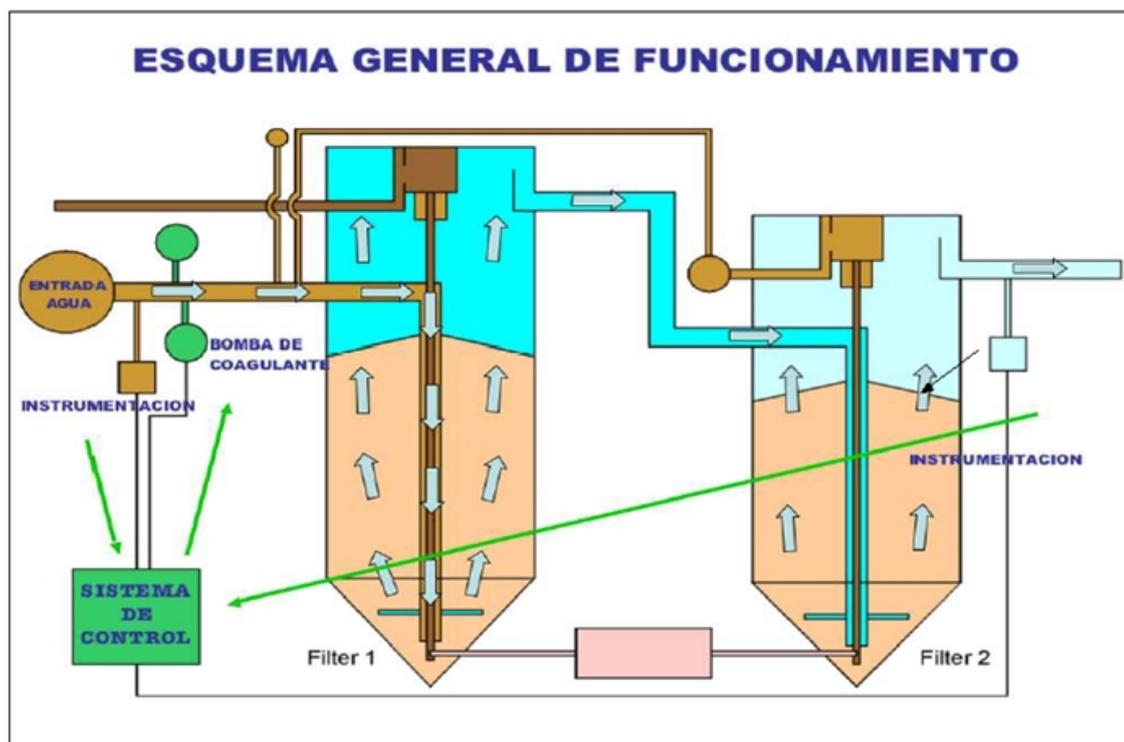


Figura 4. Esquema de funcionamiento del equipo de filtración de doble lavado en continuo.

Tabla 1. Resumen de los costes de inversión inicial (C).

Resumen de Capítulos	Partida
Obra civil	29.122,13 €
Instalaciones electromecánicas	261.009,86 €
Gestión de residuos	336,73 €
Seguridad y salud	2.783,29 €
Total Presupuesto de Ejecución Material	292.252,01 €
13,00 % Gastos generales (G.G.)	38.122,76 €
6,00 % Beneficio industrial (B.I.)	17.595,12 €
Suma de G.G. y B.I.	55.717,88 €
7,00 % Impuesto General Indirecto Canario (I.G.I.C.)	24.427,89 €
Presupuesto Total	373.397,78 €

Por otro lado, los costes de explotación (*CEM*) se descomponen en varias partidas anuales (personal, reactivos, energía, analíticas y mantenimiento) que ascienden en su conjunto a 56.861,70 €/año (Tabla 2). Dentro de cada partida se han incluido los costes derivados de los impuestos (*IMP*).

Tabla 2. Resumen de los costes de explotación (CEM).

Partida	Montante
Personal	3.705,33 €/año
Reactivos	37.190,47 €/año
Energía	6.858,50 €/año
Analíticas	6.107,40 €/año
Mantenimiento	3.000,00 €/año
Total anual	56.861,70 €/año

4. Resultados y discusión

4.1. El análisis financiero determinístico y probabilístico

El primer escenario de análisis corresponde a la situación ideal de que todo el volumen de agua regenerada ($600.000 \text{ m}^3/\text{año} = \text{VTV}$) se vende a los precios actuales de mercado (PV): a) $0,230\text{€/m}^3$ y b) $0,338\text{€/m}^3$. Para el primer precio los ingresos privados serían de 138.000 €/año , mientras que para el segundo serían de 202.800 €/año . La tasa de descuento (i) se ha establecido en el 3 %, no se han considerado costes de financiación (CF), y el periodo de explotación considerado en el análisis se extiende a 15 años. En la Tabla 3 se presentan las variables utilizadas en el cálculo del flujo neto de efectivo (FNE) que se emplea para determinar los criterios de beneficio y rentabilidad (VAN , TIR y PR), para los dos PV considerados (a y b). Los costes de inversión y de explotación (CI y CEM) son los presentados en la sección anterior y en ellos ya se incluyen impuestos (IMP).

Tabla 3. Caracterización del flujo neto de efectivo (FNE) de la instalación de una línea de terciario (€/año).

Año	n	Coste de inversión (CI)	Coste de explotación (CEM)	Ingresos Privados (IP)	
				(a) $PV: 0,230 \text{ €/m}^3$	(b) $PV: 0,338 \text{ €/m}^3$
2018	0	-373.397,78	-	-	-
2019	1	-	-56.861,70	138.000,00	202.800,00
2020	2	-	-56.861,70	138.000,00	202.800,00
...	...	-
2033	15	-	-56.861,70	138.000,00	202.800,00

Para el escenario con el primer precio de venta igual a $0,230 \text{ €/m}^3$ (a), el beneficio al final del periodo considerado (VAN) sería de $543.146,39\text{€}$, con una TIR del 17 % y un PR de 6 años. Estos indicadores mejorarían sustancialmente si el precio de venta fuera superior, al del supuesto b ($PV = 0,338 \text{ €/m}^3$), en el que el VAN pasaría a $1.275.131,93\text{€}$,

la *TIR* sería de un 35 % el *PR* se reduciría a 3 años. Si se cumplieren estas previsiones, estos indicadores muestran una alta rentabilidad de la línea de terciario que no vendrían si no a respaldar la decisión de llevar a cabo esta actuación.

Dado que los escenarios anteriores definen una situación ideal en la que todo el volumen de agua regenerada se vende a los precios actuales de mercado, y además algunos costes como los de financiación no se han tenido en cuenta (o se incluyen dentro de la tasa de descuento), se hace necesario realizar un análisis de sensibilidad. Para ello se ha seleccionado el método de Monte Carlo y las variables a estudiar son el precio de venta (*PV*) y la tasa de descuento (*i*). Por lo que se han replicado todos los casos del análisis anterior, pero considerando dos variables aleatorias para cada estudio (*PV*; *i*). A falta de más información, es conservador considerar que dichas variables son independientes y con distribuciones uniformes (Evans et al., 1993), ya que se da la misma probabilidad de ocurrencia a los valores extremos que a los valores medios (Clemen & Winkler, 1999). Así, en lugar de obtener unos valores para los criterios de rentabilidad fijos, se originará una distribución en probabilidad de los indicadores de rentabilidad, pudiendo entonces medir el riesgo en la selección o no del proyecto de inversión.

Para la distribución uniforme de la tasa de descuento (*i*) se ha decidido que varíe entre 0-10 %. Mientras que el precio de venta se ha establecido otra variable aleatoria uniforme cuyo valor mínimo es 0,100 €/m³ (valor inferior al 50 % de precio de venta actual del mercado de recursos públicos que es 0,230 €/m³), y un máximo de 0,400 (valor algo superior al máximo para el agua de origen privado: 0,338 €/m³). A continuación, se han realizado 20.000 simulaciones para cada el cálculo de los tres indicadores (*VAN*, *TIR* y *PR*), obteniendo por tanto 20.000 valores de los indicadores de rentabilidad en cada caso. A partir de estos resultados se han estimado las funciones de densidad de probabilidad de las variables *VAN* y *TIR* (Figura 4) así como una estimación de la función de frecuencia relativa de la variable *PR* (Figura 5).

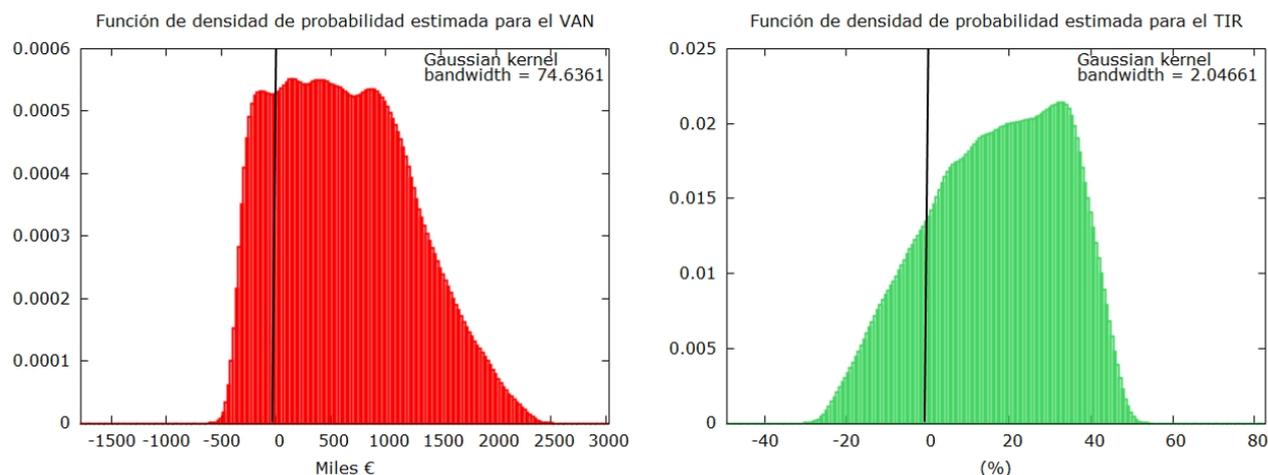


Figura 4. Distribuciones de densidad de probabilidad estimada para las variables de VAN (Miles €) y TIR (%).

La simulación Monte Carlo con estas dos variables independientes ($PV; i$) indica que se espera que el proyecto genere unos beneficios medios (VAN) de unos 600.000€, que supone una rentabilidad del 16 %. Pero también nos indica que un 81,83 % de los casos el proyecto no generaría pérdidas ($VAN > 0$, $TIR > 0$ y $PR \leq 15$), por lo que lo más probable es que el proyecto sea financieramente rentable (Figuras 4 y 5). También nos indica que las pérdidas máximas serían de unos -350.000 € y que el ingreso privado máximo podría ser de 2,3 M€, generando una rentabilidad del 48,1 %. Esta simulación, que es un análisis de sensibilidad en sí mismo, muestra que, si bien es más probable que el proyecto sea rentable, existe cierto riesgo de que genere pérdidas (18,17 %). Lo que revela la importancia de vender toda el agua regenerada a un precio cercano al de mercado. Sin embargo, cabe destacar que si se hubieran incluido las externalidades en el análisis (positivas y negativas), aumentaría la probabilidad de que el proyecto fuese económicamente rentable (social y ambientalmente).

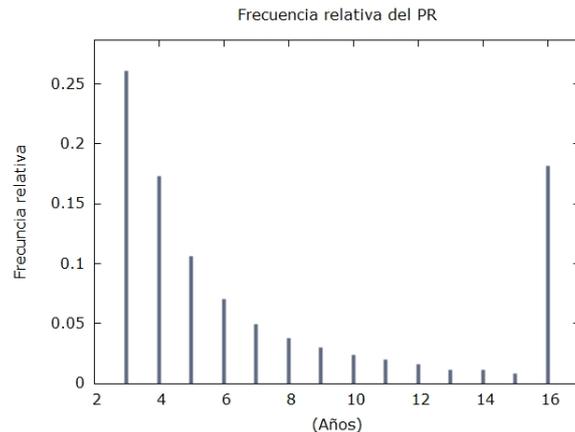


Figura 5. Distribución de frecuencias para el periodo de recuperación (años). Todos los casos en los que el proyecto no resulta rentable se acumulan en el año “16”.

La variable discreta *PR* generada muestra que la recuperación del proyecto en 3 años es el valor que más se repite (26,05 %), por lo que existe una probabilidad relativamente alta de que el proyecto se rentabilice en un corto periodo de tiempo. En la variable ficticia de 16 años se acumulan todos los años en los que no se recupera el proyecto en el plazo estipulado de 15 años, dicha variable indica que, tal y como se muestra previamente, el proyecto no se recupera (es decir, no es rentable) en un 18,17 % de las veces simuladas.

4.3. Determinación del precio mínimo de venta

El análisis de viabilidad económico-financiero indica que hay más posibilidades de que el proyecto sea rentable a que genere pérdidas. Ahora queda estudiar el precio mínimo por el que se debería vender el agua. Para ello se aplica el análisis coste-eficiencia descrito en la metodología asumiendo una tasa de descuento del 3 %, un periodo de recuperación de 15 años, y que se vende toda el agua regenerada. Bajo estos supuestos el precio mínimo de venta (*PMV*) debería ser 0,147€/m³ (Seguí et al., 2009). Este precio representa una cota inferior, ya que se asume una venta completa de todo el volumen de agua regenerada durante 15 años sin ningún tipo de interrupción. Si el agua se oferta a dicho precio, entonces se promueve la reutilización al ser el precio del agua regenerada más competitivo que el precio actual del mercado (-36 % inferior para el agua de origen público y -57 % para el privado). Sin embargo, para este escenario no hay margen de error posible, en el momento que un mes no se venda el agua se generarían pérdidas. Por este motivo, una opción más conservadora sería ofertar el

precio final del agua a 0,200 €/m³. A este precio, si se consigue vender todo el volumen de agua regenerada, *ceteris paribus* el resto de variables, se obtendría un beneficio de 380.343,79 €. Además, a este precio, sólo sería necesario vender el 74 % del volumen generado para recuperar totalmente los costes de inversión y de explotación.

5. Conclusiones

El análisis económico-financiero indica que el proyecto sería muy rentable si se vende todo el volumen de agua a los precios actuales de mercado, que se encuentran entre 0,230€/m³ (*TIR* = 16 %) y 0,338€/m³ (*TIR* = 35 %). El análisis de sensibilidad realizado mediante el método de Monte Carlo, indica que existe un riesgo del 18,17 % de que el proyecto no sea rentable. Este riesgo deriva principalmente por la incertidumbre de los ingresos futuros, ya que para la completa recuperación de costes, se tiene que vender todo el volumen de agua regenerada (600.000 m³) a un precio mínimo de 0,147 €/m³. Un precio menor o una productividad más baja, supondría pérdidas a esta actuación. Esto no debería ser un problema debido a las ventajas que presenta este recurso frente a los del mercado actual: menor precio y estabilidad en el tiempo. Sin embargo, la realidad es que, al agricultor de La Palma, que siempre ha tenido un recurso relativamente abundante y de buena calidad a un precio relativamente bajo (el más barato de las Islas Canarias), se le hace muy difícil pensar en aguas regeneradas a pesar de ser más económicas. Además, a los agentes del propio mercado no les interesa una nueva fuente de suministro con la que competir. Por lo que tiene que ser el propio Consejo Insular de la Isla de la Palma la que fomente el uso de este recurso, mediante nuevas concesiones o intercambio de concesiones anteriores.

Por último, respecto a la metodología empleada, este trabajo es un ejemplo de la mínima operativa a realizar en actuaciones de este tipo. Una rentabilidad elevada junto con un riesgo bajo de pérdidas indica que el proyecto es financieramente viable, que es un primer paso a la hora de buscar algún agente privado que desarrolle esta inversión. El paso siguiente sería un estudio más ambicioso, como es el análisis coste-beneficio. En dicho análisis se incluyen, además de los flujos privados, las externalidades al proyecto (positivas y negativas) relacionadas con aspectos ambientales o sociales que deben ser previamente evaluadas monetariamente. La inclusión de estas externalidades seguramente aumentarían los beneficios, haciendo el proyecto económicamente más rentable, reduciendo aún más el riesgo de pérdidas. Pero, para ello, la administración pública tendría que intervenir a la hora de asumir pérdidas, lo que estaría en

contraposición con la doctrina de recuperación de costes de la Directiva Marco del Agua.

Referencias

- Almansa C, Martínez-Paz JM. 2011. Intergenerational equity and dual discounting. *Environment and Development Economics*, 16: 685-707.
- Balcome KG, Smith LE. 1999. Refining the use of Monte Carlo techniques for risk analysis in project planning. *Journal of Development Studies*, 36 (2): 113–135.
- Boardman EA, Greenberg DH, Vining AR, Weimer DL. 2006. *Cost-Benefit Analysis Concepts and Practice*, 3rd edition, Pearson Prentice Hall.
- BOE. 1995. Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Jefatura de Estado. España. *Boletín Oficial del Estado*. 312: 37517-37519.
- BOE. 2007. Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Ministerio de la Presidencia. España. *Boletín Oficial del Estado*. 294: 50639-50661.
- CE. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. OJ L 327 n 22 December 2000. Available from: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>
- CIAP. 2015. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de La Palma. Memoria de Información. Consejo Insular de Aguas de La Palma (CIAP). Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente. http://www.gobiernodecanarias.org/politicaterritorial/temas/participacionciudadana/PLAN_HIDROLOGICO_INSULAR_DE_LA_PALMA_DE_SEGUNDO_CICLO/index.html
- Clemen R, Winkler R. 1999. Combining Probability Distributions From Experts in Risk Analysis. *Risk Analysis* Volume 19, Issue 2, pp 187-203.
- Evans M, Hastings N, Peacock B. 1993. *Statistical Distributions*, 2nd ed: John Wiley & Sons, Inc, New York.
- Frimpong EA, Lee JG, Sutton TM. 2006. Cost effectiveness of vegetative filterstrips and instream half-logs for ecological restoration. *Journal of the American Water Resources Association*, 42 (5): 1349–1361.
- Griffin, RC. 2006. *Water Resource Economics*. Cambridge: The MIT Press.
- Henderson N, Bateman I. 1995. Empirical and public choice evidence for hyperbolic social discount rates and the implications for intergenerational discounting. *Environmental and Resource Economics*, 5(4): 413–423.
- Martínez-Paz JM, Pellicer-Martínez F, Colino J. 2014. A probabilistic approach for the socioeconomic assessment of urban river rehabilitation projects. *Land Use Policy*, 36: 468-477.
- Pellicer-Martínez F, Martínez-Paz JM. 2018. Probabilistic evaluation of the water footprint

of a river basin: Accounting method and case study in the Segura River Basin, Spain. *Science of the Total Environment*, 627: 28-38.

Salling KB, Leleur S. 2011. Transport appraisal and Monte Carlo simulation by use of the CBA-DK model, *Transport Policy* 18(1): 236-245.

Seckler D, Barker R, Amarasinghe U. 2000. Water scarcity in the twenty-first century. Towards an Agenda for Agricultural Research in Europe. Proceedings of a Conference held in Wageningen, The Netherlands, pp 147-160.

Seguí-Amórtegui L, Alfranca-Burriel O, García J. 2009. Techno-Economical Evaluation of Water Reuse for Wetland Restoration: A Case Study in a Natural Park of Northeastern Spain. *Desalination*, 246(1): 179-189.

Seguí-Amórtegui L, Alfranca-Burriel O, Moeller-Chávez G. 2014. Metodología para el análisis técnico-económico de los sistemas de regeneración y reutilización de las aguas residuales. *Tecnología y Ciencia del Agua*, 2: 55-70.

Tietenberg, T. 1992. *Environmental and Natural Resource Economics*. 3rd. ed. Boston: Harper Collins Publishers.

Vose D. 2002. *Risk Analysis: A Quantitative Guide*, second ed. John Wiley and Sons, London.

Walker WE, Harremoes P, Rotmans J, Vander Sluijs JP, Van Asselt MBA, Janssen, Krayevon Krauss MP. 2003. Defining uncertainty—a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Journal of Integrated Assessment*, 4(1): 5–17.