

# AQUAE



# PAPERS

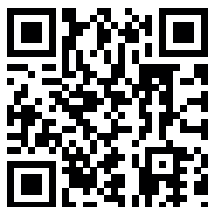
Nº 9

SEPTIEMBRE 2018

9

## DETERMINANTES DE LA TARIFICACIÓN INTERNACIONAL DEL AGUA RESIDENCIAL

**Autora:** Lorena Olmos Salvador



En colaboración con:



Colegio de  
Economistas  
de Madrid



AQUAE  
FUNDACION  
UNED  
CÁTEDRA AQUAE  
DE ECONOMÍA DEL AGUA



# AQUAE PAPERs

Nº 9

SEPTIEMBRE 2018

9

DETERMINANTES DE LA  
TARIFICACIÓN INTERNACIONAL  
DEL AGUA RESIDENCIAL

**Autora:** Lorena Olmos Salvador

## DETERMINANTES DE LA TARIFICACIÓN INTERNACIONAL DEL AGUA RESIDENCIAL

### **Autora:**

Lorena Olmos Salvador

Profesora en el Departamento de Análisis Económico  
de la Universidad de Zaragoza

---

© **Fundación Aqueae, 2018**

Torre de Cristal - Paseo de la Castellana, 259 C

28046 Madrid (España)

[www.fundacionaqueae.org](http://www.fundacionaqueae.org)

Diseño y maquetación: Cyan, Proyectos Editoriales. S.A.

Impresión: Cyan, Proyectos Editoriales, S.A.

Depósito Legal: M-30137-2018

ISSN: 2340-3675

Impreso en España

---

<b>RESUMEN</b>	4
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	5
<b>2. EL DISEÑO DE LAS ESTRUCTURAS TARIFARIAS</b>	8
2.1. ASPECTOS GENERALES	8
2.2. PRINCIPIOS DE TARIFICACIÓN	12
2.3. PRINCIPALES ESTRUCTURAS TARIFARIAS	17
2.4. PESO DE LOS DIFERENTES CONCEPTOS EN LA TARIFA	25
<b>3. DETERMINANTES DE LA TARIFA DEL AGUA RESIDENCIAL</b>	27
3.1. DATOS	28
3.2. METODOLOGÍA	30
3.3. RESULTADOS	39
<b>4. CONCLUSIONES</b>	47
<b>5. ÍNDICE DE ILUSTRACIONES</b>	49
<b>6. BIBLIOGRAFÍA</b>	50
<b>ANEXO 1. TARIFAS POR 100 M<sup>3</sup></b>	56
<b>ANEXO 2. FUENTES DE DATOS</b>	63
<b>AUTORA</b>	64
<b>ENGLISH VERSION</b>	67

---

## RESUMEN

El consumo de agua efectuado por las economías domésticas supone alrededor del 12% del uso de los recursos hídricos mundiales (FAO, 2018). Aunque las características de su demanda y del marco regulatorio del mercado han sido ampliamente estudiadas, el análisis comparativo de los precios a nivel internacional es todavía un trabajo pendiente.

Tras exponer los principios que deben orientar la elaboración de las tarifas y describir los esquemas tarifarios predominantes, este estudio se centra en examinar los factores determinantes que explican las diferencias en el importe total de la factura del agua entre las principales ciudades del mundo. Con este fin se ha construido una base de datos que incluye información pormenorizada acerca de las tarifas fijadas en el año 2015 en 236 ciudades distribuidas por 56 países. Esta muestra, que maximiza el número de municipios considerados dada la limitada información disponible, incorpora municipios de diferentes tamaños situados en todos los continentes. Los resultados muestran cómo factores económicos como la renta per cápita e institucionales como la gobernanza determinan en gran medida el importe tarifario, mientras que la relación entre la tarifa y los costes que soporta el operador relacionados con el ciclo integral del agua es mucho más débil. Concretamente, no se ha encontrado una evidencia empírica sólida que relacione positivamente la tarifa del agua con el estrés hídrico, con la necesidad de almacenamiento de agua entre periodos y con la proporción de agua tratada, indicadores que, a priori, tendrían un vínculo directo con los costes del operador. Esta conclusión sugiere que el principio de recuperación de costes que guía la confección de las tarifas en la mayoría de los países del mundo, según el cual las tarifas deben reflejar los costes operativos, financieros y medioambientales podría no cumplirse, al menos en lo que a los costes operativos se refiere. No obstante, la relación positiva encontrada entre el peso asociado al saneamiento y la tarifa capta el protagonismo que está adquiriendo este concepto en la factura del agua, el cual está ligado a los costes en los que se incurre para devolver el recurso saneado al medio ambiente. Se percibe así cierta evidencia que apunta a la recuperación de los costes medioambientales, en contraste con lo obtenido acerca de los costes operativos. Asimismo, otras características de la red de abastecimiento y saneamiento como la densidad de población y el porcentaje de acceso de la población a la red de abastecimiento sí que afectan al importe tarifario, en este caso, reduciéndolo. En cuanto al diseño, la estimación del modelo econométrico indica que con la tarifa por bloques crecientes, presente fundamentalmente en áreas con escasos recursos hídricos, se alcanza un importe total menor que cuando se fija una tarifa con precios uniformes. Por último, el área geográfica en la que se

localiza la ciudad influye desigualmente sobre el importe tarifario, siendo más reducido en las ciudades africanas, asiáticas y sudamericanas, y más elevado en los municipios de Oceanía, Europa y Norteamérica. Finalmente, debe señalarse que la solidez de estas conclusiones ha sido comprobada mediante la alteración de la especificación del modelo econométrico y del método de estimación, encontrando resultados similares en los diversos ejercicios de robustez efectuados.

## 1. INTRODUCCIÓN

La diversidad de modelos de tarificación del agua potable residencial a nivel internacional es muy amplia, lo que origina una desigual repercusión sobre las cestas de consumo de los hogares alrededor del mundo. El promedio internacional del peso de la factura del agua sobre los presupuestos familiares se estima en un 1,5%, según Hoque y Wichelns (2013), aunque esta cifra suele ser menor en Europa y Norteamérica, y mayor en los países asiáticos y africanos. No obstante, en los últimos años se está protagonizando un proceso de convergencia en los modelos de gestión del agua que ha dado lugar a cierta homogeneización en los diseños tarifarios. A pesar de esta tendencia, la dificultad de realizar una comparativa entre ciudades localizadas en los distintos continentes es considerable, ya que los principios que guían la confección de los esquemas tarifarios difieren mucho de un país a otro e, incluso, de un municipio a otro.

El agua potable no es un bien corriente, sino que su valor es esencial para el bienestar humano y para el desarrollo de las sociedades. Por ello, su mercado no puede regirse por los principios clásicos y su regulación debe orientarse a asegurar el acceso a un recurso de calidad por parte de la totalidad de la población tanto presente como futura. Por consiguiente, el precio establecido tiene una importancia fundamental, tanto por parte de la oferta para garantizar una calidad e infraestructuras adecuadas como por parte de la demanda para que la totalidad de los habitantes puedan consumir el recurso sin realizar un esfuerzo económico desproporcionado. Por lo tanto, en un sector caracterizado por los monopolios naturales, es de suma importancia identificar los factores que guían la determinación del precio. Aunque la literatura se ha centrado en examinar las propiedades de la demanda, los análisis desde la perspectiva de la oferta son escasos. Asimismo, teniendo en cuenta los principios de tarificación más extendidos como la recuperación de costes, resulta especialmente útil el reconocimiento de las variables que afectan al precio del agua residencial, para, por tanto, clarificar si estas orientaciones se cumplen, como para establecer las recomendaciones oportunas.

El análisis de la política de precios en el mercado del agua ha sido insuficiente a pesar de que resulte ser más coste-efectiva que otras políticas de oferta o de demanda (Olmstead y Stavins, 2009), o de que sea una herramienta fundamental para alcanzar determinados objetivos como el ahorro del recurso, en especial, en aquellas zonas con estrés hídrico. Aunque su importancia está generalmente aceptada, las comparativas a nivel mundial son muy escasas. Algunas de estas excepciones se encuentran en Dinar y Subramanian (1997), una recopilación de naturaleza descriptiva de casos de estudio que abarca diversos países, o los ejercicios cuantitativos de Thorsten *et al.* (2009) y de Zetland y Gasson (2013). La razón fundamental para este déficit es que no existe una fuente de datos oficial en la que basar el análisis, con la excepción de las publicaciones periódicas de la International Water Association (la más reciente data de 2016). A pesar de que las estructuras tarifarias deben ser transparentes, la complejidad presente en la mayoría de los diseños genera una dificultad añadida en la recogida de este tipo de datos. Este estudio, por tanto, nace con la intención de realizar una comparativa de la tarificación del agua alrededor de las principales ciudades del mundo, tomando en consideración los datos extraídos de diversas fuentes. Asimismo, se pretende dar un paso adicional especificando los distintos factores determinantes del importe de las tarifas para un consumo medio en el entorno urbano.

En primer lugar, se aporta un breve soporte teórico para contextualizar y describir los elementos que aparecen en todo sistema tarifario. El precio que las economías domésticas pagan por los servicios relacionados con el agua potable se calcula de acuerdo con el diseño tarifario establecido por el ente competente. Tras describir las particularidades que pueden afectar a la fijación de los precios del agua y los principios que deben orientar su elaboración, se presentan los diseños predominantes a nivel mundial: la tarifa plana, la tarifa uniforme, los bloques crecientes y los bloques decrecientes. A continuación, se pone de manifiesto que las estructuras tarifarias se configuran a partir de dos elementos: el precio pagado por el consumo y los servicios relacionados con el suministro de agua potable y el precio pagado por los servicios de alcantarillado y saneamiento. Este ejercicio, aplicado a nivel municipal, ilustra las dificultades subyacentes en la comparación de sistemas tarifarios, tanto a nivel internacional como intranacional, así como las diferencias existentes entre los distintos esquemas.

Una vez precisado el marco teórico se lleva a cabo el análisis empírico. Para realizar la comparativa internacional se ha construido una base de datos que contiene información acerca de la tarifa del agua fijada en 236 de las principales ciudades del mundo para el año 2015. De acuerdo con



la muestra confeccionada, se pretenden establecer los factores determinantes que afectan al importe final de la tarifa para un consumo medio en un hogar representativo. Este análisis tiene una relevancia significativa, ya que la gran mayoría de los estudios existentes en la actualidad referidos a un contexto internacional se han centrado en analizar la demanda de agua residencial y el marco regulatorio, ignorando, por tanto, un elemento fundamental como es la fijación del precio. Y es precisamente la tarifa la que determina el esfuerzo realizado por los hogares y, asimismo, la que puede asegurar el acceso equitativo al recurso. Análogamente, el análisis empírico también contempla otros principios que rigen la fijación de las tarifas, como aquellos relacionados con la recuperación de los costes o cuestiones como la calidad de la gobernanza en el sector del agua.

Las causas de la diversidad observada entre los importes tarifarios de las ciudades pueden deberse a factores no estrictamente relacionados con variables económicas, institucionales o relacionadas con los costes, ya que son generalmente los municipios los que fijan el precio, y su toma de decisiones puede verse afectada por otras cuestiones como sus balances económicos. Pero también otros determinantes como los distintos diseños tarifarios, la zona geográfica en la que se sitúa el municipio, así como algunas características de la red de abastecimiento y saneamiento pueden jugar un papel relevante. Mediante la estimación de un modelo económico de corte transversal que incluye las variables que pueden explicar las diferencias entre las ciudades, se concluye que son los factores económicos, como la renta per cápita, e institucionales, como la gobernanza medida como la calidad regulatoria, los que afectan en mayor medida a la tarifa, mientras que los asociados a los costes tienen una influencia mucho menor sobre el importe pagado por el usuario.

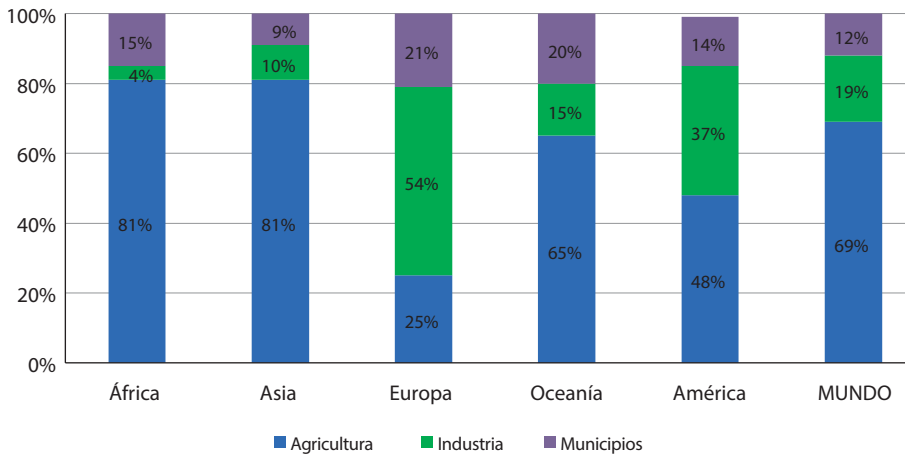
Este estudio se estructura de la siguiente manera. En el segundo apartado se exponen los aspectos generales que deben contemplarse cuando se aborda un análisis de las tarifas de agua residencial. Seguidamente se profundiza en los principios que guían la confección de tarifas y se describen detalladamente los diseños más extendidos, analizando también el peso de los distintos servicios sobre el importe total. El tercer apartado se destina al análisis empírico, donde se presentan los resultados principales y los ejercicios de robustez practicados, mientras que el cuarto apartado presenta las principales conclusiones. Por último, en el anexo 1 se ha incluido la información relativa a cada ciudad acerca de su estructura tarifaria y en el anexo 2 se han especificado las fuentes de información a partir de las cuales se han obtenido los datos relativos a las tarifas del agua.

## 2. EL DISEÑO DE LAS ESTRUCTURAS TARIFARIAS

### 2.1. Aspectos generales

En los últimos años, y en parte por el rápido aumento demográfico, las tensiones existentes derivadas de la falta de disponibilidad o de las dificultades de acceso al recurso se han agudizado. La figura 1 muestra la distribución de los recursos hídricos entre los tres usos de agua: uso agrícola, uso industrial y usos municipales. Como se puede apreciar, la proporción de agua consumida en las ciudades varía entre las distintas áreas geográficas, siendo el promedio global del 12%. Aunque el porcentaje de entre los distintos destinos del agua es el más reducido, el uso municipal corresponde a una cifra nada desdeñable de 464 km<sup>3</sup> anuales.

**Figura 1.** Usos del agua por áreas geográficas



Fuente: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), AQUASTAT. Datos referidos al año 2010.

Hacer un estudio comparativo de los diferentes esquemas de tarificación existentes a nivel internacional no resulta una tarea sencilla. El principal inconveniente para una correcta identificación de las estructuras tarifarias y posterior comparación, además de la falta de información homogénea y de la escasa transparencia en algunos casos, se desprende de las diferencias institucionales que afectan a la gestión del suministro y del saneamiento del agua urbana, tanto entre los distintos países como en el ámbito interregional e intermunicipal. La existencia de diferentes responsables en la gestión del ciclo integral del agua, junto con otras características

propias de cada ciudad, como los objetivos perseguidos con la política de precios, dan lugar a multitud de esquemas tarifarios que, en muchas ocasiones, no se encuadran en un tipo de tarifa determinada, sino que suponen una combinación de varios sistemas e incorporan multitud de excepciones.

Por lo tanto, la titularidad del recurso y de la gestión de los servicios relacionados podría ser relevante en este análisis. En la inmensa mayoría de los países, la titularidad del agua es de dominio público y estrictamente municipal, aunque existan excepciones a esta norma, como el caso de ciertos modelos a nivel regional relacionados con el riego agrícola. En consecuencia, la cuestión de la gobernanza y de la regulación en cada país es un aspecto fundamental. Son las Administraciones Públicas las encargadas de regular el sector del agua y de asegurarse de que la población pueda acceder a un recurso de calidad, las empresas operen en un entorno jurídico seguro y el agua sea devuelta al medio en las condiciones adecuadas. Sin embargo, en lo referente a la titularidad de la prestación de los servicios relacionados con el ciclo integral del agua, las formas de gestión son diversas. Dependiendo de si los municipios optan por explotar ellos mismos la gestión de las infraestructuras del agua directamente o a través de una empresa municipal o de si, por el contrario, deciden negociar una concesión de explotación con una empresa privada a través de un régimen de colaboración público-privada, las responsabilidades de gestión y operación de los servicios arrojan distintos matices y características.

Asimismo, la titularidad de la gestión de los procesos englobados en el ciclo integral del agua no siempre coincide con la responsabilidad de la fijación de los precios, que suele depender de las Administraciones Públicas. La tabla 1 resume los entes encargados de la fijación de las tarifas en diversos países. En ella se puede apreciar que, aunque generalmente los municipios asumen la tarea de asignación del precio del agua, ya sea como únicos decisores o junto con otras instituciones, en el diseño tarifario pueden intervenir otras Administraciones Públicas o, incluso, otros agentes como organismos reguladores o compañías privadas. Por ejemplo, la norma general a nivel europeo, exceptuando algunos casos como Reino Unido, Hungría y Países Bajos, es que los ayuntamientos intervengan en la determinación del diseño tarifario. Un caso especial sería el de Inglaterra y Gales, donde el regulador económico Ofwat (Water Services Regulation Authority) fija límites a las tasas establecidas por las empresas suministradoras. Otro modelo similar es el italiano, donde la potestad regulatoria la posee la ATO (Ambito Territoriale Ottimale). Por su parte, en Norteamérica

es común que los municipios tengan la potestad de la fijación del precio, pero en otras zonas del planeta como Asia y África, de nuevo exceptuando algunos casos, la toma de decisiones recae sobre otras Administraciones Públicas u otro tipo de organismos.

**Tabla 1.** Responsables en la fijación de tarifas

Solo municipios	Municipios y otras AA. PP.	Otras AA. PP.	Otros organismos
Canadá, China, Taiwán, Finlandia, Francia, Alemania, Islandia, México, Namibia, España, Suiza, EE. UU., Corea del Sur	Bélgica, Dinamarca, Japón, Rumanía, Chipre, Indonesia, Polonia, Grecia, Noruega, Portugal, Tailandia	Australia, Hong Kong, Hungría, Macao, Chile, Mauricio, Escocia, Kenia, Rusia	Inglaterra, Gales, Países Bajos, Malta Uganda, Tanzania, Zambia

Fuente: International Water Association (2016).

No obstante, aunque la variedad de actores que participan en la toma de decisiones es evidente, durante los últimos años se ha observado una tendencia global encaminada hacia la aplicación de reformas institucionales que estandarizan los esquemas tarifarios. La mayoría de países han ido convergiendo hacia una forma mixta en la que las Administraciones Públicas han abandonado el rol de proveedores directos para asumir el de reguladores, mientras que la gestión del suministro y del saneamiento se suele llevar a cabo por parte de empresas públicas o compañías privadas<sup>1</sup>. Por ejemplo, de los 40 países analizados por la International Water Association (2016), aunque en la inmensa mayoría la responsabilidad de la organización de los servicios relacionados con el abastecimiento y el saneamiento pertenece a entidades públicas (exceptuando algunas fases del proceso en Países Bajos y Reino Unido), tan solo en 10 países<sup>2</sup> no se permite la transferencia de la gestión de los servicios de suministro a operadores privados. Esta tendencia ha conllevado una mayor homogeneización de las estructuras tarifarias, lo que ha reducido el grado de dificultad de este tipo de análisis comparativos.

En este contexto, es interesante preguntarse si con una determinada forma de gestión predomina un tipo de estructura tarifaria concreta o no. De

<sup>1</sup> Mandri-Perrott y Stiggers (2013) desarrollan un profundo análisis de la Colaboración Público-Privada (CPP) en el sector del agua, y Marin (2009) examina esta cuestión centrándose en los países en desarrollo.

<sup>2</sup> Bélgica, Hong Kong, Chipre, Grecia, Hungría, Islandia, Kenia, Malta, Mauricio y Escocia (Reino Unido).

acuerdo con la muestra utilizada en este estudio<sup>3</sup>, se observa que, si bien existen diferencias en los tipos de tarifas entre ciudades de un mismo país, estas son poco importantes: los países no destacan por la diversidad de estructuras tarifarias existentes dentro de sus fronteras. Sin embargo, donde sí se aprecian diferencias entre las principales ciudades de un mismo país es en los modelos de gestión: todos los países tienen ejemplos de los distintos tipos de gestión, ya sea pública, mixta o privada. Tal realidad nos lleva a suponer que no hay relación entre el modelo de gestión de los servicios del agua y las estructuras tarifarias aplicadas en un determinado municipio. Entonces, ¿con qué factor determinante está correlacionada la elección de un tipo u otro de estructura tarifaria? Un rápido análisis de nuestra muestra de ciudades señala que, más que con el tipo de gestión existente, el tipo de estructura tarifaria está relacionado con los recursos de agua disponibles en el área donde se localiza la ciudad. Todos los enfoques políticos, socioeconómicos y medioambientales que se tienen en cuenta al definir una estructura de precios en el sector del agua están supeditados inequívocamente a los recursos hídricos disponibles.

Otro aspecto intrínsecamente relacionado con el precio del agua, que no siempre depende del ente que diseña la tarifa, es la fiscalidad aplicada a los consumidores. La diversidad entre países e, incluso, entre ciudades de un mismo país, es de nuevo muy elevada. En muchos países se aplican impuestos estatales, regionales y locales que gravan distintos conceptos, con lo que la comparabilidad entre ellos resulta muy complicada. Además, hay ciudades donde una de las partidas de ingresos más elevada la constituye las tasas relacionadas con la factura del agua, por lo que resulta una herramienta fiscal de gran importancia que muchas veces distorsiona el precio pagado por el usuario. Parte o la totalidad de la tarifa del agua puede estar gravada por el tipo impositivo al consumo propio de cada país. En este sentido, la idea general es que el consumo de agua, al ser un derecho básico, debería estar libre de imposición o, al menos, la tasa aplicada junto con el precio no debería suponer un esfuerzo económico significativo para los hogares. Por el contrario, los servicios de saneamiento no constituyen un derecho fundamental, por lo que su gravamen quedaría a discreción del ente competente. De nuevo, las diferencias observadas entre países son muy significativas. Hay casos en los que los países no gravan los servicios relacionados con el ciclo integral del agua, como Canadá, Chile o Polonia, mientras que otros como Hungría o Finlandia pueden llegar a fijar la tasa impositiva general, que en estos casos son superiores al 25% (IWA, 2016). No obstante, en general

---

<sup>3</sup> Ver anexos 1 y 2.

se aplica una tasa impositiva reducida, y, por tanto, el promedio supondría alrededor del 9% de la tarifa total.

A continuación se presentan algunos de los principios que deberían guiar la elaboración de las estructuras tarifarias, para luego describir los diseños tarifarios más frecuentes a nivel internacional.

## 2.2. Principios de tarificación

No existe ningún tipo de legislación a nivel global que establezca los principios que deben orientar la fijación de las tarifas del agua residencial. Dependiendo de las competencias, cada país, región o municipio se rige por unas normas que pueden ser muy diferentes entre sí y fundamentarse en aspectos económicos, jurídicos, sociales o medioambientales distintos. Las únicas normativas relativas al agua a nivel internacional, establecidas por Naciones Unidas en diversas resoluciones, abordan asuntos como el derecho universal a la disponibilidad del recurso y la soberanía de los recursos naturales<sup>4</sup>, pero no afrontan otras cuestiones como el diseño tarifario. Otros acuerdos internacionales son los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) promulgados en el año 2000 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) planteados en 2015<sup>5</sup>. Por ambos acuerdos, casi 200 países se comprometían a mejorar y universalizar, respectivamente, el acceso al agua potable. En los ODS, además, se incluían otra serie de metas relacionadas con la calidad, la sostenibilidad, el ahorro del recurso y la gestión del suministro y del saneamiento del agua. Sin embargo, ninguna de estas normas regulaba la tarificación del agua, a excepción de los ODS que especificaban que el precio debería ser asequible para toda la población. Otros organismos internacionales han trazado las características y propósitos que deben cumplir los diseños tarifarios, si bien no pueden elevarse al grado de legislación. Por ejemplo, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE, 2009) establece diversas recomendaciones encaminadas al ahorro del recurso y a otra serie de principios como el acceso asequible o la protección medioambiental.

---

<sup>4</sup> Por ejemplo, resoluciones de la Asamblea General de las Naciones Unidas como la Declaración Universal de los Derechos Humanos (resolución 217 A (III) del 10 de diciembre de 1948) o la Resolución 1803 (XVII) del 14 de diciembre de 1962 que establece la “Soberanía permanente sobre los recursos naturales”.

<sup>5</sup> Objetivo 7.C de los Objetivos de Desarrollo del Milenio por el que se debía reducir a la mitad, para 2015, la proporción de personas sin acceso sostenible al agua potable y a servicios básicos de saneamiento (Naciones Unidas, 2000) y Objetivo 6 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible por el que se establecen una serie de metas para el año 2030 relativas al acceso, calidad, eficiencia y gestión del ciclo integral del agua (Naciones Unidas, 2015).

No obstante, existe una única norma transnacional en la actualidad, la Directiva Marco del Agua<sup>6</sup>, que regula la fijación del precio del agua urbana. Esta normativa, que afecta únicamente a los países integrantes de la Unión Europea, establece criterios sobre el diseño de la tarifa del agua residencial con el objetivo común de incentivar el uso eficiente del agua asegurando igualmente la protección del medio ambiente. Basándose en estos criterios y teniendo en consideración las particularidades propias de cada país, son el operador del sistema, la entidad reguladora y/o la sociedad civil, junto con los agentes nacionales, regionales, provinciales o municipales involucrados los que deben diseñar una política de precios que cumpla con tales objetivos.

Uno de los principios sobre los que se fundamenta la Directiva Marco del Agua, extendido también a nivel internacional, es el de la recuperación de costes. Este principio se basa en la regla “quien contamina, paga”, por lo que está claramente orientado al ahorro del recurso y a asegurar unas contribuciones equitativas entre los distintos tipos de usuarios del agua (industria, hogares y agricultura). Además, el principio de recuperación de costes implica la posibilidad de mantener un equilibrio económico-financiero por parte del operador a medio plazo. De esta manera, los incrementos o los descensos de la tarifa deberían ir asociados a los costes en los que efectivamente se incurre, en lugar de ir asociados a criterios históricos, fiscales o de otra índole. Esto se desprende del hecho de que las empresas o instituciones que operan en el ciclo integral del agua, ya sean de titularidad pública, privada o mixta, necesitan recuperar costes para resultar viables. Por lo tanto, para aceptar una tarifa determinada, el operador deberá tener la seguridad de que esta garantiza su viabilidad financiera y, por tanto, la sustentabilidad del servicio.

Para que la política de precios sea eficiente, el precio del agua debe igualarse al coste marginal (Rogers *et al.*, 2002). Entonces, ¿qué tipos de costes debe cubrir exactamente la tarifa del agua?<sup>7</sup>. Está ampliamente aceptado que, para un buen mantenimiento del sistema y una gestión eficiente del servicio, la tarifa debe cubrir los costes operativos. Estos costes, ya sea referidos a la producción, a la distribución o al saneamiento del agua, varían ampliamente dependiendo de las condiciones de los municipios. Cada localidad debe evaluar el coste de su sistema de abastecimiento y saneamiento de agua de acuerdo con sus especificidades concretas y basándose

<sup>6</sup> Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

<sup>7</sup> Kanakoudis *et al.* (2011) sugieren una metodología para el cálculo de los diversos tipos de costes, que ellos dividen en directos, medioambientales y del recurso, con el fin de facilitar un diseño tarifario que haga posible la recuperación total de los costes.

en unos datos confiables. De ello también se desprende que, a nivel tarifario, existan diferencias tan significativas entre ciudades y países: el análisis debe reflejar las características concretas de cada municipio y transportarlas a la propia tarifa para lograr una cobertura suficiente y garantizar un servicio fiable. Estos costes están condicionados por el origen del recurso (superficial, subterráneo, desalinización...) y el tratamiento necesario en cada caso para potabilizar el agua, por las posibles transacciones con otras industrias, por las economías de escala que se puedan generar (afectadas a su vez por las características de la red y por otras variables como la densidad de población), por el tipo de financiación de las inversiones, por el tipo de sistema de saneamiento y por otros costes relacionados con la actividad empresarial.

Asimismo, considerando el carácter estratégico del sector del agua, los diferentes entes que participan en la configuración de la tarifa deben asegurar que se cubran otros gastos además de los operativos. Un claro ejemplo son los costes financieros asociados a la construcción de infraestructuras o a la expansión de la red de abastecimiento, que pueden ser responsabilidad de la empresa gestora o de la Administración Pública, y que debe cumplirse tanto si la necesidad se deriva de unas infraestructuras o coberturas insuficientes, como si se genera por el crecimiento demográfico. Otro ejemplo que no afecta directamente al suministrador de los servicios, sino al conjunto de la sociedad, son los costes medioambientales y potenciales daños sobre el medio acuático, que deben reflejarse en la tarifa, tal y como rezan la Directiva Marco del Agua y las recomendaciones de la OCDE.

Por tanto, proponer un precio del agua universal no parece tener sentido cuando los costes de inversión inicial y de mantenimiento, de operación, de expansión o medioambientales pueden divergir tanto entre zonas geográficas. También es imprescindible recalcar que este cálculo no se reduce a un análisis técnico. Además de ser un asunto político, ya que en la mayoría de los casos, como se ha expuesto en el anterior apartado, son las Administraciones Públicas quienes se encargan de regular la fijación de los precios y tasas correspondientes, su cálculo tiene enfoques económicos, medioambientales y sociales. Esta multidimensionalidad origina que la tarifa del agua sea, en muy pocos casos, igual al coste del agua. La brecha existente entre precio y coste estimado puede ser abultada y, por ello, tiene una gran relevancia dentro del sistema de tarificación. Las causas de esta desigualdad pueden deberse a que el suministro de agua no es la única fuente de ingresos de una empresa de abastecimiento, sino que las ganancias generadas por otros servicios estrechamente relacionados, como el alcantarillado y el saneamiento, podrían estar compensando



las posibles pérdidas originadas en el servicio de suministro. Pero también en el caso de la gestión directa pública el estado de los presupuestos públicos puede ser el causante de la distorsión, ya que otros ingresos podrían estar compensando las pérdidas en la gestión del ciclo integral del agua. Asimismo, también es común el establecimiento de un esquema de compensaciones entre tipos de usuarios, cubriendo unos grupos (rentas altas, usos industriales...) las pérdidas generadas por otras clases de consumidores. Este sistema de subsidios cruzados no aparece explícitamente reflejado en la tarifa del consumidor, pero deforma la igualdad deseada entre tarifa y costes<sup>8</sup>.

Como se ha dicho, el principio de recuperación de costes está muy extendido en el contexto internacional. Algunos estudios han tratado de evaluar la aplicación de esta norma concluyendo, en general, que la diferencia entre costes y tarifa es muy elevada. Por ejemplo, en Arabia Saudí, un país con un elevado estrés hídrico y que depende en gran medida del agua desalinizada, Ouda (2013) estima que tan solo el 5% de los costes de producción se recuperan mediante la tarifa del agua, mientras que el resto se financiaría a través de un subsidio público. Otros estudios destacan la incapacidad de compaginar el principio de recuperación de costes con el acceso asequible por parte de la población, generalmente en ciudades localizadas en países en vías de desarrollo (Jaglin, 2002, o Raghavendra, 2006). Así, surge el conflicto entre la recuperación de costes y el principio de equidad, meta ya resaltada por los Objetivos de Desarrollo Sostenible y por las recomendaciones de la OCDE. Según este principio, se debe asegurar a la totalidad de la población el acceso al recurso de manera asequible, pudiéndose así garantizar el bienestar social. Para lograr que el bienestar del conjunto de la sociedad se maximice resulta necesario definir un sistema tarifario con un nivel y una estructura basados en políticas de equidad. De esta forma, se pretenden evitar discriminaciones entre diferentes grupos de usuarios, ya que los hogares más pobres no deben soportar un gasto desproporcionado en comparación con los grupos de renta alta. Una de las medidas habituales es garantizar la provisión del servicio a los grupos de renta baja mediante bonos sociales o descuentos en la tarifa<sup>9</sup>. Otra medida, también relacionada con la recuperación de costes, es la llamada “responsabilidad de puntas”, que consiste en la recuperación de los costes

---

<sup>8</sup> Ver Komives (2005) para un exhaustivo análisis de las causas y efectos de los subsidios en los sectores del agua y la electricidad.

<sup>9</sup> Aunque este tipo de instrumentos no son los únicos para lograr este objetivo. Barberán y Arbués (2009) proponen un diseño tarifario encaminado a asegurar el principio de equidad; y Wichelns (2013), un sistema de subsidios orientado a asegurar el acceso a los hogares con rentas bajas.

de inversión requeridos para garantizar el servicio en momentos de alta demanda, costes que deberían recaer sobre aquellos que provocan el aumento puntual del consumo. Además, las tarifas del agua residencial tienen que cumplir los principios de igualdad y homogeneidad, es decir, a los usuarios de un mismo grupo consumidor y con niveles de consumo semejantes se les debe aplicar un mismo precio y, por tanto, deben prevalecer los criterios homogéneos y no las heterogeneidades.

Otro objetivo que, como se ha comentado, persigue la Directiva Marco del Agua y el diseño tarifario en las zonas con escasez hídrica es el principio de eficiencia o ahorro del recurso. El agua es un recurso limitado y debe ser gestionado como tal. Su uso debe ser racional, sostenible y eficiente y, por ello, no debe entenderse como un producto meramente comercial o mercantil. El principio de ahorro del agua constituye una prioridad especialmente importante en zonas geográficas con un elevado estrés hídrico. Una de las estrategias más frecuentes para asegurar este objetivo es la progresividad de las tarifas, reflejándolo, por tanto, en un mayor precio unitario pagado por los usuarios que consumen volúmenes más elevados. Sin embargo, la variedad de herramientas, especialmente del lado de la gestión de la demanda, es muy amplia, tal y como señalan Inman y Jeffrey (2006): instrumentos económicos, tecnológicos, educacionales, relativos al mantenimiento de la red o legislativos. En este sentido, se ha observado en los últimos años que la población de los núcleos urbanos está más concienciada ante el problema de escasez del recurso (Grafton *et al.*, 2011). No obstante, la concienciación no es suficiente si las instituciones involucradas no mantienen un estrecho compromiso con el objetivo de la eficiencia, según concluyen Kampragou *et al.* (2011) y, de hecho, tal cambio de mentalidad todavía no se ha visto reflejado en los datos de consumo agregado para la mayoría de los países.

Pero para que el efecto incentivador que persigue el ahorro del recurso introducido en la tarifa sea explícito e inteligible se debe cumplir también el principio de transparencia. Las tarifas tienen que ser simples, transparentes y de fácil comprensión para el usuario. El operador debe, por tanto, describir adecuadamente el diseño tarifario. Los estudios existentes señalan que la complejidad de las tarifas es elevada, por lo que la consecución de los objetivos planteados con sus esquemas se ve comprometida (Martins *et al.*, 2013). Asimismo, se ha demostrado que, cuando los hogares poseen una información clara y comprensible acerca de las tarifas y, además, pueden obtener los datos sobre su consumo a tiempo real, los diseños tarifarios son más eficientes procurando el ahorro del recurso (Gaudin, 2006, o Strong y Goemans, 2014). Esta estrategia se puede implementar

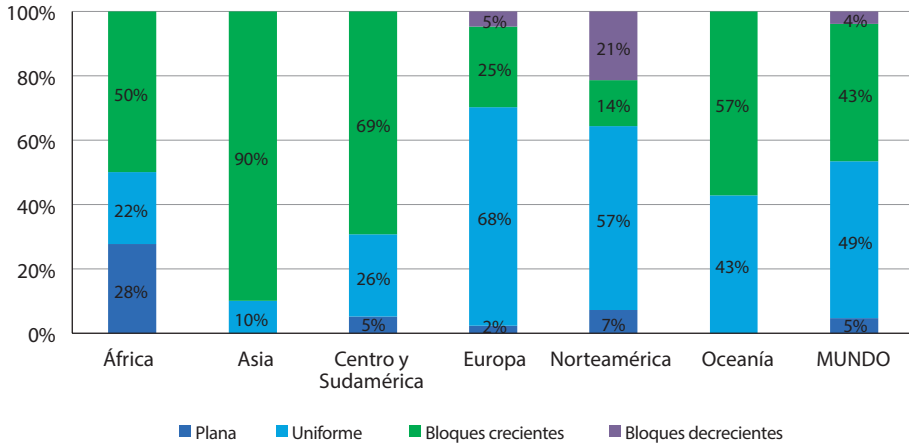
mediante la instalación de contadores inteligentes en los hogares, aunque su implantación en zonas con recursos económicos escasos puede ser inviable.

Respecto a los estudios empíricos existentes que evalúan la consecución de estos principios, Dalhuisen y Nijkamp (2002) analizan el grado de cumplimiento de los distintos objetivos en cinco ciudades muy heterogéneas. El estudio se fundamenta en el análisis de diversos casos de estudio y de las opiniones de reconocidos expertos. Sus conclusiones establecen que el logro simultáneo de los todos los principios es muy complejo, ya que cada esquema tarifario persigue distintos propósitos, en muchos casos contradictorios entre sí. Una conclusión similar la obtienen Nauges y Whittington (2009) analizando los países en vías de desarrollo y Singh *et al.* (2005) para el caso de la India, destacando asimismo la necesidad de la recuperación de costes y del establecimiento de un sistema de subsidios eficaz para asegurar los principios de equidad y de viabilidad. Whittington (2003) examina los países del sur asiático, concluyendo que la mayoría de los principios expuestos no se cumplen y proponiendo una serie de reformas encaminadas al logro de estas metas. Pinto y Marqués (2016) plantean un nuevo marco regulatorio para la consecución conjunta de estos objetivos. Finalmente, Hoque y Wichelns (2013) realizan una comparativa de 60 ciudades y presentan una propuesta de tarifa encaminada a cumplir simultáneamente los principios de recuperación de costes y de eficiencia.

### 2.3. Principales estructuras tarifarias

La figura 2 recoge la distribución entre las distintas áreas geográficas del mundo de los cuatro tipos de tarifas que se fijan mayoritariamente en el sector del agua: la tarifa plana, la tarifa uniforme, la tarifa por bloques crecientes y la tarifa por bloques decrecientes. Como se puede observar, existe una gran diversidad entre el diseño tarifario predominante en los distintos continentes, aunque a nivel global destacan notablemente la tarifa uniforme y la tarifa por bloques crecientes. La tarifa uniforme representa el 49% de las ciudades incluidas en este estudio y es el sistema mayoritariamente implantado en las ciudades analizadas de Europa y Norteamérica. Por su parte, la tarifa por bloques crecientes alcanza el 43% a nivel global y es el sistema más común en las ciudades consideradas de África, Asia, Centro y Sudamérica y Oceanía. Por último, la tarifa plana es relativamente habitual en África, mientras que la estructura por bloques decrecientes únicamente está implantada en Canadá y el norte de Europa.

**Figura 2.** Tipos de tarifas por áreas geográficas



Fuente: ver anexo 2. Las distribuciones porcentuales se refieren a la muestra de 236 ciudades utilizada en este estudio.

A continuación se describen los distintos tipos de estructuras tarifarias, así como sus principales ventajas e inconvenientes en relación al cumplimiento de los principios enumerados en el apartado anterior. No obstante, como se indica en Tortajada (2006) ilustrándolo con el caso de Singapur, es importante señalar que la consecución de los principios de tarificación va más allá del diseño tarifario. También se debe recalcar que la factura del agua suele incluir tanto los precios por el consumo de agua como los costes de alcantarillado y saneamiento. Ambos conceptos suelen tarificarse, con algunas excepciones, según el mismo tipo de estructura de precios. Además, todas las estructuras tarifarias pueden complementarse con una cuota fija por el servicio de abastecimiento y/o saneamiento, junto con otras tasas y cánones que, generalmente, imponen las Administraciones Públicas<sup>10</sup>. Respecto a la existencia de una cuota fija de servicio, según la cual se obliga a los consumidores de agua a pagar una cuota de enganche para poder disfrutar del derecho a consumir el bien, las tarifas que la incluyen se denominan tarifas en dos partes o binomias y representan el 71% de la muestra considerada en este estudio, mientras que las tarifas en una parte o monomias suponen el 29% de la muestra. La cuota de servicio refleja los costes fijos de las distintas etapas del ciclo integral del agua, generalmente elevados debido a que incluyen la amortización de las inversiones en infraestructuras. Asimismo, en

<sup>10</sup> Aquí se incluyen, entre otros, conceptos como las cuotas por determinadas inversiones, por el mantenimiento de contadores, por conceptos medioambientales, por conservación de la red u otros recargos, como los efectuados en periodos de sequía en algunas zonas como en California durante el periodo 2012-2016.

las tarifas en dos partes puede existir un consumo mínimo por debajo del cual únicamente se factura la cuota del servicio y no se contempla la parte variable correspondiente al consumo.

### *Tarifa plana*

También denominada tarifa por cuotas fijas, por aforo o *forfait*, se trata de un sistema tarifario según el cual se aplica el mismo importe independientemente del consumo efectuado. La periodicidad de las cuotas es variable (mensual, anual, etc.) dependiendo del municipio. Según este diseño tarifario los clientes que consumen grandes cantidades de agua como las empresas y los pequeños clientes con consumos moderados pagan lo mismo indistintamente del volumen consumido. No obstante, las cuotas pueden ser distintas para cada grupo de usuarios. Por ejemplo, se puede distinguir entre tamaño del hogar, según la dimensión de los negocios, usos industriales, etc. Respecto a la estructura, este esquema tarifario se enmarca dentro de la categoría de las tarifas monomías, ya que únicamente tiene un tramo. Esta tarifa tiene la ventaja de que la gestión de la recaudación es costo-efectiva, ya que no hay necesidad de implantar medidores de consumo o sistemas de cobro sofisticados. Además, la proyección de ingresos futuros del operador es conocida, por lo que facilita su estabilidad económico-financiera. Por otro lado, como principal inconveniente se puede destacar que no incentiva el uso racional del agua y, por tanto, entraría en contradicción con el principio de eficiencia. Asimismo, este diseño tarifario trata a todos los usuarios por igual, independientemente de sus características o renta, por lo que el principio de equidad tampoco se satisfaría. Por otro lado, el principio de transparencia queda asegurado, ya que es un esquema sencillo y claro, mientras que el cumplimiento de la recuperación de costes y de la viabilidad financiera dependería de la cuota fijada.

En la actualidad, los sistemas de tarifa plana subsisten, mayoritariamente, en municipios de tamaño reducido y en áreas donde las viviendas se encuentran muy dispersas entre sí. Igualmente, la aplicación de la tarifa única por periodo es común en los sistemas rurales de abastecimiento de agua, por lo que tan solo el 5% de las ciudades comprendidas en nuestra muestra utilizan este tipo de tarifa. Entre ellas, encontramos ciudades como Richmond (Canadá), Bergen (Noruega) y diversas ciudades argelinas y bolivianas. Mención especial merece el caso del Reino Unido, donde la estructura de la tarifa del agua potable establecida en algunos municipios como Cardiff o Londres podría entenderse como un híbrido entre la tarifa plana pura y los bloques crecientes. Esta tarifa de pago fijo se implanta en aquellos hogares que no disponen de contador y su cuantía depende de factores como la

superficie del hogar o el número de habitaciones u ocupantes. Fijadas estas características, el pago es fijo independientemente de la cantidad de agua consumida. Por lo tanto, consideramos este tipo de tarificación más cercana a la tarifa plana que a estructuras crecientes, ya que, aunque el pago esté relacionado con el consumo de agua previsto, el importe periódico total es invariable.

### *Tarifa uniforme*

Con la tarifa uniforme, tal y como sucede con la tarifa plana, el comportamiento del precio de la tarifa es lineal. Sin embargo, el importe final depende del volumen de agua consumido, cuyo precio unitario es el mismo independientemente del total. Por tanto, a diferencia de la tarifa plana, el precio abonado aumenta con el consumo efectuado. Una de las principales ventajas es que se trata de un sistema de cobro muy simple y por ello resulta una herramienta útil para incentivar mejoras en la gestión de la propia empresa del agua. Sin embargo, la medición puede ser costosa, ya que es necesaria la instalación de contadores de consumo individuales, lo que eleva los gastos de medición y puede resultar ineficiente en zonas de bajo consumo. Además, la previsión de ingresos es inestable porque depende del consumo agregado, lo que provoca cierta incertidumbre en el operador y desfavorece la sostenibilidad económica de las inversiones, en especial cuando la tarifa es en una parte<sup>11</sup>. No obstante, esta fórmula es la menos común, ya que en el 63% de las ciudades incluidas en nuestra muestra, además del precio uniforme por metro cúbico consumido, se aplica una cuota fija de acceso al suministro, es decir, se aplica una tarifa en dos partes. Algunos de los países en los que se utiliza esta estructura en dos partes son Hungría, Polonia y Rumanía.

A nivel internacional, el sistema de facturar el mismo importe por metro cúbico es una tendencia creciente en el abastecimiento de agua potable residencial. Como se observa en la figura 2, el 49% de las ciudades analizadas utilizan este diseño tarifario. Países como Bulgaria, Chile, Dinamarca, Finlandia, Francia, Hungría, Países Bajos, Polonia, Rumanía, Suiza y Uganda aplican mayoritariamente tarifas uniformes en sus principales ciudades. De acuerdo con nuestra base de datos, es el diseño tarifario más empleado en las economías desarrolladas, ya que ha resultado ser un sistema exitoso en países con renta alta. Además, la mayoría de las ciudades que implantan la

---

<sup>11</sup> Se han propuesto diversos modelos para predecir la demanda futura, como los sugeridos por Babel *et al.* (2007) y Qi y Chang (2011), lo cual puede atenuar este problema bajo esta estructura tarifaria u otras como los bloques crecientes y decrecientes.

tarifa uniforme se localizan en áreas con unas precipitaciones elevadas y bajas temperaturas, como el norte, el centro y el este de Europa, aunque hay excepciones como las ciudades chilenas, ugandesas o algunos municipios estadounidenses como Los Ángeles.

Respecto a la orientación hacia los principios de tarificación, la tarifa uniforme, como se ha comentado, puede cumplir la viabilidad económica y la recuperación de costes bajo determinados supuestos, pero puede resultar desfavorable tanto para alcanzar el principio de eficiencia como el de equidad. Por un lado, aunque se aumenta la eficiencia con respecto a la tarifa plana, el precio uniforme por metro cúbico no estimula adecuadamente el ahorro del recurso. Por otro lado, el cobro igualitario para los distintos grupos de usuarios puede, si el precio supera determinado nivel, perjudicar el acceso asequible por parte de la totalidad de los ciudadanos. No obstante, algunos autores como Boland y Whittington (2000) y Hajispyrou *et al.* (2002) la defienden frente a otros diseños como los bloques crecientes porque, según sus análisis, incentiva una mayor eficiencia y proporciona un mayor grado de equidad. Otros, como García y Reynaud (2004), que analizan el caso francés resuelven que, para maximizar en bienestar social, la parte fija debería reducirse y los precios marginales deberían aumentar.

### *Bloques crecientes*

Las también llamadas tarifas por bloques progresivos fijan una tarifa por volumen que aumenta con el consumo: cuanto más se consume, más elevado es el precio del metro cúbico. Generalmente, se estructura a partir de tramos de consumo, siendo el precio unitario más bajo para los tramos de menor consumo. Por lo tanto, los usuarios que realizan un menor uso se benefician de un coste unitario más reducido, lo que puede conllevar un grado de eficiencia mayor. Además, este esquema incorpora un sistema de subsidios cruzados entre estratos de clientes, existiendo un trasvase de ingresos procedentes de los consumidores de mayores volúmenes que puede contrarrestar las pérdidas generadas por los usuarios de los tramos más bajos. Este sistema de subsidios cobra una mayor importancia cuando las diferencias de precio unitario entre los tramos de usuarios son más notables.

Como se muestra en la figura 2, la estructura por bloques crecientes supone el 43% de las ciudades analizadas y se implanta generalmente en las economías en desarrollo porque incorpora un significativo efecto distribuidor de la riqueza entre rentas altas y bajas. Es, por tanto, un diseño habitual en África, Centro y Sudamérica y algunos países asiáticos. Esta tarifa es

también frecuente en ciudades situadas en países desarrollados con escasos recursos hídricos como España, Italia, Portugal o Chipre y algunas ciudades estadounidenses, ya que los agentes encargados del diseño tarifario se aseguran un fuerte incentivo de ahorro de agua al mismo tiempo que consiguen índices de consumo distintos entre consumidores con rentas desiguales. Hewitt (2000), además de concluir que este tipo de tarifa se implanta en zonas con estrés hídrico, encuentra que los operadores de mayor tamaño, de propiedad pública o con una dependencia limitada en la financiación de su deuda son propensos a fijar una tarifa por bloques crecientes.

Uno de los inconvenientes de este diseño es, como en el caso de la tarifa uniforme, el elevado coste de medición, ya que es necesaria la utilización y mantenimiento de contadores y puede no resultar adecuada en zonas con viviendas dispersas y bajos consumos. Además, incorpora una mayor complejidad, por lo que el principio de claridad y transparencia puede verse negativamente afectado. Por otro lado, es muy habitual el sistema en dos partes, según el cual existe un pago fijo al que se le debe sumar la facturación por el nivel consumido. Considerando el conjunto de ciudades analizadas en este estudio, esta estructura en dos partes alcanza el 76% de los municipios con bloques crecientes, aunque existen excepciones como algunos países asiáticos (Irán y Corea del Sur), africanos (Ruanda, Sudáfrica y Zambia) y Brasil. Asimismo, si los bloques crecientes se implementan prescindiendo de la cuota fija, puede generar una inestabilidad de ingresos que afecte a la recuperación de costes y, por tanto, a la viabilidad del operador.

A pesar de las ventajas que reportan este tipo de esquemas, sobre todo en términos de ahorro del recurso y de equidad, diversos estudios han concluido que ambos principios no se alcanzan simultáneamente. En primer lugar, este diseño tarifario asume que el consumo de los hogares varía en función del precio fijado, es decir, que la demanda es elástica. La literatura académica ha obtenido diversos resultados en lo referente a esta cuestión (Arbués *et al.*, 2003) aunque, cuando se comparan los diseños tarifarios, la elasticidad de la demanda bajo un esquema de bloques crecientes es mayor (Olmstead *et al.*, 2007). Boland y Whittington (2000) realizan una comparativa entre la tarifa por bloques crecientes y la tarifa uniforme para los países en vías de desarrollo, obteniendo que la tarifa por bloques crecientes no proporciona, en la práctica, sus supuestas ventajas teóricas (eficiencia, equidad<sup>12</sup>, claridad o estabilidad de los ingresos tarifarios), mientras que una tarifa uniforme con reembolso tiene un mejor comportamiento con

---

<sup>12</sup> Whittington (1992) analiza en profundidad la falta de equidad que las tarifas por bloques crecientes generan en los países en vías de desarrollo.



respecto a estos indicadores. Un resultado similar acerca de la equidad y la eficiencia lo obtienen Nauges y Whittington (2017), añadiendo además que el sistema de subsidios no supone un beneficio para los grupos de rentas más bajas, y Strong y Goemans (2014), donde se pone en relación la falta de efectividad con la información a tiempo real que tienen los hogares sobre su consumo. Dahan y Nisan (2007) y Barde y Lehmann (2014) observan que el origen de esta pérdida de equidad y eficiencia puede deberse a que las tarifas, en general, no consideran el tamaño del hogar. En relación a esta cuestión, Liu *et al.* (2003), tomando como caso de estudio la ciudad de Weinan (China), sugieren una posible solución a estas desventajas observadas mediante una tarifa que se estructure por tasas crecientes, corrigiendo el tradicional sistema de bloques crecientes por el número de miembros residentes en el hogar. No obstante, se debe señalar que estos estudios son muy dependientes de los supuestos asumidos y de las formas funcionales que se asignen a ciertos aspectos como la demanda (Monteiro y Roseta-Palma, 2011).

### *Bloques decrecientes*

Las tarifas por bloques decrecientes únicamente se implementan en algunos países europeos y norteamericanos, por lo que representan la estructura menos frecuente con apenas el 4% del total de sistemas tarifarios implantados en las ciudades consideradas. Según este esquema, cada metro cúbico que se consume es más barato que el anterior, por lo que el ahorro del recurso se ve desalentado ya que se incentivan los consumos elevados. Análogamente a la tarifa por bloques crecientes, los usuarios se dividen por tramos de consumo, aunque en este caso el precio unitario va descendiendo con el volumen consumido. Tal y como sucede con la tarifa plana y los bloques crecientes, tiene el inconveniente del coste de instalación y mantenimiento de contadores, pero refleja, de alguna manera, las economías de escala generadas en este sector, ya que el coste medio por usuario disminuye con su volumen de consumo. Con la tarifa por bloques crecientes comparte el sistema de subsidios entre grupos de consumidores, el aumento de la complejidad percibida por el usuario y la inestabilidad de los ingresos futuros, aunque esta característica, de nuevo, puede compensarse si se implanta una tarifa en dos partes. De hecho, la fijación de una cuota fija además de la variable es la opción mayoritaria en las ciudades incluidas en este estudio con un 78% de los municipios que implantan el sistema por bloques decrecientes.

La naturaleza de este sistema conlleva que se establezca en ciudades donde el ahorro del recurso no es un objetivo primordial, como algunos

municipios de Canadá, Suecia y Reino Unido<sup>13</sup>. Asimismo, este diseño, al favorecer los consumos altos de agua, es aplicado en el suministro a industrias con el objetivo de captar clientes rentables con consumos muy elevados. Evidentemente, esta estructura puede asegurar la recuperación de costes si los consumos son suficientemente elevados y/o se impone una cuota fija, pero tanto la equidad como la eficiencia se ven gravemente comprometidas. No obstante, estas metas no son prioritarias en las zonas donde se implanta la tarifa por bloques decrecientes, territorios con abundantes recursos hídricos y renta per cápita alta, aunque es habitual que se establezcan diversos tipos de ayudas destinadas a aquellos hogares con dificultades económicas.

### *Otras tarifas*

Aunque se han descrito los esquemas tarifarios más extendidos, en muchas ciudades el diseño consiste en un híbrido de los anteriormente expuestos, o se imponen distinciones entre los distintos usos, fundamentalmente residencial e industrial. En todo caso, ha quedado patente que ningún sistema puede cumplir simultáneamente todos los principios tarifarios deseables y, probablemente, tampoco la combinación de diseños pueda alcanzar este objetivo. Con el fin de atajar este problema, diversos autores han planteado una serie de modificaciones a las actuales estructuras tarifarias.

Centrándose en situaciones de escasez del recurso, López-Nicolás *et al.* (2018) sugieren una tarifa orientada a cumplir los principios de equidad, eficiencia y estabilidad financiera. A diferencia de otras políticas llevadas a cabo en épocas de sequía como la imposición de recargos (Mitchell *et al.*, 2017), se estructuraría a partir de una tarifa de bloques crecientes donde el precio unitario del segundo bloque dependería de las reservas hídricas, tratando así de igualar precio y valor real del agua. Un concepto similar son las tarifas estacionales, cuyo precio unitario cambia estacionalmente para tratar de disminuir el consumo de agua en los meses de mayor escasez de agua. Las tarifas estacionales no son una propuesta novedosa (Beecher *et al.*, 1994), pero su planteamiento se ha ido sofisticando para cumplir los diversos principios enumerados en el apartado anterior. Por ejemplo, García-Valiñas (2005) diseña una alteración de la tarifa por bloques crecientes que depende de las variaciones estacionales de la demanda. En la misma línea, Molinos-Senante (2014) combina los bloques crecientes y el sistema de precios en puntas máximas, por lo que esta tarifa estaría dirigida principalmente a

---

<sup>13</sup> Otros países que fijan este tipo de tarifa, aunque no se incluyan casos en este estudio, son México y Estados Unidos.

zonas con un elevado estrés hídrico y alta demanda puntual como los municipios turísticos. Por último, estrechamente relacionadas con las tarifas estacionales, pueden establecerse tarifas horarias o tarifas que varíen con la demanda a lo largo del día (Rouge *et al.*, 2018) con un espíritu similar a las tradicionales tarifas implantadas en el sector eléctrico. También pueden corregirse los diseños tarifarios estándar por las particularidades del hogar como el nivel socioeconómico o el número de habitantes (Liu *et al.*, 2003), aunque el dinamismo de estas alternativas sea bajo o nulo si se trata de características físicas propias de la vivienda.

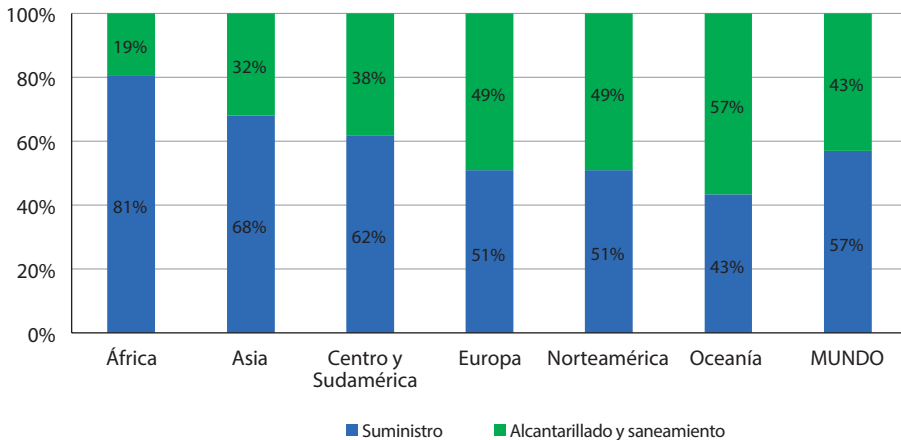
## 2.4. Peso de los diferentes conceptos en la tarifa

Como ya se ha mencionado, las estructuras tarifarias actuales no reflejan únicamente el pago que el usuario efectúa por el consumo de agua potable y los servicios relacionados con el abastecimiento. Otro elemento esencial que complementa la factura del agua residencial y que resulta imprescindible para entenderla en su conjunto es la cuota que el consumidor abona por los servicios de alcantarillado y saneamiento, conceptos que, con frecuencia, se expresan de manera agregada e indivisible en la tarifa del agua. Estos servicios pueden facturarse de manera análoga al consumo, es decir, mediante la aplicación de un pago fijo, de un precio uniforme y de precios unitarios crecientes o decrecientes. No obstante, esta no es una pauta universal, sino que existen otras opciones también extendidas. Una fórmula habitual es el cobro de una tasa fija por el alcantarillado y saneamiento de agua, servicios que pueden incluirse de forma conjunta o no, y que incluso pueden estar incorporados en una única cuantía junto con la parte fija del abastecimiento. Estas tasas fijas pueden incluso complementar la facturación por volumen, y suelen designarse como “impuestos verdes”. Además, estos pagos pueden ser finalistas, es decir, que su recaudación puede ir dirigida únicamente a paliar los daños medioambientales o, por el contrario, pueden destinarse indistintamente a sufragar otros costes que afronta el operador relacionados o no con la actividad. Por tanto, puede resultar un instrumento fiscal adicional si el responsable y recaudador es una Administración Pública.

La fracción de la tarifa relacionada con el alcantarillado y el saneamiento podría denominarse como pago medioambiental, ya que son los procesos comprendidos en el ciclo integral del agua que se encargan de devolver el recurso depurado al medio natural. La parte medioambiental de la tarifa es un instrumento con el que cuenta el operador y/o las Administraciones Públicas para compensar los daños medioambientales generados por la extracción y contaminación del agua, además de ser una fuente de ingresos para

financiar infraestructuras que atenúen el impacto ejercido sobre la naturaleza. Estos costes, como se ha expuesto en la sección 2.2, deben considerarse para cumplir el criterio de recuperación de costes y, por tanto, deben ser cubiertos por la tarifa, tal y como indican la Directiva Marco del Agua y las recomendaciones de la OCDE.

**Figura 3.** Peso relativo de los servicios en la tarifa



Fuente: ver anexo 2. Las distribuciones porcentuales se refieren a la muestra de 236 ciudades utilizada en este estudio y se han calculado tomando como referencia una tarifa de 100 m<sup>3</sup> anuales.

La figura 3 muestra el porcentaje que representan los dos tipos de servicios, suministro y alcantarillado y saneamiento, sobre el importe total de una tarifa de 100 m<sup>3</sup> anuales en las distintas áreas geográficas consideradas<sup>14</sup>. La información detallada para cada ciudad se muestra en el anexo 1. Se debe señalar que la parte correspondiente al suministro incluye tanto el consumo de agua como la cuota fija por el abastecimiento. Como se puede observar, el porcentaje que representa el alcantarillado y el saneamiento del agua cambia en función de la zona, variando desde el 19% de África hasta el 57% de Oceanía, y alcanzando un promedio del 43% para el total de las 236 ciudades. Por lo tanto, el importe medioambiental supone casi la mitad del total de la factura, por lo que su relevancia es más que considerable.

Esta diversidad de entender el cobro de la gestión de los diferentes servicios englobados en el ciclo integral del agua acaba configurando distintas

<sup>14</sup> Se excluyen los impuestos directos y otros conceptos incluidos en las tarifas.

estructuras tarifarias. Centrándonos en la distinción entre los tres tipos de servicios (abastecimiento, alcantarillado y saneamiento) y el importe que representa el consumo del bien, la tendencia general observada es que el usuario pague una proporción elevada por los servicios en relación al propio consumo de agua potable. Por ejemplo, en lo referente exclusivamente a los conceptos de suministro, el promedio que representa la tasa fija en nuestra muestra de ciudades<sup>15</sup>, que podría entenderse como el pago por el servicio y que incluiría los costes fijos, es del 34%, mientras que el consumo variable, que mide el grado de uso del bien, representa el 66%. Esta tendencia parece acomodarse a la extensión del diseño tarifario por bloques crecientes, ya que la tasa fija por abastecimiento representa, en promedio, un 42% del total de los conceptos de suministro en las ciudades que implantan este tipo de tarifa, mientras que esta cifra desciende hasta el 25% en las ciudades que tienen una tarifa de tipo uniforme. En cuanto a la relación entre el diseño tarifario y el pago medioambiental, las variaciones son significativas. Mientras que con la tarifa uniforme un 47% de la factura corresponde a este concepto (incluidas partes fijas y variables), con los bloques crecientes alcanzaría un 38% y con los bloques decrecientes un 58%.

Llegados a este punto, podemos afirmar que las distintas estructuras tarifarias tienen un componente muy importante más allá del propio consumo de agua potable. El precio final que el usuario percibe en su factura refleja, además del consumo efectuado, el importe de los diferentes servicios del agua, ya sea a través de una tasa fija por suministro de agua, a través de la implantación de una cuota única por alcantarillado y saneamiento o a través de la aplicación conjunta de ambas.

### 3. DETERMINANTES DE LA TARIFA DEL AGUA RESIDENCIAL

En las secciones previas de este estudio se han indicado los principios que deben guiar el diseño tarifario, se han descrito los tipos de tarifas más frecuentes en la actualidad y se ha analizado la relación entre el importe que representa el consumo del agua potable y los servicios vinculados a dicho consumo. Es decir, se ha profundizado en la configuración de las tarifas y en el peso relativo de cada concepto incluido en ellas. Ahora bien, ¿qué factores afectan al importe total de la tarifa del agua urbana? Como ya se ha apuntado previamente, la disponibilidad de recursos hídricos puede resultar un determinante de la estructura tarifaria, pero

<sup>15</sup> En estos cálculos se incluyen únicamente aquellas ciudades que aplican un importe variable y otro fijo referentes al concepto de abastecimiento.

también podría suponer un factor explicativo del precio del agua potable al influir sobre el coste operativo del suministro. Asimismo, otras variables que afecten a los costes del operador u otros factores geográficos y socioeconómicos podrían jugar un papel esencial en el cálculo de la factura del agua. En esta sección se va a intentar dar respuesta a esta cuestión a través de la estimación de un modelo econométrico que analiza la información recogida de un conjunto de ciudades que se detalla en el próximo apartado.

### 3.1. Datos

Nuestra base de datos está compuesta por información de 236 ciudades repartidas por 56 países. La lista pormenorizada de las de ciudades consideradas se incluye en el anexo 1. Esta muestra, que incorpora la mayoría de las ciudades más pobladas del mundo, se puede dividir en cinco grandes zonas geográficas: 128 ciudades pertenecen al continente europeo, 30 al continente asiático, 14 a Norteamérica, 39 a Centroamérica y Sudamérica, 18 a África y, finalmente, 7 se sitúan en Oceanía.

Antes de describir cómo se ha construido la base de datos relativa a las tarifas de agua residencial de cada ciudad, se debe precisar el criterio que se va a llevar a cabo para su cálculo. En concreto, se debe establecer una hipótesis sobre el consumo de agua potable residencial considerado como referente. La Organización Mundial de la Salud (Howard *et al.*, 2003) establece que la cantidad de agua potable que asegura unos estándares de salud y salubridad mínimos es de 50 litros por habitante y día. Sin embargo, los consumos varían ampliamente dependiendo del país analizado, siendo de unos 150 litros por persona y día en los países desarrollados<sup>16</sup> y mucho menor en los países en vías de desarrollo. Por lo tanto, una aproximación razonable al promedio mundial sería la de 100 litros por persona y día, lo que supondría un consumo anual per cápita de 36.500 litros. Tomando como referencia un hogar de tamaño medio compuesto por tres personas<sup>17</sup>, resultaría en un consumo total anual de 109.500 litros, lo que equivale a 109,5 m<sup>3</sup> anuales. Se ha aproximado este valor a la cifra redonda más cercana, por lo que en este estudio se ha considerado una tarifa media de 100 m<sup>3</sup> anuales. Por último, los supuestos específicos en algunos esquemas tarifarios se han establecido siguiendo las características

---

<sup>16</sup> Algunos países, como Estados Unidos con 300 litros por habitante y día, alcanzan cifras muy superiores.

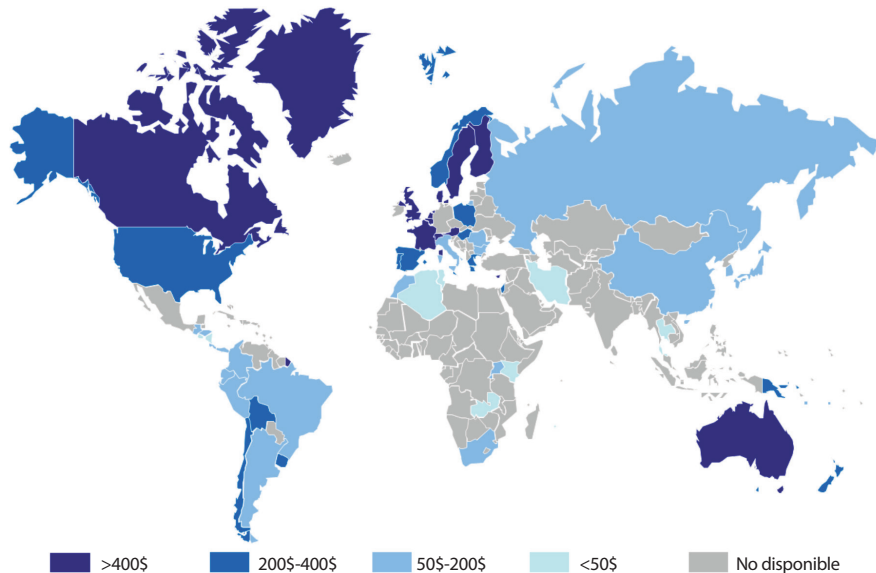
<sup>17</sup> Teniendo en cuenta las estadísticas elaboradas por Naciones Unidas para 2017 (Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, base de datos de tamaño y composición de los hogares).

más habituales de la población de referencia. Por ejemplo, se ha considerado un hogar de estrato medio en aquellas ciudades, principalmente sudamericanas, en las que la tarifa depende del nivel socioeconómico.

La fuente de datos de la mayoría de las ciudades son las estadísticas de la International Water Association, cuya última actualización incorpora datos del año 2015 (IWA, 2016). Esta base de datos detalla de manera pormenorizada el importe cargado por cada concepto incluido en una tarifa de 100 m<sup>3</sup> anuales valorado en dólares americanos referidos al año 2015. No obstante, estas estadísticas solo incluyen información de las tarifas de 143 ciudades<sup>18</sup>. Con el fin de ampliar la muestra, también se han incorporado los datos de otros 41 municipios recogidos en el informe anterior (IWA, 2014) referidos al año 2013, precios que han sido actualizados al año 2015 con el índice de precios al consumidor (IPC) de cada país obtenido de las Estadísticas Financieras Internacionales del Fondo Monetario Internacional (FMI, 2018). Debido a que había una notable falta de información para las áreas de Centroamérica, Sudamérica, África y Oceanía, se han obtenido datos referentes a otras 52 ciudades, situadas principalmente en estas zonas y tomados de los diferentes entes responsables del cobro de la tarifa en cada ciudad especificados en el anexo 2. Esta recopilación de información se ha realizado para los precios vigentes en el año 2015 en moneda local, por lo que ha sido necesario llevar a cabo una homogeneización de los datos de los distintos países. Para ello se han convertido los datos en moneda local a dólares americanos por medio del tipo de cambio oficial de 2015 provisto por el FMI (2018) en las mismas estadísticas.

En la figura 4 se muestra el promedio de la tarifa por países. Como se puede apreciar, los países con una tarifa mayor se sitúan en Norteamérica y Europa, mientras que los promedios en los países sudamericanos, africanos y asiáticos son, en general, menores. El promedio mundial se correspondería con una tarifa de 279\$, mientras que los extremos los ocuparían Dinamarca con 855\$ y Argelia con 9\$. A nivel municipal, la ciudad canadiense de Richmond alcanza la tarifa más elevada con 1.038\$, y la localidad de Ouargla en Argelia es, con 7\$, la ciudad donde el importe es menor. La información relativa a la tarifa de agua potable en cada ciudad medida para un consumo de 100 m<sup>3</sup> anuales por hogar se detalla en el anexo 1.

<sup>18</sup> Aunque las estadísticas de la International Water Association incluyen más información relativa a promedios nacionales y regionales, en nuestra base de datos se van a descartar estas observaciones y se incorporarán únicamente las referentes a ciudades.

**Figura 4.** Tarifas anuales promedio por países

Fuente: elaboración propia (ver anexo 2). Tarifa de 100 m<sup>3</sup> anuales medida en dólares americanos de 2015. Los datos de Rusia, Kenia y Tailandia no se incorporarán al modelo econométrico porque solo se dispone del promedio nacional.

### 3.2. Metodología

Con el fin de determinar los factores fundamentales de los que depende el importe total de la tarifa del agua residencial se va a especificar un modelo econométrico que incluya las principales variables que pueden afectarle. Uno de los principales problemas al que nos enfrentamos es el grado de desagregación de la información, ya que muchos datos están disponibles únicamente a nivel nacional, mientras que en el ámbito municipal su disponibilidad se ve reducida significativamente. Consecuentemente, los datos desagregados a nivel municipal se incluirán siempre y cuando estén disponibles, de lo contrario se incorporarán los datos referentes al país en su conjunto.

Para el planteamiento de las variables consideradas como determinantes se va a usar una perspectiva de la oferta, ya que el mercado del agua tiene una regulación especial que hace que el precio no pueda reaccionar a las variaciones de la demanda como lo haría el precio de un bien en un mercado sin intervención. Por lo tanto, se van a seleccionar fundamentalmente



factores que puedan influir sobre los costes y otras características de la oferta y no sobre la demanda efectuada por los usuarios<sup>19</sup>. Respecto a la literatura académica que ha abordado este análisis desde el lado de la oferta, como ya se ha comentado, es escasa. Algunos estudios se han centrado en el análisis exclusivo de los costes de los operadores (Renzetti, 1999), pero no analizan los determinantes de los precios. No obstante, se puede mencionar alguna excepción. García *et al.* (2005) demuestran, para el caso francés, que la estrategia comercial del operador afecta significativamente a la tarifa aplicada. Thorsten *et al.* (2009) analizan la relación de la factura del agua con multitud de factores institucionales, geográficos, relativos a los costes, a la demanda y al suministrador de los servicios en el estado de Carolina del Norte (EE. UU.). Estos autores concluyen que algunos factores de oferta como ciertas características del operador (coeficiente de explotación, fijación de tasas externas al operador, el tipo de financiación y la preferencia de los operadores a aplicar tasas asequibles), otros factores asociados a los costes (origen del agua y/o compras del recurso) o la climatología (temperatura) afectan a la tarifa. Por el contrario, otras variables que captan el nivel económico como la renta o el porcentaje de población por debajo del umbral de la pobreza no tienen una gran capacidad explicativa. Arbués *et al.* (2017), para el caso de los principales municipios españoles, únicamente identifican como factores que afectan positivamente al precio medio la cantidad de viviendas principales, mientras que negativamente afectaría la renta per cápita, el número de viviendas secundarias, la cantidad de precipitaciones, la altitud del municipio y el hecho de que la gestión sea directa. No obstante, estos tres estudios, Renzetti (1999), Thorsten *et al.* (2009) y Arbués *et al.* (2017), se circunscriben a una zona geográfica limitada, por lo que las diferencias con nuestro análisis son evidentes. El único artículo que tiene rasgos comparables con este estudio es Zetland y Gasson (2013), quienes utilizan una muestra de 302 ciudades situadas en 102 países distintos. Según estos autores, los factores que afectarían negativamente a la tarifa serían el tamaño de la población, la disponibilidad de agua y el riesgo de interrupción del suministro debido a la escasez, mientras que negativamente lo haría la cantidad demandada. Cuando se agregan los datos a nivel nacional, Zetland y Gasson (2013) encuentran que la renta per cápita y la gobernanza se correlacionan positivamente con las tarifas. Sin embargo, Zetland y Gasson (2013) incluyen un conjunto limitado de variables explicativas donde no se incorporan factores que otros análisis a nivel nacional sí que reflejan. Por lo tanto, nuestro ejercicio empírico va a tratar de subsanar este vacío existente en la literatura

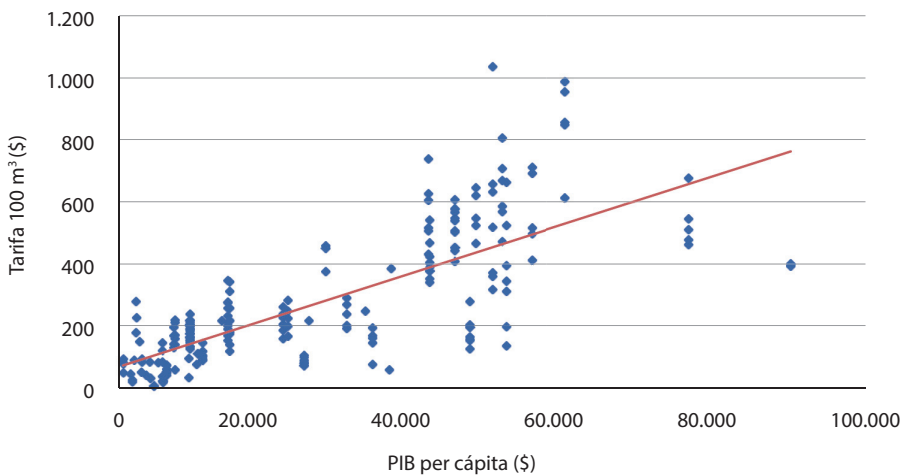
---

<sup>19</sup> Para profundizar en los modelos que tratan de estimar la demanda de los hogares, ver Arbués *et al.* (2003) y Worthington y Hoffman (2008).

incorporando una perspectiva internacional y una cantidad elevada de factores explicativos.

Centrándonos ahora en las variables que se van a considerar, es evidente que el nivel económico del país puede afectar a la factura del agua a través de varios mecanismos de transmisión. En los países con una mayor renta los salarios son más elevados, lo que repercute sobre los costes del operador. Además, se espera que los países más desarrollados inviertan más en tecnología, infraestructuras y mantenimiento de la red de suministro, lo que, de nuevo, incrementaría los costes. Otra cuestión que también podría afectar es el sistema tarifario encaminado a la recuperación de costes y a incentivar al ahorro del recurso, más arraigado en entornos económicamente desarrollados. Por lo tanto, se va a incluir en el modelo el PIB per cápita como variable que representa el grado de desarrollo económico. Debido a que esta magnitud no está disponible a nivel municipal en la mayoría de las ciudades, se va a incluir el dato nacional como aproximación de la renta per cápita del municipio. Esta información, que se muestra en la figura 5 en relación al importe de la tarifa, se ha obtenido de la base de datos del FMI (2018), y se ha expresado en dólares americanos del año 2015. Tal y como se intuye al observar las figuras 4 y 5, y como también se demuestra en Zetland y Gasson (2013), se espera que la renta per cápita y el importe de la tarifa estén positivamente relacionados.

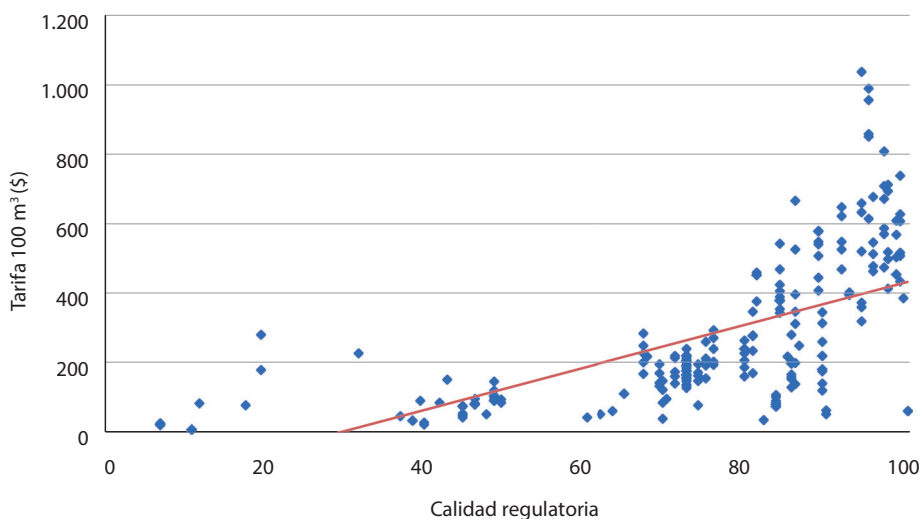
**Figura 5.** PIB per cápita e importe de la tarifa



Fuente: ver anexo 2 (tarifas) y FMI (PIB per cápita). Ambas magnitudes medidas en dólares americanos de 2015. La línea roja representa la tendencia lineal de la serie.

Como ya se ha mencionado en el apartado introductorio, un aspecto de suma importancia en el sector del agua es la gobernanza. Tal y como señalan Zetland y Gasson (2013), la gobernanza puede condicionar la gestión de los operadores. Además, una adecuada intervención pública está relacionada con la calidad del agua suministrada y con el alcance y el estado de la red de abastecimiento y saneamiento. Por tanto, la inversión en infraestructuras y la gobernanza estarían a su vez positivamente correlacionadas. En concreto, la dimensión de la gobernanza que más puede influir sobre el sector del agua es la calidad regulatoria de los Estados, por lo que será esta la variable explicativa que se incorpore al modelo empírico. Estos datos no se encuentran disponibles a nivel municipal, por lo que se incluirá el dato nacional correspondiente al año 2015 procedente de los *World Governance Indicators* del Banco Mundial (Kaufmann *et al.*, 2011). No obstante, aunque no se disponga de información desagregada, es razonable asumir que las variaciones dentro de un país no son elevadas. En este caso, se ha incluido la posición de cada país en un *ranking* que se distribuye en el intervalo (0, 100), ya que los valores brutos combinan valores positivos y negativos, lo que puede generar problemas en la interpretación. La figura 6 muestra el alto grado de correlación positiva existente entre tarifa y gobernanza.

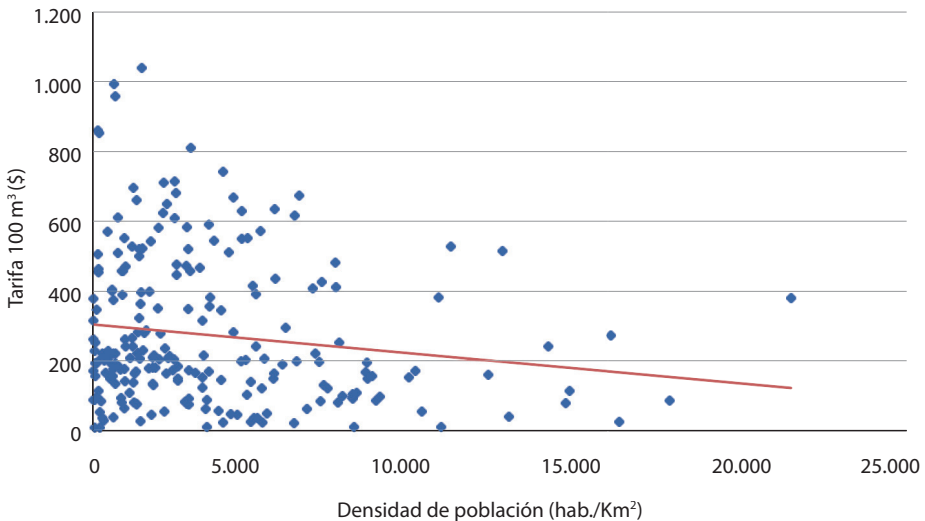
**Figura 6.** Calidad regulatoria del gobierno e importe de la tarifa



Fuente: ver anexo 2 (tarifas, dólares americanos de 2015) y Banco Mundial, *World Governance Indicators* (calidad regulatoria del gobierno). La línea roja representa la tendencia lineal de la serie.

Asimismo, otros factores referentes a las características de la red de abastecimiento podrían ser determinantes. Por un lado, la densidad de la población limita la longitud de la red para un mismo número de habitantes y, por tanto, puede estar vinculada con los costes requeridos para construir y mantener la infraestructura, por lo que se esperaría que la correlación entre tarifa y densidad de población fuese negativa<sup>20</sup>, tal y como se observa en la figura 7. La densidad de población se ha incluido como el número de habitantes por cada kilómetro cuadrado de superficie de la ciudad, información tomada de diversas fuentes oficiales. Por otro lado, el grado de alcance de la red, medido como el porcentaje de la población urbana que tiene acceso a una red mejorada de abastecimiento y saneamiento, también podría ser relevante. A pesar de que la base de datos *Aqueduct Water Risk Atlas*, del World Resources Institute, dispone de información a nivel municipal, no contiene datos para la totalidad de la muestra, por lo que se ha recogido la información a nivel nacional de la base de datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y UNICEF recogida en el *Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene* (JMP 2018), puesto que las cifras en el contexto nacional no suelen variar significativamente.

**Figura 7.** Densidad de población e importe de la tarifa

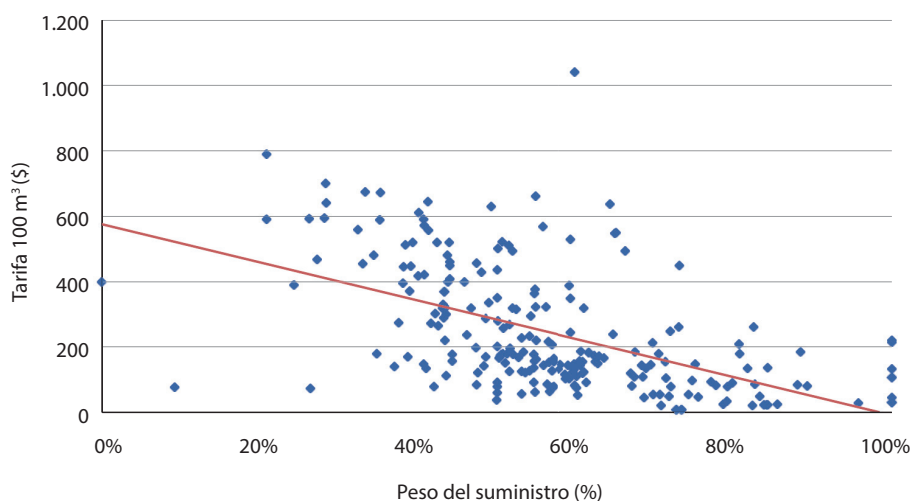


Fuente: ver anexo 2 (tarifas, dólares americanos de 2015) y diversas fuentes oficiales (densidad de población). La línea roja representa la tendencia lineal de la serie.

<sup>20</sup> No obstante, debe señalarse que los costes relacionados con las infraestructuras de la red de suministro en las ciudades con una mayor densidad de población, y que por tanto poseen unas redes de abastecimiento de menor longitud y de uso más intensivo, pueden verse aumentados por las llamadas deseconomías de aglomeración.

Otro elemento que podría ser relevante y que afecta a la estructura tarifaria es el peso relativo de los diferentes servicios relacionados con el ciclo integral del agua, cuestión descrita en la sección 2.3. Podría pensarse que la aplicación del principio de recuperación de costes, en concreto la recuperación de los costes medioambientales, puede influir positivamente sobre la tarifa. Por tanto, la proporción que supone el abastecimiento, tanto su tasa fija relacionada con los servicios de suministro como el importe variable dependiente del consumo, tendría una relación negativa con la tarifa. En la figura 8 se expone la relación entre el peso relativo de los conceptos relativos al suministro y la tarifa, indicando que cuanto mayor es el porcentaje de estas partidas sobre la tarifa, menor es el importe total o, lo que es lo mismo, que las tarifas se incrementan con el peso del pago medioambiental (alcantarillado y saneamiento) sobre el total.

**Figura 8.** Peso del suministro sobre la tarifa e importe de esta



Fuente: ver anexo 2. Tarifas valoradas en dólares americanos de 2015. La línea roja representa la tendencia lineal de la serie.

Como se ha apuntado previamente, los recursos hídricos disponibles en cada ciudad pueden afectar a los costes operativos del proceso de abastecimiento. Que la obtención del recurso sea superficial, subterránea o del medio marino, así como el tratamiento aplicado en cada caso para potabilizarlo, puede suponer una significativa variabilidad en los costes. Y, de acuerdo con el principio de recuperación de costes, estas partidas deberían incidir sobre el importe tarifario. Por ello, vamos a incluir diversas

variables explicativas que recojan este efecto. Esta información ha sido tomada de la base de datos *Aqueduct Water Risk Atlas* elaborado por Gassert *et al.* (2014) para el World Resources Institute y contiene datos desagregados para el año 2014. Por un lado, vamos a incorporar una medida del estrés hídrico medido como el porcentaje que representa la extracción de agua en todos los sectores sobre el total de agua azul<sup>21</sup> disponible. Valores más altos representan una disponibilidad menor del recurso y, por consiguiente, un mayor grado de competición entre usuarios. También vamos a incluir una medida que represente el coste de las infraestructuras destinadas a almacenar el agua para asegurar una disponibilidad ininterrumpida del recurso. Aunque en esta base de datos se recogen indicadores más precisos para captar este efecto como la capacidad total de almacenaje, estas variables no están disponibles para la mayoría de las ciudades, por lo que se va a aproximar mediante la variabilidad interestacional de los recursos hídricos que, evidentemente, tiene una alta correlación con la capacidad de acumulación de agua de los municipios. Concretamente, esta variable refleja la desviación estándar de la disponibilidad de agua sobre el promedio mensual. Asimismo, con el fin de captar los costes relacionados con el tratamiento del agua se va a incorporar el ratio de agua tratada y descargada en alta en relación a la disponibilidad total de agua azul. Valores más altos de esta variable indicarían una mayor dependencia de plantas de tratamiento, además de una potencial calidad inferior del recurso. Por lo tanto, las tres variables previamente descritas representarían los costes de acceso al recurso por parte del operador o los relacionados con las infraestructuras de almacenamiento o tratamiento, por lo que se podría esperar que todas ellas estuvieran relacionadas positivamente con la tarifa pagada por el usuario. Se debe señalar que se han incluido estas variables relativas a cada ciudad y normalizadas según el procedimiento descrito en Gassert *et al.* (2014), de forma que los valores se presentan en una escala del 0 al 5. Por otro lado, los estudios que han analizado cuestiones relacionadas han incluido como factores vinculados con la disponibilidad y los costes medidas más tradicionales, por lo que, en análisis alternativos, se considerarán dos variables *proxy*, las precipitaciones medias anuales de la ciudad y la temperatura media anual. Estos datos se han extraído de la base de datos *World Weather Information Service* suministrado por la *World Meteorological Organization*.

---

<sup>21</sup> El concepto de agua azul hace referencia al volumen de agua dulce disponible en los medios superficiales (lagos, ríos y embalses) y subterráneos (acuíferos).

Por último, la lógica nos conduce a pensar que el tipo de tarifa podría afectar a su importe final, ya que su cálculo está precisamente determinado por el diseño tarifario. Por lo tanto, se van a incorporar variables categóricas que representen cada tipo de tarifa. Asimismo, otro factor que puede resultar clave es la posición geográfica de la ciudad, por lo que se ha incluido una variable dicotómica por cada área geográfica. La tabla 2 muestra la relación entre el tipo de tarifa y el área geográfica en la que se sitúa la ciudad y el importe de la tarifa. Se puede observar cómo el promedio del importe de la tarifa para el diseño tarifario por bloques decrecientes y, en menor medida, según una tarifa uniforme, es mayor. No obstante, esta tendencia no se percibe si se analizan las distintas zonas por separado. En cuanto al efecto geográfico, las ciudades situadas en Norteamérica, Europa y Oceanía mantienen unas tarifas de agua residencial superiores a los municipios localizados en otras áreas.

**Tabla 2.** Promedio de la tarifa por tipo de tarifa y área geográfica

	Plana	Uniforme	Bloques crecientes	Bloques decrecientes	Todas las tarifas
África	9	86	54	N. d.	49
Asia	N. d.	62	106	N. d.	102
Centro y Sudamérica	231	217	108	N. d.	142
Europa	481	369	302	597	366
Norteamérica	1038	484	269	352	465
Oceanía	N. d.	556	380	N. d.	430
Mundo	272	349	207	515	279

Fuente: ver anexo 2. N. d.: no disponible.

Aunque, indudablemente, pueden existir otros factores que afecten al importe de la tarifa de agua, la disponibilidad de información es limitada, por lo que las descritas previamente serán las variables que se incorporarán al modelo empírico. Los principales estadísticos descriptivos para el conjunto de variables explicativas no dicotómicas se muestran en la tabla 3. Como se puede observar, se trata de una muestra bastante heterogénea en lo referente a la mayoría de las variables, lo que puede incidir sobre la elección del método de estimación más apropiado.

**Tabla 3.** Estadísticos descriptivos de las variables explicativas no dicotómicas

Variable	Medida	Promedio	Desviación típica	Valor máximo	Valor mínimo
PIB per cápita	\$ americanos de 2015	26.650	20.930	90.104	654
Calidad regulatoria	Ranking (0,100)	73,6	22,5	99,5	6,7
Densidad de población	Habitantes/km <sup>2</sup>	3.461	3.610	21.154	6
% población urbana con acceso	% sobre la población urbana total	98,5	4,4	100	65,0
% suministro sobre el importe	% de la cuota fija y del consumo sobre el importe total	56,9	17,3	100	0
Estrés hídrico	% de la extracción anual de agua sobre el total de agua azul disponible	0,9	3,4	36,4	0
Variación interestacional	Desviación estándar del agua azul sobre el promedio mensual	0,6	0,3	1,3	0,2
Proporción de agua tratada	% de agua previamente utilizada, tratada y descargada en alta	0,7	2,4	24,8	0
Precipitaciones medias anuales	Milímetros cúbicos	806	497	3460	3
Temperatura media anual	Grados Celsius	13	6	27	1

Fuentes: FMI (PIB per cápita, dólares americanos de 2015), *World Governance Indicators* del Banco Mundial (calidad regulatoria), JMP de OMS/UNICEF (población con acceso a la red de suministro), *Aqueduct Water Risk Atlas* del World Resources Institute (estrés hídrico, variación interestacional y ratio de agua tratada, las tres variables sin normalizar) y *World Weather Information Service* (precipitaciones y temperatura). La densidad de población se ha recogido de diversas fuentes oficiales. Ver anexo 2 para los datos sobre tarifas y para el porcentaje que representa el suministro sobre el importe total.

Enumerados los posibles determinantes que pueden afectar al importe total de la tarifa, podemos plantear un modelo con la siguiente especificación:

$$\begin{aligned} \text{tarifa}_i = & \beta_0 + \beta_1 \text{PIBpc}_i + \beta_2 \text{gobernanza}_i + \beta_3 \text{densidad}_i + \beta_4 \text{acceso}_i \\ & + \beta_5 \text{suministro}_i + \delta \cdot \text{CIA}'_i + \gamma \cdot \text{continente}'_i + \alpha \cdot \text{tipo tarifa}'_i + \epsilon_i \end{aligned} \quad (1)$$

donde  $i = 1, \dots, 236$ , es el indicador de la ciudad,  $\text{tarifa}_i$  es el importe total de una tarifa anual de 100 m<sup>3</sup>,  $\text{PIBpc}_i$  es el logaritmo del PIB per cápita referido



al conjunto del país, *gobernanza*<sub>*i*</sub>, es el logaritmo de la calidad regulatoria del país, *densidad*<sub>*i*</sub>, es el logaritmo de la densidad de población de la ciudad medida como el número de habitantes por cada kilómetro cuadrado de superficie, *acceso*<sub>*i*</sub>, es el porcentaje de acceso a la red de abastecimiento de la población urbana para el conjunto del país, *suministro*<sub>*i*</sub>, es el porcentaje de los conceptos relacionados con el suministro (servicios de abastecimiento y consumo) sobre el importe total de la tarifa, *CIA*<sub>*i*</sub>' es un vector en el que se incluyen todas las variables relacionadas con el ciclo integral del agua (estrés hídrico, variación interestacional y ratio de agua tratada, todas ellas normalizadas para adaptarse a una escala 0-5) a nivel municipal y  $\delta$  su vector de parámetros. Las variables dicotómicas se han incluido en tipo *tarifa*<sub>*i*</sub>' y *continente*<sub>*i*</sub>', dos vectores que incluyen el tipo de tarifa implantada en la ciudad y el área geográfica, respectivamente, mientras que  $\alpha$  y  $\gamma$  son sus correspondientes vectores de parámetros. Para evitar problemas de colinealidad se han incorporado todas las áreas geográficas, menos Europa, y todos los tipos de tarifa, menos la tarifa uniforme, en ambos casos las categorías con un mayor número de observaciones. Finalmente,  $\epsilon$ , es la perturbación aleatoria del modelo que, de acuerdo con las hipótesis estándar, sigue una distribución normal con media 0 y varianza constante. La estimación de los coeficientes  $\beta_0, \dots, \beta_5$  y de  $\delta$ ,  $\alpha$  y  $\gamma$  revelará la influencia que tiene cada variable sobre el importe total de la tarifa. Los resultados se presentan en la siguiente sección.

### 3.3. Resultados

#### *Resultados principales*

Antes de comentar los resultados de la estimación debe señalarse la potencial existencia de valores atípicos, tal y como se ha observado en un análisis previo. La utilización de la metodología estándar de los Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) generaría resultados sesgados si se comprueba la presencia de este tipo de valores, por lo que se ha empleado un procedimiento que es capaz de detectar valores atípicos y cuyos estimadores son robustos a su presencia. Esta metodología, propuesta inicialmente por Yohai (1987) para el caso univariante, proporciona estimadores del tipo MM, que se caracterizan por tener un punto de ruptura y un nivel de eficiencia elevados. Concretamente, se seguirá la metodología descrita en Verardi y Croux (2009), que detecta, en este caso, 32 observaciones atípicas. Los resultados de aplicar esta estrategia de estimación se muestran en la tabla 4. Se debe puntualizar que el número de observaciones consideradas se reduce ligeramente debido a la falta de información acerca de las variables medioambientales para tres ciudades.

**Tabla 4.** Resultados de la estimación del Modelo (1)

Log PIB per cápita	0,592*** (14,39)
Log Calidad regulatoria	0,251*** (8,04)
Log Densidad de población	-0,055*** (-3,97)
Porcentaje de la población urbana con acceso	-0,083*** (-11,25)
Peso del consumo y servicios de suministro	-0,008*** (-4,09)
Estrés hídrico	0,038* (1,70)
Proporción del agua tratada	-0,018 (-0,82)
Variación interestacional	-0,108*** (-3,44)
África	-0,490*** (-4,36)
Asia	-0,890*** (-12,47)
Centro y Sudamérica	-0,153** (-2,24)
Norteamérica	-0,152 (-0,74)
Oceanía	-0,050 (-0,45)
Tarifa plana	-0,739*** (-9,34)
Tarifa bloques crecientes	-0,154** (-2,49)
Tarifa bloques decrecientes	-0,057 (-0,28)
Constante	7,958*** (10,39)
<i>Pseudo-R2</i>	0,975
N.º de observaciones	233

Esta tabla muestra los resultados de la estimación del Modelo (1). Se presentan los resultados robustos a la presencia de valores atípicos según la metodología de Verardi y Croux (2009). *t*-ratios entre paréntesis. \*, \*\* y \*\*\* representan significatividad del coeficiente estimado al 10%, al 5% y al 1%, respectivamente.

Como se puede observar, la mayoría de las variables son estadísticamente significativas. Por un lado, las variables no categóricas que afectan positivamente

a la tarifa son el PIB per cápita, la calidad regulatoria y el estrés hídrico. El resultado obtenido para el PIB per cápita confirma los obtenidos por Zetland y Gasson (2013), entre otros. Su coeficiente estimado, que en este caso representa una elasticidad, indica que, por cada punto porcentual que aumenta el PIB per cápita, la tarifa anual crecería casi un 0,6%. Este efecto positivo y de gran magnitud se fundamenta tanto desde una perspectiva de la oferta, ya que a mayor nivel de vida, mayores serán los costes salariales y los precios de otros *inputs* del operador, como desde una perspectiva de la demanda, ya que se ha demostrado que la accesibilidad económica por parte de la población es un determinante de la tarifa (Thorsten *et al.*, 2009). Otra variable que influye positivamente sobre la tarifa es la calidad regulatoria del país. Tal y como se señala en Zetland (2011), la gobernanza, concretamente la relación de agencia mantenida entre el operador y las autoridades competentes, puede determinar la calidad del servicio. Cuando la gobernanza es adecuada, el control del servicio y la calidad exigida son mayores y, por tanto, el operador tiene que sufragar unos costes más elevados, lo que repercute en la tarifa. El coeficiente estimado indica que cuando el país escala un percentil en el *ranking* de calidad regulatoria, la tarifa se incrementaría un 0,25%. La última variable no dicotómica que afecta positivamente a la tarifa es el estrés hídrico. En este caso, cuando el estrés hídrico aumenta en un punto en la escala (0-5), la tarifa aumentaría casi un 0,04%. Esto resulta lógico, ya que una menor disponibilidad de agua encarece la obtención de la misma y, posiblemente, el tratamiento aplicado para potabilizarla. Consecuentemente, la falta de disponibilidad de agua tendría un impacto positivo sobre la tarifa. No obstante, debe señalarse que el coeficiente estimado es estadísticamente significativo únicamente al 10% y que el efecto es reducido en términos cuantitativos. Además, esta relación, como se comprobará en la siguiente sección, no se mantiene ante diversas variaciones en la especificación del modelo.

Por otro lado, las variables que influyen negativamente sobre el importe de la tarifa son la densidad de la población, el porcentaje de la población urbana con acceso a la red de abastecimiento y saneamiento, el peso relativo de los conceptos relativos al suministro y la variación interestacional. En cuanto a la densidad poblacional, por cada punto porcentual que aumenta, la tarifa anual descendería un 0,05%. Se reflejan, por tanto, aunque con un efecto limitado, las economías de escala que se generan con una concentración espacial mayor de la población. La segunda variable que hace reducir la tarifa sería el porcentaje de la población urbana que tiene acceso a una red mejorada de abastecimiento, en línea con lo obtenido por Zetland y Gasson (2013). Cuando aumenta en un punto porcentual la población con acceso, la tarifa descendería un 0,08% por lo que, de nuevo, es una relación cuantitativamente reducida. Una vez descontados los efectos del resto de variables, el coeficiente negativo de la proporción de población con acceso reflejaría

las ineficiencias generadas en las redes poco desarrolladas que se caracterizan por un uso poco intensivo de la tecnología, cuestión que depende en gran medida de la gobernanza<sup>22</sup>. El peso relativo de los conceptos incluidos en la tarifa también juega un papel relevante en el importe total de la factura del agua. Por cada punto porcentual que aumenta el peso de los servicios relacionados con el suministro o, lo que es lo mismo, por cada punto porcentual que disminuye el peso relativo relacionado con el alcantarillado y el saneamiento, la tarifa descendería un 0,008%, valor prácticamente insignificante. No obstante, se aprecian los efectos de la tendencia encaminada a la recuperación total de los costes, incluidos los medioambientales, que dan protagonismo al peso que supone el saneamiento sobre el importe total. En cuanto a la variación interestacional, el signo del coeficiente estimado es negativo, en contra de lo que intuitivamente se esperaría. Si la variación interestacional, valor comprendido en el intervalo (0,5), aumenta en un punto, la tarifa desciende un 0,1%. Esta relación podría estar captando indirectamente el efecto negativo que ejerce la disponibilidad de recursos que pueden repartirse a lo largo del año sobre la factura del agua, mientras que indica que las infraestructuras necesarias para almacenarlos no tienen un impacto positivo sobre la tarifa. Finalmente, el coeficiente estimado del ratio de agua tratada no es estadísticamente significativo, por lo que esta variable, que representaría el coste del tratamiento del agua y la dependencia de las infraestructuras necesarias, no tendría ningún efecto sobre el importe alcanzado por la tarifa.

En cuanto a la localización de la ciudad, las variables categóricas cuyo coeficiente estimado es estadísticamente significativo son las referidas a África, Asia y a Centro y Sudamérica. Como Europa es el continente que se ha excluido de la especificación, la interpretación de los resultados debe hacerse con respecto a esta zona. Por tanto, si la ciudad está situada en África, Asia o en Centro y Sudamérica su tarifa tiende a ser menor con respecto a los municipios europeos, mientras que si la ciudad está localizada en Norteamérica u Oceanía, el comportamiento no es estadísticamente distinto al de las ciudades europeas. Este resultado confirma lo obtenido en Hoque y Wichelns (2013), donde se indica que el importe de la factura del agua es menor en África y Asia con respecto a Europa, Norteamérica y Australia. Que el comportamiento de Norteamérica, Europa y Oceanía sea similar apunta a que, o bien no se captan los efectos que puede estar ocasionando la Directiva Marco del Agua, que obliga a los países miembros de la Unión Europea a cumplir con el principio de recuperación de costes y otra serie de objetivos, o bien

---

<sup>22</sup> De hecho, el coeficiente de correlación de Pearson entre las variables que miden la calidad regulatoria del gobierno y el porcentaje de población urbana con acceso a una red mejorada de abastecimiento es de casi el 0,5.

Norteamérica y Oceanía persiguen los mismos principios que la Directiva Marco del Agua.

En lo referente a las variables que recogen los tipos de tarifas, en este caso se ha excluido la tarifa uniforme de la especificación, por lo que los resultados deben examinarse con respecto a este esquema. Los coeficientes indican que, en los municipios que se fija una tarifa plana o una tarifa por bloques crecientes, el importe tiende a ser menor que en las ciudades con una tarifa uniforme. Por otro lado, si se impone una tarifa por bloques decrecientes, el importe final no tiene un nivel estadísticamente distinto al de la tarifa uniforme.

Por último, se debe destacar que el poder de explicación conjunto de las variables es muy elevado, ya que el *pseudo* coeficiente de determinación es de 0,975, valor extremadamente alto para un modelo de corte transversal de estas características. Es decir, las variables incorporadas tienen la capacidad de explicar casi la totalidad de las variaciones observadas entre la tarifa de agua en las distintas ciudades. No obstante, se debe advertir que este *pseudo-R<sup>2</sup>* se ve afectado positivamente por el tratamiento de los valores atípicos que se realiza, ya que asigna unos pesos relativos menores a estas observaciones.

### *Análisis de robustez*

En esta sección se va a comprobar la robustez de los resultados obtenidos en el apartado previo. Para ello se han empleado diversas especificaciones del Modelo (1) y un método de estimación alternativo. Asimismo, este procedimiento va a ampliar las conclusiones obtenidas previamente, ya que se introducen diversas variables endógenas y exógenas y, por tanto, se aborda el análisis desde diversas perspectivas. A continuación se describen los cinco ejercicios de robustez efectuados, presentando los resultados de las diversas estimaciones en la tabla 5 junto con los de la estimación principal con fines meramente comparativos:

- (a) Como se ha comentado previamente, nuestra muestra contiene observaciones muy heterogéneas entre sí. Uno de los motivos es que incluye ciudades de tamaños muy diversos. Con el fin de comprobar si este hecho interfiere en los resultados, se van a considerar únicamente las ciudades con más de 100.000 habitantes. Se ha elegido este umbral para no descartar demasiadas observaciones y, con ello, perder potencia en los resultados<sup>23</sup>. Como se puede comprobar en la columna (a) de la tabla 5, los

<sup>23</sup> Las conclusiones obtenidas en este ejercicio de robustez no se ven alteradas si el umbral se fija en tamaños de la población mayores.

resultados apenas varían. La única modificación con respecto a la estimación principal es la pérdida de significatividad del estrés hídrico, cuya relación con la tarifa es la más débil de entre todas las variables incorporadas que resultaban estadísticamente significativas.

- (b) Uno de los problemas típicos de los estimadores en entornos de corte transversal como nuestro caso es la presencia de heteroscedasticidad. Aunque los estimadores utilizados en la regresión principal son robustos a la presencia de valores atípicos, el inconveniente fundamental de nuestra muestra, la varianza puede no ser constante debido a la heterogeneidad de las observaciones. Para tratar este potencial problema se ha procedido a estimar el Modelo (1) de forma robusta mediante el uso de los estimadores de los errores estándar tipo Huber-White. Los resultados presentados en la columna (b) de la tabla 5 indican que varios determinantes dejan de ser estadísticamente significativos: el porcentaje de la población con acceso a la red, el peso de los servicios relacionados con el consumo sobre el importe total, el estrés hídrico y la variación interestacional. Por otro lado, la variable dicotómica que representa a Oceanía es ahora positiva y significativa, mientras que la tarifa plana pierde su significatividad. Estas alteraciones se deben a que se le asigna el mismo peso a todas las observaciones, incluidos los valores atípicos, por lo que los estimadores podrían estar sesgados y su eficiencia es menor. También es importante puntualizar que la capacidad de explicación del modelo, en este caso medida con el coeficiente de determinación estándar, se reduce, aunque sigue siendo elevada, hasta un 0,81. De nuevo, al considerar equitativamente todas las observaciones, también las variables exógenas pierden capacidad de explicación.
- (c) La fiscalidad indirecta aplicada en los distintos municipios de la muestra es muy variable. Como ya se ha mencionado, en algunos países como en Corea del Sur o China no se aplican impuestos indirectos sobre la tarifa del agua. Para comprobar que estas diferencias no afectan a las conclusiones obtenidas se va a cambiar la variable endógena del modelo de referencia por su valor neto de impuestos indirectos. Los resultados presentados en la columna (c) de la tabla 5 demuestran que las únicas diferencias con respecto a la estimación principal son, de nuevo, la pérdida de significatividad del estrés hídrico y de la variable categórica que recoge los países de Centroamérica y Sudamérica.
- (d) Como se ha descrito en el apartado anterior y se muestra en el anexo 2, la base de datos se ha construido de acuerdo con diversas fuentes. Con el fin de verificar que el proceso de recopilación de datos no ha afectado

a los resultados, se van a incluir únicamente las observaciones obtenidas de las estadísticas de la International Water Association, tanto sus datos referidos a 2013 y actualizados con el IPC como los datos de 2015. Se debe señalar que, de esta manera, el número de observaciones se reduce notablemente hasta 183, mientras que la variable dicotómica que capta la localización del municipio en Oceanía se elimina por problemas de colinealidad. La columna (d) de la tabla 5 indica que el estrés hídrico, la variación interestacional, África y la tarifa plana pierden su significatividad. Esta variación en los resultados se debería a la falta de información de algunas zonas geográficas, como África, Oceanía y Sudamérica, que ahora están infrarrepresentadas, y sugiere que las variables cuya significatividad estadística se ve reducida no son determinantes para las ciudades europeas, asiáticas y norteamericanas.

- (e) Los indicadores relacionados con el ciclo integral del agua que se han incorporado al modelo (estrés hídrico, variación interestacional y ratio de agua tratada) son más específicos en lo referente a la cuestión abordada, a la vez que captan más dimensiones que variables tradicionalmente introducidas en la literatura académica, como son las precipitaciones y la temperatura medias. Sin embargo, por razones de comparabilidad con anteriores estudios y porque, teniendo en cuenta estas variables más tradicionales el tamaño de la muestra aumenta ligeramente, intercambiaremos los indicadores relacionadas con el ciclo integral del agua por la temperatura y las precipitaciones medias. Este ejercicio, además, pretende ser una comprobación de la robustez de los resultados ante la modificación de las variables explicativas. En la última columna de la tabla 5 se muestran los resultados de este cambio de especificación. Mientras que la temperatura, al contrario que lo obtenido en Thorsten *et al.* (2009), no parece afectar al importe de la tarifa, las precipitaciones medias sí influyen sobre esta aminorándola. El razonamiento es sencillo: cuanto mayores son las precipitaciones, mayor es la disponibilidad de agua, menores los costes de acceso al recurso y más reducida, por tanto, la factura del agua. No obstante, este cambio de especificación reduce significativamente el coeficiente de determinación que desciende hasta el 0,792.

Finalmente, es importante señalar que se han realizado otros análisis de robustez: cambiando el grado de eficiencia del estimador, o incorporando al análisis únicamente las ciudades donde los municipios intervienen en la elaboración de las tarifas. En todos los casos se han obtenido resultados similares a los generados con la estimación principal. Es decir, que los factores que determinan en mayor medida el importe de la tarifa del agua son el PIB

per cápita y la calidad regulatoria y, con efectos cuantitativamente más reducidos, la densidad de población, el porcentaje de la población con acceso a la red de abastecimiento y el peso de los servicios relacionados con el consumo sobre el importe total. Mientras que el estrés hídrico, la proporción de agua tratada o la variabilidad interestacional de la disponibilidad de recursos tienen una influencia, si la tienen, débil o estadísticamente no significativa. Asimismo, en la mayoría de los casos, exceptuando determinadas especificaciones, el importe de la factura del agua cuando el esquema seguido es una tarifa plana o una tarifa por bloques crecientes es menor respecto a la tarifa uniforme, y las ciudades situadas en África, Asia y Centro y Sudamérica soportan unas tarifas menores que las localizadas en Europa, Oceanía o Norteamérica.

**Tabla 5.** Análisis de robustez

	Estimación principal	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)
Log PIB per cápita	0,592*** (14,39)	0,581*** (14,39)	0,364*** (5,40)	0,649*** (14,29)	0,579*** (15,82)	0,571*** (16,79)
Log Calidad regulatoria	0,251*** (8,04)	0,230*** (6,85)	0,537*** (5,71)	0,281*** (9,82)	0,264*** (6,81)	0,290*** (7,07)
Densidad de población	-0,055*** (-3,97)	-0,084*** (-4,42)	-0,044* (-1,77)	-0,053*** (-3,80)	-0,058*** (-3,06)	-0,028* (-1,77)
Porcentaje de la población urbana con acceso	-0,083*** (-11,25)	-0,080*** (-6,94)	-0,017 (-1,33)	-0,102*** (-15,96)	-0,128** (-2,52)	-0,091*** (-12,47)
Peso del consumo y servicios de suministro	-0,008*** (-4,09)	-0,008*** (-4,33)	-0,003 (-1,21)	-0,007* (-1,77)	-0,10*** (-4,80)	-0,009*** (-5,09)
Estrés hídrico	0,038* (1,70)	0,028 (1,19)	-0,046 (-1,25)	0,045 (1,53)	0,037 (1,45)	
Proporción del agua tratada	-0,018 (-0,82)	-0,005 (-0,18)	0,020 (0,46)	-0,010 (-0,41)	-0,005 (-0,17)	
Variación interestacional	-0,108*** (-3,44)	-0,089** (-2,50)	-0,006 (-0,12)	-0,092** (-2,14)	-0,070 (-1,52)	
Log Temperatura						0,007 (0,07)
Log Precipitaciones						-0,083*** (-3,95)
África	-0,490*** (-4,36)	-0,470*** (-3,52)	-0,791*** (-3,49)	-0,543*** (-5,72)	-1,446 (-1,44)	-0,612*** (-5,17)
Asia	-0,890*** (-12,47)	-0,912*** (-12,16)	-0,730*** (-6,93)	-0,817*** (-8,82)	-0,924*** (-10,68)	-0,955*** (-12,70)



**Tabla 5.** Análisis de robustez (cont.)

	Estimación principal	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)
Centro y Sudamérica	-0,153** (-2,24)	-0,223** (-2,54)	-0,199** (-2,52)	-0,110 (-1,23)	-0,315* (-1,73)	-0,255*** (-4,20)
Norteamérica	-0,152 (-0,74)	-0,145 (-0,76)	0,003 (0,02)	0,054 (0,14)	-0,124 (-0,58)	-0,242 (-0,38)
Oceanía	-0,050 (-0,45)	-0,090 (-0,58)	0,447** (2,26)	-0,006 (-0,07)	-	0,289** (2,08)
Tarifa plana	-0,739*** (-9,34)	-0,763*** (-10,56)	-0,228 (-0,66)	-0,856*** (-11,70)	0,053 (0,25)	0,097 (0,77)
Tarifa bloques crecientes	-0,154** (-2,49)	-0,150** (-2,15)	-0,164** (-2,11)	-0,147* (-1,90)	-0,207** (-1,98)	-0,088 (-0,75)
Tarifa bloques decrecientes	-0,057 (-0,28)	-0,074 (-0,48)	0,016 (0,14)	-0,221 (-0,49)	-0,119 (-0,49)	-0,056 (-0,18)
Constante	7,958*** (10,39)	8,045*** (7,25)	1,995* (1,70)	8,920*** (10,25)	12,544*** (2,61)	9,034*** (10,27)
$R^2$ o Pseudo- $R^2$	0,975	0,961	0,810	0,942	0,984	0,792
Nº de observaciones	233	208	233	233	183	236

Esta tabla muestra los resultados de la estimación del Modelo (1) para varias especificaciones (ver detalles en el texto principal). Se presentan los resultados robustos a la presencia de valores atípicos en (a), (c), (d) y (e) de acuerdo con Verardi y Croux (2009) y el *Pseudo-R*<sup>2</sup>, mientras que en (b) se utilizan estimadores robustos a heteroscedasticidad de tipo Huber-White y se muestra el *R*<sup>2</sup>. t-ratios entre paréntesis. \*, \*\* y \*\*\* representan significatividad del coeficiente estimado al 10%, al 5% y al 1%, respectivamente.

#### 4. CONCLUSIONES

A lo largo de este estudio se han descrito los principios que deben guiar la configuración de las tarifas de agua potable residencial en las ciudades, se han presentado los distintos tipos de estructuras tarifarias predominantes y se ha calculado el peso relativo de los servicios relacionados con el ciclo integral del agua sobre el importe total de la tarifa.

No obstante, el principal objetivo del presente estudio es el de determinar los factores que influyen sobre el importe final de la tarifa en un contexto internacional. Para ello, se ha construido una base de datos representativa a nivel global que incorpora 236 ciudades repartidas por todo el mundo y que incluye información detallada acerca de una tarifa anual de 100 m<sup>3</sup> en el año 2015. A continuación, se ha especificado un modelo econométrico en el que se

han incluido las variables que pueden influir sobre los costes que soporta el operador de los servicios del ciclo integral del agua y, por tanto, sobre el importe total de la tarifa de agua potable. Es decir, se aplica una perspectiva de oferta frente al análisis de los determinantes de la demanda más extendido en la literatura académica.

Los resultados de la estimación del modelo muestran que son los factores económicos e institucionales, como el PIB per cápita y la calidad de la gobernanza, los que determinan en mayor medida el importe total de la tarifa. Una mayor renta per cápita incrementa los costes salariales y otros *inputs* del operador, además de mejorar la accesibilidad económica por parte de los usuarios, lo que hace aumentar la tarifa. Por su parte, la calidad del servicio y de las infraestructuras, factores que también repercuten sobre los costes operativos, dependen de la gobernanza, medida en este caso como la capacidad regulatoria del país, por lo que este indicador también afecta positivamente a la tarifa. Por el contrario, la relación entre las variables medioambientales y el importe tarifario es más débil o, incluso, inexistente. Entre otros factores, se han considerado el estrés hídrico, la variabilidad en la disponibilidad de agua y la dependencia del agua tratada como fuente del suministro, obteniendo en todos los casos relaciones estadísticamente no significativas o muy frágiles ante cambios en la especificación. Esta conclusión apunta al incumplimiento del principio de recuperación de costes, ya que un mayor valor de dichas variables, aunque incrementaría los costes del operador, no se vería reflejado en la tarifa. Sin embargo, los resultados son coherentes con otra de las dimensiones que contempla este principio, la recuperación de los costes medioambientales. La estimación del modelo señala que el importe tarifario es más elevado cuando aumenta el peso relativo de los servicios relativos al saneamiento, es decir, cuando se mejoran las condiciones en las que se devuelve el recurso al ciclo integral del agua. Asimismo, se han considerado otros determinantes del importe tarifario. En las ciudades con un porcentaje de la población con acceso a la red de abastecimiento más elevado, valor relacionado con la eficiencia institucional, la tarifa es más reducida. También una mayor densidad de población afecta negativamente a la factura del agua, ya que se aprovechan las economías de escala generadas por una infraestructura de menor longitud. Descontando los efectos anteriores, se ha determinado que las ciudades situadas en África, Asia, Centroamérica y Sudamérica tienen unas tarifas inferiores con respecto a las localizadas en Europa, Oceanía o Norteamérica. Por último, en lo que refiere al diseño tarifario, se ha concluido que únicamente la tarifa por bloques crecientes tiene una relación sólida con el importe de la tarifa, en este caso aminorando el precio pagado por el usuario, mientras que las estructuras planas, uniformes o por bloques decrecientes no guardan una relación robusta con el importe tarifario.

## ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

### Figuras

Figura 1. Usos del agua por áreas geográficas.....	8
Figura 2. Tipos de tarifas por áreas geográficas.....	18
Figura 3. Peso relativo de los servicios en la tarifa .....	26
Figura 4. Tarifas anuales promedio por países.....	30
Figura 5. PIB per cápita e importe de la tarifa.....	32
Figura 6. Calidad regulatoria del gobierno e importe de la tarifa .....	33
Figura 7. Densidad de población e importe de la tarifa .....	34
Figura 8. Peso del suministro sobre la tarifa e importe de esta .....	35

### Tablas

Tabla 1. Responsables en la fijación de tarifas .....	10
Tabla 2. Promedio de la tarifa por tipo de tarifa y área geográfica .....	37
Tabla 3. Estadísticos descriptivos de las variables explicativas no dicotómicas .....	38
Tabla 4. Resultados de la estimación del Modelo (1) .....	40
Tabla 5. Análisis de robustez.....	46
Tabla A.1. Importe de las tarifas .....	56
Tabla A.2. Fuentes de información .....	63

**BIBLIOGRAFÍA**

- Arbués, F.; García-Valiñas, M. Á., y Martínez-Espiñeira, R. (2003). Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. *Journal of Socio-Economics*, 32(1), pp. 81-102.
- Arbués, F.; Sanaú, J., y Serrano, J. M. (2017). El precio del agua en las ciudades: efectos del modelo de gestión. *Papeles de Economía Española*, 153, pp. 48-64.
- Babel, M. S.; Gupta, A. D., y Pradhan, P. (2007). A multivariate econometric approach for domestic water demand modeling: an application to Kathmandu, Nepal. *Water Resources Management*, 21(3), pp. 573-589.
- Barberán, R., y Arbués, F. (2009). Equity in domestic water rates design. *Water Resources Management*, 23(10), pp. 2101-2118.
- Barde, J. A., y Lehmann, P. (2014). Distributional effects of water tariff reforms—An empirical study for Lima, Peru. *Water Resources and Economics*, 6, pp. 30-57.
- Beecher, J. A.; Mann, P. C.; Hegazy, Y., y Stanford, J. D. (1994). *Revenue effects of water conservation and conservation pricing: Issues and practices*. Columbus, OH: National Regulatory Research Institute.
- Boland, J. J., y Whittington, D. (2000). Water tariff design in developing countries: disadvantages of increasing block tariffs (IBTs) and advantages of uniform price with rebate (UPR) designs. *World Bank Water and Sanitation Program*, Washington, DC, 37.
- Dahan, M., y Nisan, U. (2007). Unintended consequences of increasing block tariffs pricing policy in urban water. *Water Resources Research*, 43(3).
- Dalhuisen, J., y Nijkamp, P. (2002). Critical factors for achieving multiple goals with water tariff systems: Combining limited data sources and expert testimony. *Water Resources Research*, 38(7), pp. 1-11.
- Dinar, A., y Subramanian, A. (1997). *Water pricing experiences: An international perspective*. The World Bank.
- FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación (2018). *Sistema de Información sobre el Uso del Agua en la Agricultura (AQUASTAT)*.

Disponible en: [www.fao.org/nr/water/aquastat/main/indexesp.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/indexesp.stm) (acceso en abril, 2018).

FMI - Fondo Monetario Internacional (2018). *Estadísticas Financieras Internacionales*. Disponible en: [www.data.imf.org](http://www.data.imf.org) (acceso en abril, 2018).

García, S.; Guérin-Schneider, L., y Fauquert, G. (2005). Analysis of water price determinants in France: cost recovery, competition for the market and operator's strategy. *Water Science and Technology: Water Supply*, 5(6), pp. 173-181.

García, S., y Reynaud, A. (2004). Estimating the benefits of efficient water pricing in France. *Resource and Energy Economics*, 26(1), pp. 1-25.

García-Valiñas, M. Á. (2005). Efficiency and equity in natural resources pricing: a proposal for urban water distribution service. *Environmental and Resource Economics*, 32(2), pp. 183-204.

Gassert, F.; Luck, M.; Landis, M.; Reig, P., y Shiao, T. (2014). Aqueduct global maps 2.1: Constructing decision-relevant global water risk indicators. World Resources Institute.

Gaudin, S. (2006). Effect of price information on residential water demand. *Applied Economics*, 38(4), pp. 383-393.

Grafton, R. Q.; Ward, M. B.; To, H., y Kompas, T. (2011). Determinants of residential water consumption: Evidence and analysis from a 10-country household survey. *Water Resources Research*, 47(8).

Hajispyrou, S.; Koundouri, P., y Pashardes, P. (2002). Household demand and welfare: implications of water pricing in Cyprus. *Environment and Development Economics*, 7(4), pp. 659-685.

Hewitt, J. A. (2000). Una investigación sobre las razones por las cuales las empresas de servicios públicos seleccionan estructuras específicas de tarifas residenciales. *La economía política de las reformas de los precios del agua*.

Hoque, S. F., y Wichelns, D. (2013). State-of-the-art review: designing urban water tariffs to recover costs and promote wise use. *International Journal of Water Resources Development*, 29(3), pp. 472-491.

- Howard, G.; Bartram, J.; Water, S., y Organización Mundial de la Salud (2003). *Domestic water quantity, service level and health*.
- Inman, D., y Jeffrey, P. (2006). A review of residential water conservation tool performance and influences on implementation effectiveness. *Urban Water Journal*, 3(3), pp. 127-143.
- International Water Association (2014). *International Statistics for Water Services*, Int. Water Assoc., London.
- International Water Association (2016). *International Statistics for Water Services*, Int. Water Assoc., London.
- Jaglin, S. (2002). The right to water versus cost recovery: participation, urban water supply and the poor in sub-Saharan Africa. *Environment and Urbanization*, 14(1), pp. 231-245.
- JMP - Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene (2018). Disponible en: [www.washdata.org/data](http://www.washdata.org/data) (acceso en abril, 2018).
- Kampragou, E.; Lekkas, D. F., y Assimacopoulos, D. (2011). Water demand management: implementation principles and indicative case studies. *Water and Environment Journal*, 25(4), pp. 466-476.
- Kanakoudis, V.; Gonelas, K., y Tolikas, D. (2011). Basic principles for urban water value assessment and price setting towards its full cost recovery-pinpointing the role of the water losses. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 60(1), pp. 27-39.
- Kaufmann, D.; Kraay, A., y Mastruzzi, M. (2011). The worldwide governance indicators: methodology and analytical issues. *Hague Journal on the Rule of Law*, 3(2), pp. 220-246.
- Komives, K. (2005). Water, electricity, and the poor: Who benefits from utility subsidies? *World Bank Publications*.
- Liu, J.; Savenije, H. H., y Xu, J. (2003). Water as an economic good and water tariff design: Comparison between IBT-con and IRT-cap. *Physics and Chemistry of the Earth*, parts A/B/C, 28(4-5), pp. 209-217.
- López-Nicolás, A.; Pulido-Velázquez, M.; Rougé, C.; Harou, J. J., y Escrivá-Bou, A. (2018). Design and assessment of an efficient and equitable

dynamic urban water tariff. Application to the city of Valencia, Spain. *Environmental Modelling & Software*, 101, pp. 137-145.

Mandri-Perrott, C., y Stiggers, D. (2013). *Public private partnerships in the water sector*. Iwa Publishing.

Marín, P. (2009). *Public private partnerships for urban water utilities: A review of experiences in developing countries* (vol. 8). World Bank Publications.

Martins, R.; Cruz, L., y Barata, E. (2013). Water price regulation: a review of Portuguese tariff recommendations. *Public Organization Review*, 13(2), pp. 197-205.

Mitchell, D.; Hanak, E.; Baerenklau, K.; Escriva-Bou, A.; McCann, H.; Pérez-Urdiales, M., y Schwabe, K. (2017). Building Drought Resilience in California's Cities and Suburbs. *Public Policy Institute of California*.

Molinos-Senante, M. (2014). Water rate to manage residential water demand with seasonality: peak-load pricing and increasing block rates approach. *Water Policy*, 16(5), pp. 930-944.

Monteiro, H., y Roseta-Palma, C. (2011). Pricing for scarcity? An efficiency analysis of increasing block tariffs. *Water Resources Research*, 47(6).

Naciones Unidas, PNUD (2000). Los Objetivos de Desarrollo del Milenio. Nueva York: Naciones Unidas. <http://www.un.org/es/millenniumgoals/>

Naciones Unidas, PNUD (2015). Los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Nueva York: Naciones Unidas. <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

Nauges, C., y Whittington, D. (2009). Estimation of water demand in developing countries: An overview. *World Bank Research Observer*, 25(2), pp. 263-294.

Nauges, C., y Whittington, D. (2017). Evaluating the performance of alternative municipal water tariff designs: Quantifying the tradeoffs between equity, economic efficiency, and cost recovery. *World Development*, 91, pp. 125-143.

Olmstead, S. M.; Hanemann, W. M., y Stavins, R. N. (2007). Water demand under alternative price structures. *Journal of Environmental Economics and Management*, 54(2), pp. 181-198.

- Olmstead, S. M., y Stavins, R. N. (2009). Comparing price and nonprice approaches to urban water conservation. *Water Resources Research*, 45(4).
- Organisation for Economic Co-operation and Development (2009). Managing water for all: an OECD perspective on pricing and financing. OECD Publishing.
- Ouda, O. K. (2013). Review of Saudi Arabia municipal water tariff. *World Environment*, 3(2), pp. 66-70.
- Pinto, F. S., y Marques, R. C. (2016). Tariff suitability framework for water supply services. *Water Resources Management*, 30(6), pp. 2037-2053.
- Qi, C., y Chang, N. B. (2011). System dynamics modeling for municipal water demand estimation in an urban region under uncertain economic impacts. *Journal of Environmental Management*, 92(6), pp. 1628-1641.
- Raghavendra, S. (2006). Re-examining the 'low water tariff' hypothesis: lessons from Hyderabad, India. *Urban Water Journal*, 3(4), pp. 235-247.
- Renzetti, S. (1999). Municipal water supply and sewage treatment: costs, prices, and distortions. *Canadian Journal of Economics*, pp. 688-704.
- Rogers, P.; De Silva, R., y Bhatia, R. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency and sustainability. *Water Policy*, 4(1), pp. 1-17.
- Rougé, C.; Harou, J. J.; Pulido-Velázquez, M.; Matrosov, E. S.; Garrone, P.; Marzano, R., y Rizzoli, A. E. (2018). Assessment of Smart-Meter-Enabled Dynamic Pricing at Utility and River Basin Scale. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 144(5), 04018019.
- Singh, M. R.; Upadhyay, V., y Mittal, A. K. (2005). Urban water tariff structure and cost recovery opportunities in India. *Water Science and Technology*, 52(12), pp. 43-51.
- Strong, A., y Goemans, C. (2014). Quantity uncertainty and demand: The case of water smart reader ownership. *The BE Journal of Economic Analysis & Policy*, 14(3), pp. 669-694.
- Thorsten, R. E.; Eskaf, S., y Hughes, J. (2009). Cost plus: Estimating real determinants of water and sewer bills. *Public Works Management & Policy*, 13(3), pp. 224-238.



- Tortajada, C. (2006). Water management in Singapore. *Water Resources Development*, 22(2), pp. 227-240.
- Verardi, V., y Croux, C. (2009). Robust regression in Stata. *Stata Journal*, 9(3), pp. 439-453.
- Whittington, D. (1992). Possible adverse effects of increasing block water tariffs in developing countries. *Economic Development and Cultural Change*, 41(1), pp. 75-87.
- Whittington, D. (2003). Municipal water pricing and tariff design: a reform agenda for South Asia. *Water Policy*, 5(1), pp. 61-76.
- Wichelns, D. (2013). Enhancing the performance of water prices and tariff structures in achieving socially desirable outcomes. *International Journal of Water Resources Development*, 29(3), pp. 310-326.
- Worthington, A. C., y Hoffman, M. (2008). An empirical survey of residential water demand modelling. *Journal of Economic Surveys*, 22(5), 842-871.
- Yohai, V. (1987). High Breakdown-point and high efficiency estimates for regression. *Annals of Statistics*, 15, pp. 642-656.
- Zetland, D. (2011). The end of abundance: economic solutions to water scarcity. *Aquanomics Press*.
- Zetland, D., y Gasson, C. (2013). A global survey of urban water tariffs: are they sustainable, efficient and fair? *International Journal of Water Resources Development*, 29(3), pp. 327-342.

**ANEXO 1. TARIFAS POR 100 M<sup>3</sup>**

A continuación se presenta la muestra de ciudades utilizada en este estudio, el país de pertenencia, la tarifa en el año 2015 por un consumo de 100 m<sup>3</sup> anuales medida en dólares americanos, así como el porcentaje que representan los conceptos relacionados con el suministro y con el alcantarillado y el saneamiento en la factura total. Para el cálculo de estos porcentajes se han excluido tanto los impuestos directos como otros conceptos no relacionados con estos servicios. Para más detalles acerca del cálculo de la tarifa, ver Sección 3.1. La lista está ordenada de mayor a menor de acuerdo con la tarifa.

**Tabla A.1.** Importe de las tarifas

	Ciudad	País	Importe total (\$)	Porcentaje suministro	Porcentaje alcantarillado y saneamiento
1	Richmond	Canadá	1.038	60,0	40
2	Odense	Dinamarca	991	28,3	72
3	Aarhus	Dinamarca	957	35,2	65
4	Esbjerg	Dinamarca	859	28,2	72
5	Aalborg	Dinamarca	852	35,1	65
6	Róterdam	Países Bajos	809	20,8	79
7	Melbourne	Australia	754	51,3	49
8	Glasgow	Reino Unido	740	0,0	100
9	Sídney	Australia	723	36,3	64
10	Linköping	Suecia	713	40,8	59
11	Maastricht	Países Bajos	709	33,3	67
12	Gotemburgo	Suecia	694	41,3	59
13	Berna	Suiza	679	41,2	59
14	Canberra	Australia	679	42,0	58
15	La Haya	Países Bajos	672	28,4	72
16	Washington D.C.	USA	666	26,3	74
17	Regina	Canadá	660	54,9	45
18	Salzburgo	Austria	648	40,7	59
19	Vancouver	Canadá	634	64,4	36
20	Mánchester	Reino Unido	628	49,2	51
21	Graz	Austria	623	55,7	44
22	Copenhage	Dinamarca	615	45,8	54
23	Turku	Finlandia	610	51,9	48

**Tabla A.1.** Importe de las tarifas (cont.)

	Ciudad	País	Importe total (\$)	Porcentaje suministro	Porcentaje alcantarillado y saneamiento
24	Cardiff	Reino Unido	608	40,0	60
25	Utrecht	Países Bajos	589	20,8	79
26	Lieja	Bélgica	581	65,2	35
27	Charleroi	Bélgica	579	65,1	35
28	Amsterdam	Países Bajos	571	32,4	68
29	Tampere	Finlandia	569	44,0	56
30	Cortrique	Bélgica	550	39,3	61
31	Viena	Austria	550	50,0	50
32	Zúrich	Suiza	548	43,9	56
33	El Havre	Francia	543	44,0	56
34	Lovaina	Bélgica	542	38,4	62
35	Nueva York	USA	527	59,4	41
36	Innsbruck	Austria	527	43,7	56
37	Calgary	Canadá	521	50,6	49
38	Upsala	Suecia	519	40,0	60
39	Leeds	Reino Unido	519	42,3	58
40	Ginebra	Suiza	513	66,4	34
41	Birmingham	Reino Unido	510	51,5	49
42	Genk	Bélgica	509	34,4	66
43	Oulu	Finlandia	505	44,0	56
44	Malmö	Suecia	500	43,1	57
45	Basilea	Suiza	480	47,4	53
46	Eindhoven	Países Bajos	475	27,2	73
47	Brest	Francia	470	38,1	62
48	Linz	Austria	469	48,0	52
49	Lausana	Suiza	465	73,2	27
50	Nicosia	Chipre	462	33,0	67
51	Espoo	Finlandia	456	43,3	57
52	Helsinki	Finlandia	456	43,3	57
53	Vantaa	Finlandia	456	43,3	57
54	Lárnaca	Chipre	454	39,0	61
55	Limasol	Chipre	453	38,1	62
56	Amberes	Bélgica	446	40,8	59
57	Londres	Reino Unido	435	50,0	50
58	Nancy	Francia	425	59,5	41
59	Estocolmo	Suecia	415	43,2	57

**Tabla A.1.** Importe de las tarifas (cont.)

	Ciudad	País	Importe total (\$)	Porcentaje suministro	Porcentaje alcantarillado y saneamiento
60	Bruselas	Bélgica	410	59,3	41
61	Lille	Francia	407	43,1	57
62	Trondheim	Noruega	403	42,1	58
63	Bergen	Noruega	399	43,5	57
64	Dénver	USA	398	43,8	56
65	Oslo	Noruega	396	46,7	53
66	Burdeos	Francia	391	54,8	45
67	Wellington	Nueva Zelanda	388	24,3	76
68	Lyon	Francia	381	61,2	39
69	Marsella	Francia	380	51,9	48
70	París	Francia	380	43,5	57
71	Pafos	Chipre	377	38,9	61
72	Durham	Canadá	374	54,7	45
73	Winnipeg	Canadá	362	54,7	45
74	Estrasburgo	Francia	355	48,6	51
75	Radom	Polonia	349	50,0	50
76	Minneapolis	USA	348	48,9	51
77	La Serena	Chile	346	54,2	46
78	Reims	Francia	344	41,6	58
79	Saskatoon	Canadá	321	56,2	44
80	Copiapó	Chile	315	64,9	35
81	Los Ángeles	USA	314	52,4	48
82	Valencia	España	294	51,5	48
83	Atenas	Grecia	286	59,4	41
84	La Paz	Bolivia	282	42,5	57
85	Sendai	Japón	282	73,1	27
86	Tarnow	Polonia	280	37,5	62
87	Bydgoszcz	Polonia	278	50,1	50
88	Barcelona	España	273	72,0	28
89	Sintra	Portugal	265	50,8	49
90	Antofagasta	Chile	261	82,5	17
91	Pécs	Hungría	261	56,9	43
92	Jerusalén	Israel	251	100,0	0
93	Alejandrópolis	Grecia	251	69,8	30
94	Pitesti	Rumanía	241	51,6	48
95	Braga	Portugal	241	53,1	47

**Tabla A.1.** Importe de las tarifas (cont.)

	Ciudad	País	Importe total (\$)	Porcentaje suministro	Porcentaje alcantarillado y saneamiento
96	Loures	Portugal	240	54,1	46
97	Sevilla	España	240	43,4	57
98	Breslavia	Polonia	235	46,1	54
99	Puerto Moresby	Papua Nueva Guinea	229	80,7	19
100	Coimbra	Portugal	229	56,4	44
101	Igoumenitsa	Grecia	228	62,6	37
102	Arad	Rumanía	222	50,7	49
103	Razgrad	Bulgaria	221	88,5	12
104	Quillota	Chile	221	50,4	50
105	San Felipe	Chile	221	50,4	50
106	Alba	Rumanía	221	51,2	49
107	Satu Mare	Rumanía	220	54,6	45
108	Malta - Media*	Malta	220	100,0	0
109	Montevideo	Uruguay	220	54,9	45
110	Stara Zagora	Bulgaria	215	80,8	19
111	Budapest	Hungría	214	38,7	61
112	Braila	Rumanía	214	62,5	38
113	Cluj-Napoca	Rumanía	209	48,5	51
114	Faro	Portugal	208	47,3	53
115	Constanta	Rumanía	208	52,6	47
116	Sapporo	Japón	207	100,0	0
117	Buzau	Rumanía	205	63,7	36
118	Madrid	España	205	60,7	39
119	Debrecen	Hungría	205	54,9	45
120	Timisoara	Rumanía	204	50,2	50
121	Tg Mures	Rumanía	203	57,1	43
122	Serres	Grecia	203	75,2	25
123	Chicago	USA	201	50,0	50
124	Fukuoka	Japón	199	53,3	47
125	Tokyo	Japón	198	67,6	32
126	Bogotá	Colombia	198	63,1	37
127	Turín	Italia	197	34,8	65
128	Bilbao	España	195	52,0	48
129	Bistrita	Rumanía	195	60,6	39
130	Miskolc	Hungría	193	56,5	43

**Tabla A.1.** Importe de las tarifas (cont.)

	Ciudad	País	Importe total (\$)	Porcentaje suministro	Porcentaje alcantarillado y saneamiento
131	Vrancea	Rumanía	192	57,1	43
132	Viseu de Sus	Rumanía	192	61,0	39
133	Oporto	Portugal	189	70,6	29
134	Medias	Rumanía	186	51,0	49
135	Valparaíso	Chile	183	61,8	38
136	Viña del Mar	Chile	183	61,8	38
137	Cochabamba	Bolivia	180	71,4	29
138	Suceava	Rumanía	179	58,1	42
139	Oradea	Rumanía	178	68,4	32
140	Brasov	Rumanía	177	59,2	41
141	Temuco	Chile	177	44,3	56
142	Burgas	Bulgaria	174	59,9	40
143	Bolonia	Italia	172	44,3	56
144	Bialystok	Polonia	172	50,4	50
145	Soacha	Colombia	171	59,9	40
146	Salónica	Grecia	170	60,7	39
147	Miercurea Ciuc	Rumanía	168	54,6	45
148	Hiroshima	Japón	168	54,7	45
149	Bucarest	Rumanía	167	81,8	18
150	Resita	Rumanía	166	69,0	31
151	Iasi	Rumanía	164	57,9	42
152	Roma	Italia	163	40,7	59
153	Pleven	Bulgaria	163	84,3	16
154	Lisboa	Portugal	162	69,5	30
155	Osaka	Japón	160	62,9	37
156	Brasilia DF	Brasil	159	50,0	50
157	Calarasi	Rumanía	158	56,9	43
158	Kaposvár	Hungría	156	61,1	39
159	Giurgiu	Rumanía	156	51,5	48
160	Yokohama	Japón	155	55,8	44
161	Port Vila	Vanuatu	153	59,9	40
162	Craiova	Rumanía	152	59,8	40
163	Nápoles	Italia	149	59,7	40
164	Trujillo	Perú	149	40,9	59
165	Baia Mare	Rumanía	148	61,0	39
166	Rio de Janeiro	Brasil	147	54,1	46

**Tabla A.1.** Importe de las tarifas (cont.)

	Ciudad	País	Importe total (\$)	Porcentaje suministro	Porcentaje alcantarillado y saneamiento
167	Cali	Colombia	144	53,1	47
168	Sofia	Bulgaria	142	67,1	33
169	Concepción	Chile	142	48,3	52
170	Miami	USA	139	37,0	63
171	Sibiu	Rumanía	137	60,2	40
172	Deva	Rumanía	134	67,5	33
173	Pereira	Colombia	134	58,8	41
174	Nagoya	Japón	130	53,5	46
175	Severin	Rumanía	129	71,5	29
176	Lima	Perú	123	43,6	56
177	Santiago de Chile	Chile	121	47,5	53
178	Natal	Brasil	121	58,8	41
179	Colón	Panamá	113	100,0	0
180	Panamá	Panamá	113	100,0	0
181	Ulsan	Corea del Sur	108	68,5	31
182	Fortaleza	Brasil	107	54,6	45
183	São Paulo - Sumaré	Brasil	105	50,0	50
184	Busan	Corea del Sur	102	59,3	41
185	San José	Costa Rica	98	77,2	23
186	São Paulo - Mauá	Brasil	97	47,4	53
187	Jinja	Uganda	97	74,8	25
188	Casablanca	Marruecos	96	79,9	20
189	Tegucigalpa	Honduras	93	79,3	21
190	São Paulo - Porto Ferreira	Brasil	92	57,1	43
191	São Paulo - Limeira	Brasil	92	50,0	50
192	Incheon	Corea del Sur	92	61,4	39
193	Suva	Fiji	87	9,3	91
194	Mohammedia	Marruecos	87	77,8	22
195	Chiclayo	Perú	87	42,0	58
196	Seúl	Corea del Sur	86	56,3	44
197	Kampala	Uganda	85	82,7	17
198	Quito	Ecuador	85	72,2	28
199	Mbarara	Uganda	84	88,1	12
200	Daegu	Corea del Sur	82	60,0	40

**Tabla A.1. Importe de las tarifas (cont.)**

	Ciudad	País	Importe total (\$)	Porcentaje suministro	Porcentaje alcantarillado y saneamiento
201	Entebbe	Uganda	80	89,3	11
202	Gyeonggi	Corea del Sur	80	67,2	33
203	Milán	Italia	79	26,4	74
204	Buenos Aires	Argentina	79	50,0	50
205	Pekín	China	77	60,3	40
206	Daejeon	Corea del Sur	76	57,0	43
207	Tianjin	China	75	74,4	26
208	Gwangju	Corea del Sur	75	60,2	40
209	Kaohsiung	Taiwán (China)	64	56,6	43
210	Johannesburgo	Sudáfrica	62	69,9	30
211	Hong Kong	Hong Kong (China)	62	54,7	45
212	Shanghái	China	56	53,0	47
213	Taipéi	Taiwán (China)	54	70,8	29
214	Ciudad de Guatemala	Guatemala	53	83,3	17
215	Kigali	Ruanda	52	100,0	0
216	Shenzhen	China	49	71,9	28
217	Lusaka	Zambia	47	75,6	24
218	San Salvador	El Salvador	44	95,8	4
219	Cantón	China	44	68,7	31
220	Arequipa	Perú	40	79,2	21
221	Mauricio	Mauricio	37	49,9	50
222	Nabeul	Túnez	35	100,0	0
223	Sfax	Túnez	35	100,0	0
224	Túnez	Túnez	35	100,0	0
225	León	Nicaragua	29	78,7	21
226	Teherán	Irán	27	85,6	14
227	Bandar Abbas	Irán	24	84,3	16
228	Tabriz	Irán	24	84,2	16
229	Isfahán	Irán	24	83,9	16
230	Managua	Nicaragua	23	70,9	29
231	Shiraz	Irán	22	82,4	18
232	Argel	Argelia	9	72,8	27
233	Constantina	Argelia	9	72,8	27
234	Orán	Argelia	9	72,8	27
235	Chlef	Argelia	9	73,5	27
236	Ouargla	Argelia	8	73,4	27

Fuente: ver anexo 2. El importe total de la tarifa está medido en dólares americanos de 2015.



## ANEXO 2. FUENTES DE DATOS

La siguiente tabla detalla las fuentes de información de las que se han extraído los datos para el cálculo de las tarifas, además de las incluidas en las estadísticas de la International Water Association (IWA, 2014, y IWA, 2016).

**Tabla A.2.** Fuentes de información

<b>Centroamérica</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- San José: Autoridad Reguladora de los Servicios Públicos (ARESEP)</li> <li>- Tegucigalpa: Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y Alcantarillados (SANAA)</li> <li>- Panamá y Colón: Autoridad Nacional de los Servicios Públicos (ASEP)</li> <li>- Ciudad de Guatemala: EMPAGUA</li> <li>- San Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA)</li> <li>- Managua y León: Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados (ENACAL)</li> </ul>
<b>Sudamérica</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Buenos Aires: Aguas Bonaerenses S.A. (ABSA)</li> <li>- Brasilia: Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB)</li> <li>- Río de Janeiro y Sao Paulo: Odebrecht</li> <li>- Fortaleza: Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE)</li> <li>- Natal: Companhia de Águas e Esgotos (CAERN)</li> <li>- La Paz: Empresa Pública Social de Agua y Saneamiento (EPSAS)</li> <li>- Cochabamba: Servicio Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Cochabamba (SEMAPA)</li> <li>- Bogotá, Pereira, Soacha y Cali: Aguas y Aguas</li> <li>- Quillota, San Felipe, La Serena y Copiapó: Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) y ESVAl S.A.</li> <li>- Lima: Servicio De Agua Potable y Alcantarillado De Lima (Sedapal S.A.)</li> <li>- Arequipa: Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Arequipa (SEDAPAR S.A.)</li> <li>- Trujillo: SEDALIB S.A.</li> <li>- Chiclayo: Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS)</li> <li>- Uruguay (todas las ciudades excepto la zona de Balnearia): Unidad Reguladora de Servicios de Energía y Agua (URSEA)</li> <li>- Quito: Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS) - Agua de Quito</li> </ul>
<b>África</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Argel, Orán, Constantina, Chlef y Ouargla: Ministère Des Ressources en Eau et de L'environnement Algérienne des Eaux</li> <li>- Túnez, Sfax y Nabeul: Société Nationale d'Exploitation et de Distribution des Eaux (SONEDE)</li> <li>- Casablanca y Mohammedía: Lydec S.A.</li> <li>- Kigali: Water and Sanitation Corporation (WASAC)</li> <li>- Johannesburgo: Department of Environment and Infrastructure Services, City of Johannesburg</li> </ul>
<b>Oceanía</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Camberra: Independent Competition and Regulatory Commission (ICRC)</li> <li>- Sidney: Sidney Water</li> <li>- Melbourne: South East Water</li> <li>- Suva: Water Authority of Fiji</li> <li>- Wellington: Wellington Water</li> <li>- Auckland: Watercare</li> <li>- Puerto Moresby: Water PNG</li> <li>- Vanuatu: UNELCO</li> </ul>

**AUTORA**

LORENA OLMOS SALVADOR

Doctora en Economía por la Universidad de Zaragoza. Sus líneas de investigación se centran en la econometría aplicada, la economía del agua y la economía política. Ha publicado diversos artículos en revistas internacionales indexadas en el JCR y participa regularmente en congresos científicos. Actualmente es profesora en el Departamento de Análisis Económico de la Universidad de Zaragoza y colabora como consultora en el campo de la economía aplicada.





# AQUAE PAPERS

AQUAE  
FUNDACIÓN

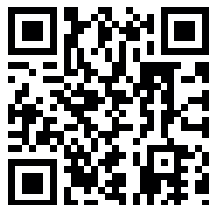
Nº 9

SEPTEMBER 2018

9

## INTERNATIONAL HOUSEHOLD WATER TARIFF DETERMINANTS

Author: Lorena Olmos Salvador



In collaboration with:



Colegio de  
Economistas  
de Madrid



## INTERNATIONAL HOUSEHOLD WATER TARIFF DETERMINANTS

### Author:

Lorena Olmos Salvador

Professor of the Department of Economic Analysis  
of the University of Zaragoza

---

© **Fundación Aque**, 2018

Torre de Cristal - Paseo de la Castellana, 259 C

28046 Madrid (España)

[www.fundacionaque.org](http://www.fundacionaque.org)

Design and layout: Cyan, Proyectos Editoriales. S.A.

Print: Cyan, Proyectos Editoriales, S.A.

Legal deposit: M-30137-2018

ISSN: 2340-3675

Printed in Spain

---

<b>1. INTRODUCTION</b>	71
<b>2. DESING OF THE TARIFF STRUCTURES</b>	73
2.1. GENERAL ASPECTS	73
2.2. TARIFF PRINCIPLES	77
2.3. MAIN TARIFF STRUCTURES	82
2.4. IMPORTANCE OF THE VARIOUS ITEMS ON THE TARIFF	89
<b>3. KEY FACTORS FOR THE HOUSEHOLD WATER TARIFF</b>	92
3.1. DATA	92
3.2. METHODOLOGY	94
3.3. RESULTS	103
<b>4. CONCLUSIONS</b>	111
<b>5. INDEX OF ILLUSTRATIONS</b>	113
<b>6. BIBLIOGRAPHY</b>	114
<b>APPENDIX 1. TARIFFS PER 100 M<sup>3</sup></b>	120
<b>APPENDIX 2. DATA SOURCES</b>	127
<b>AUTHOR</b>	128

---

## SUMMARY

Water consumption by domestic economies accounts for approximately 12% of the world's water resource uses (FAO, 2018). Although water demand characteristics and the regulatory framework have been extensively studied, a comparative analysis of prices on an international level has yet to be carried out.

After explaining the principles that ought to serve as guidelines for preparing rates and describing the predominant tariff structures, this study focuses on examining the key factors that account for the differences in the total amount that appears on the water bill in the world's main cities. A database has been created with this in mind. It contains detailed information about the charges established in 2015 in 236 cities in 56 countries. This sample, which maximises the number of municipalities considered in view of the limited information available, includes municipalities of varying sizes on all the continents. The findings show that economic factors such as the income per capita and institutional factors such as governance determine the tariff amount to a large extent, whereas the relationship between the tariff and the cost met by the utility involved in the complete water cycle is much weaker. To be specific, no sound empirical evidence has been found that positively associates the water rate with water stress, with the need to store water between periods and with the proportion of water treated, all of which are, *a priori*, indicators that would be directly associated with the utility's costs. Such a conclusion would suggest that the principle of water cost recovery that guides the drawing up of the tariffs in most countries in the world, according to which tariffs should reflect operating, financial and environmental costs, may not be applied, at least where operating costs are concerned. However, the positive relationship found between the influence associated with sanitation and the tariff, shows the importance that is beginning to be attached to this item on the water bill, this being associated with the cost involved in returning the treated resource to the environment. Certain evidence would thus appear to point towards a recovery of the environmental cost, whereas this does not happen with the operating cost. Nevertheless, other supply and sanitation network characteristics such as population density and the percentage of the population with access to the supply network do affect the tariff amount, in this case, by lowering it. The estimation of the econometric model indicates that with the increasing block tariff, which is basically imposed in areas with limited water resources, the total amount is less than when a uniform price tariff is established. Finally, the geographical area where the city is located has a unequal effect on the tariff amount, it being



lower in the cities of Africa, Asia and South America, and higher in the municipalities of Oceania, Europe and North America. Finally, it must be pointed out that the robustness of these conclusions was checked by the fact that altering the econometric model specification and the estimation method did not affect the findings in any significant way in the different robustness exercises performed.

## 1. INTRODUCTION

There are many residential drinking water tariff models in the world, which means that the resource has different effects on the consumption basket for households around the world. The average international effect of the water bill on family budgets is estimated at 1.5% according to Hoque & Wichelns (2013), although this percentage is lower in Europe and North America and higher in most Asian and African countries. Nevertheless, in recent years a process of convergence has been taking place in water management models that has given rise to a certain standardisation in charging systems. Despite this trend, it is still rather difficult to compare cities located on different continents, because the principles guiding the preparation of charging systems vary greatly from one country to another, and even from one municipality to another.

Drinking water is no ordinary commodity, it is vital for human welfare and for the development of societies. Therefore, its market cannot be governed by the classic principles and the way it is regulated must be aimed at guaranteeing the entire population access to this quality resource both now and in the future. As a result, the price established has a basic importance, not only regarding the supply, i.e., guaranteeing an acceptable quality and suitable infrastructures, but also where demand is concerned, ensuring that all inhabitants can consume a resource without making an excessive economic effort. So, in a sector characterised by the natural monopolies, pinpointing the factors that guide pricing is of the utmost importance. Although the specialist literature has concentrated on examining the demand properties, analyses from a supply perspective are few and far between. Furthermore, taking into account the most widespread charging principles such as cost recovery, it is particularly useful to establish the variables that affect the price of household water, so it will be possible to clarify whether these orientations are fulfilled, with a view to making the right recommendations.

Water market price policy analysis has been insufficient even though it is more cost-effective than other supply or demand policies (Olmstead & Stavins, 2009), or though it is a basic tool for achieving certain objectives

such as resource saving, all the more so in water-stress zones. Despite the fact that its importance is generally accepted, there are hardly any comparisons on a global scale. One such exception is Dinar & Subramanian (1997), a descriptive compilation of case studies taking in a variety of countries, another being the quantitative exercises by Thorsten *et al.* (2009) and by Zetland & Gasson (2013). The main reason for this deficiency is the lack of a source of official data on which to base the analysis, except for the periodical publications issued by the International Water Association (the most recent appearing in 2016). Although charging structures have to be transparent, the complexity involved in most of them constitutes a further difficulty when it comes to collecting this type of information. So, this study has been undertaken with a view to making a water charging comparison including the world's major cities taking into consideration the data extracted from different sources. It also aims to go one step beyond by specifying the various key factors involved in the amounts charged for an average consumption in the urban environment.

Firstly, a brief theoretical support is given to contextual and describe the elements that appear in every tariff system. The price that the domestic economies pay for the services associated with drinking water is calculated in accordance with the tariff design set by the empowered body. After describing the peculiarities that might affect water prices and the principles that should guide the way they are devised, the most frequent designs in the world are presented: flat rate, uniform rate, increasing blocks and decreasing blocks. It is then demonstrated that tariff structures are established using two elements: the price paid for consumption and the services associated with drinking water supply and the price paid for the sewerage and sanitation services. Applied on a municipal scale, this illustrates the underlying difficulties when it comes to comparing charging systems both internationally and intranationally, as well as the differences between the numerous plans.

The empirical analysis is conducted once the theoretical framework has been established. A database was created when comparing on an international level. It contains information about the water tariff set for 2015 in 236 of the world's main cities. The purpose of the sample prepared is to determine the key factors that affect the final amount of the water tariff for an average consumption in a typical household. This analysis is of great significance, given that most current internationally-oriented studies have concentrated on analysing household water demand and the regulatory framework, and thus have ignored a basic element, i.e., pricing. It is the tariff itself that determines the effort made by households and, thus, what can guarantee equal access to

resources. The empirical analysis likewise considers other principles that govern the setting of rates, such as those associated with cost recovery or matters regarding governance quality in the water sector.

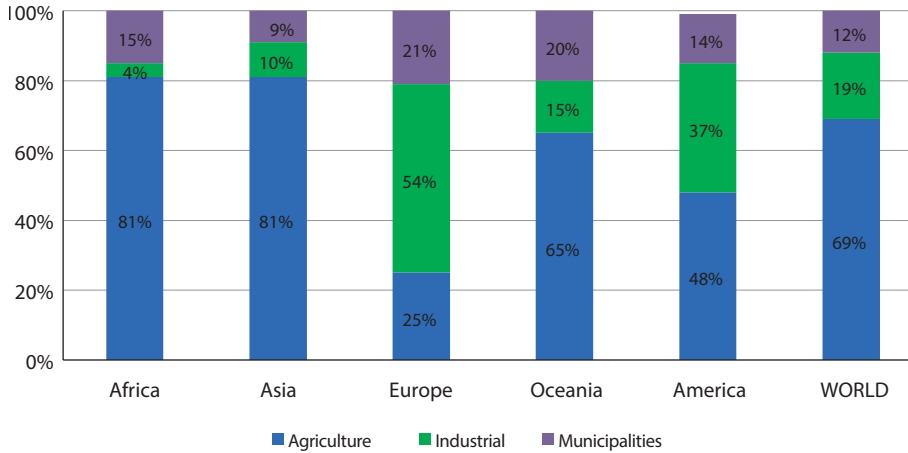
The reasons for the great differences observed between the tariff amounts in the cities could be due to factors not strictly related to economic or institutional variables or associated with cost, given that it is generally the municipalities that set the price, and their decision-making process may be affected by other matters such as economic balances. Yet other determining factors such as the various tariff designs, the geographical zone where the municipality lies, as well as certain supply and sanitation network characteristics might also play a major role. Estimating a cross-sectional econometric model that includes the variables that can account for the differences between cities leads to the conclusion that it is economic factors such as the income per capita and institutional factors such as governance measured as the regulating quality that mainly affect the tariff, whereas those associated with cost have a much slighter influence on the amount paid by the user.

This study is structured in the following way. The second section explains the general aspects that must be considered when analysing household water tariffs. In-depth research is then conducted into the guiding principles for setting tariffs and a detailed description is given of the most widespread designs. The effect of the different services on the overall amount is also analysed. The third section is given over to the empirical analysis, presenting the main findings and the robustness checks applied, whereas the fourth one deals with the main conclusions. Finally, Appendix 1 contains the information about each city and its tariff structure and Appendix 2 refers to the sources of information from which the water rate data have been obtained.

## **2. DESIGN OF THE TARIFF STRUCTURES**

### **2.1. General Aspects**

In recent years, partly because of the demographic explosion, tension has risen as a result of the lack of availability of water or difficulty in accessing the resource. Figure 1 shows the percentage of water consumed by the three uses: agricultural, industrial and municipal. As can be seen, the proportion of water consumed in cities varies from one continent to another, the world average being 12%. Although the percentage of water consumed by municipalities is the smallest, it is far from significant, amounting to 464 km<sup>3</sup> per year.

**Figure 1.** Water uses by geographical areas

Source: The United Nations Food & Agriculture Organisation (FAO), AQUASTAT. Data for 2010.

A comparative study of the different tariff plans in the world is by no means a simple task. The main drawback to correctly identifying the tariff structures and subsequently comparing them, apart from the lack of standardised information and the limited transparency in some cases, is to be found in the institutional differences that affect supply management and urban water supply and sanitation management, not only in the different countries but also between regions and municipalities. The fact that different bodies are responsible for management of the complete water cycle, plus other characteristics inherent to each city, such as the aims pursued with their price policies, has led to a host of tariff schemes, which often instead of fitting into a particular tariff type, amount to a combination of several systems and include many exceptions.

Therefore, who owns the resources and who manages the associated services could be important to this analysis. In an overwhelming majority of countries water is a public resource and strictly municipal, although there are exceptions to this rule, such as certain regional models associated with irrigation. So, the question of governance and regulation in each country is a basic aspect. The Public Authorities are responsible for regulating the water sector and for guaranteeing the population can access a quality resource, the companies operate in a secure legal framework and water is returned to the environment in suitable conditions. However, when it comes to providing the services associated with the complete water

cycle, the ways of managing these services are manifold. It all depends on whether the municipalities decide to operate the water infrastructure themselves or whether they prefer to negotiate with a private firm, with a view to granting an operating licence through a public-private collaboration system. Who is responsible for the management and operation of the services makes a difference where characteristics are concerned.

Those who manage the processes involved in the complete water cycle are not always the same as those who are responsible for setting the tariffs, the latter usually depending on the Public Authorities. Table 1 summarises the entities involved in setting the rates in a variety of countries. It can be seen that, although it is generally the municipalities that usually allocate water prices, whether it is their sole responsibility or shared jointly with other institutions, other Public Authorities might be involved in the tariff design, which may also involve other agents such as regulating bodies or private companies. For example, the general rule in Europe, with a few exceptions such as the United Kingdom, Hungary and the Netherlands, is that the Local Councils are involved in determining the tariff design. One special case would be England and Wales, where the economic regulator Ofwat (Water Services Regulation Authority) sets limits to the rates established by the supply companies. Another similar model is the Italian one, where the power to regulate belongs to the ATO (*Ambito Territoriale Ottimale*). In North America it is often the case that the municipalities have to power over pricing, but in other continents, such as Asia and Africa, also with a few exceptions, the decision making lies with other kinds of Public Authorities or Bodies.

**Table 1.** Bodies responsible for setting the tariffs

Only Municipalities	Municipalities and other Public Authorities	Other Public Authorities	Other Bodies
Canada, China, Taiwan, Finland, France, Germany, Iceland, Mexico, Namibia, Spain, Switzerland, United States, South Korea	Belgium, Denmark, Japan, Rumania, Cyprus, Indonesia, Poland, Greece, Norway, Portugal, Thailand	Australia, Hong Kong, Hungary, Macao, Chile, Mauritius, Scotland, Kenya, Russia	England, Wales, Netherlands, Malta, Uganda, Tanzania, Zambia

Source: International Water Association (2016).

However, although there are clearly a considerable number of stakeholders participating in the decision-making process, in recent years there has been a global trend towards applying institutional reforms that standardise the

tariff schemes. Most countries have been converging towards a mixed form where the Public Authorities have ceased to be the direct providers and have taken on the role of regulators, whereas supply and sanitation management is usually carried out by public or private companies.<sup>1</sup> For example, although in the overwhelming majority of the 40 countries analysed by the International Water Association (2016) the responsibility for organising the services associated with supply and sanitation belonged to public bodies (except for some stages of the process in the Netherlands and the United Kingdom), there are only 10 countries<sup>2</sup> where transferring management of the supply services to private operators is not allowed. This trend involves a greater standardisation of the tariff structures, which has made it less difficult to conduct this type of comparative analysis.

This context begs the question as to whether or not a particular type of tariff structure predominates with a particular type of management. Judging by the sample utilised in this study<sup>3</sup>, although there are differences in the rate types between cities within the same country, these are of little importance: the countries do not stand out because of the diversity in the tariff structures within their boundaries. Yet it is with the management models where differences can be detected between the main cities within one single country: all the countries have examples of the different management types, whether public, mixed or private. This is a fact that causes us to assume that there is no relationship between the water services management model and the tariff structures applied in a particular municipality. So .... What key factor plays a role in determining which type of tariff structure is chosen? A swift analysis of our sample of cities indicates that the type of tariff structure is associated with the water resources available in the zone where the city lies, rather than with the kind of management implemented. All the political, socioeconomic and environmental approaches that are borne in mind when establishing a price structure in the water sector are invariably conditioned by the water resources available.

Another aspect closely linked to the price of water, which does not always depend upon the body designing the water tariff, is the taxation levied from the consumers. Once again, there is considerable diversity between countries and, even, between cities in the same country. State, regional and

---

<sup>1</sup> Mandri-Perrott & Stiggers (2013) carry out an in-depth analysis of Public-Private Collaboration (CPP) in the water sector and Marin (2009) examines this matter focusing on the developing countries.

<sup>2</sup> Belgium, Hong Kong, Cyprus, Greece, Hungary, Iceland, Kenya, Malta, Mauritius and Scotland (United Kingdom).

<sup>3</sup> See Appendices 1 and 2.

local taxes and rates are applied for different reasons in many countries, which makes comparisons between them very complicated. Moreover, there are cities where one of the biggest sources of income is the item that imposes the taxes on the water bill; this means that it is a major taxation tool that often distorts the price paid by the user. Part or all of the water tariff can be charged on the basis of the taxation rate charged for consumption in each country. In this sense, the general idea is that as water consumption is a basic right, it ought to be exempt of taxes or, at least, the taxation rate and the price should not amount to a significant burden on households. In contrast, sanitation services do not constitute a basic right, so whether or not to tax these services would rest with the empowered body. Once again, great differences are observed between countries. There are cases where countries do not charge for the services associated with the complete water cycle, such as Canada, Chile or Poland, whereas other like Hungary or Finland may apply a general taxation rate, which in those cases is over 25% (IWA, 2016). However, a small tax is generally applied, so the average would amount to about 9% of the total.

Some of the principles that should serve as guidelines when preparing the tariff structures are shown below, followed by a description of the rate designs most extensively utilised in the world.

## 2.2. Tariff Principles

There is no type of legislation on a worldwide scale that establishes the principles that ought to serve as guidance for setting the household water tariffs. Depending on the powers, each country, region or municipality is governed by certain standards that may vary greatly from one to another and be based upon different economic, legal, social or environmental aspects. The only standards affecting water on an international level, established by the United Nations in several resolutions, deal with matters such as the universal right to the availability of the resource and the sovereignty of natural resources.<sup>4</sup> However, they do not tackle other questions such as the rate design. Other international agreements are the Millennium Development Goals (MDGs) passed in 2000 and the Sustainable Development Goals (SDGs) proposed in 2015.<sup>5</sup> As a result of the two agreements, nearly 200 countries

---

<sup>4</sup> For example, resolutions from the United Nations General Assembly such as the Universal Declaration of Human Rights (Resolution 217 A (III) dated 10th December 1948) or Resolution 1803 (XVII) dated 14th December 1962 establishing “Permanent sovereignty over natural resources”.

<sup>5</sup> Goal 7.C of the Millennium Development Goals whereby it must be cut by half by 2015, the proportion of persons without sustainable access to drinking water and basic sanitation

undertook to improve and make universal, respectively, access to drinking water. Furthermore, the SDGs include another series of goals associated with quality, sustainability, resource-saving and water supply and sanitation management. Yet none of these standards regulated water tariff, except the SDGs, which indicated that the price had to be affordable for all. Other international bodies outlined the characteristics and aims that tariff designs ought to fulfil, but not in the form of legislation. For example, the Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD, 2009) makes a variety of recommendations aimed at resource saving and another set of principles such as affordable access or environmental protection.

Nevertheless, there is one single transnational standard at present, the Water Framework Directive,<sup>6</sup> which regulates urban water pricing. This regulation, which only affects the EU Member Countries, establishes criteria for designing the household water tariffs in order to encourage the efficient use of water while also guaranteeing environmental protection. The price policy that fulfils these objectives must be devised by the system operator, the regulating body and/or civil society, together with the national, regional, provincial or municipal stakeholders, following the aforementioned criteria and taking into account the peculiarities of each country.

One of the principles on which the Water Framework Directive is based, also applied on an international level, is cost recovery. This principle is based upon the rule “whoever pollutes, pays”, so it is clearly aimed at saving resources and guaranteeing fair contributions from the different water using categories (industry, household and agriculture). Furthermore, the cost recovery principle implies the possibility of the operator maintaining the economic-financial balance in the medium term. Therefore, tariff increases or decreases should be linked to the cost actually incurred instead of being associated with historic or taxation criteria, or criteria of another kind. This can be deduced from the fact that the companies or institutions that operate in the complete water cycle, whether they are of public, private or mixed ownership, need to recover their costs if they are to be viable. So, when accepting a particular tariff, the operator has to be sure that this will guarantee his financial viability and, thus, the sustainability of the service.

---

services must be cut by half by 2015 (The United Nations, 2000) and Goal 6 of the Sustainable Development Goals that establishes a series of targets for 2030 concerning access, quality, efficiency and management of the complete water cycle (The United Nations, 2015).

<sup>6</sup> Directive 2000/60/EC issued by the European Parliament and the Council on 23<sup>rd</sup> October 2000, which establishes a community framework for acting where water policy is concerned.



If the price policy is to be efficient, the price of water must be equivalent to the marginal cost (Rogers *et al.*, 2002). So .... Exactly what kinds of costs should the water tariffs cover?<sup>7</sup> It is generally accepted that the water rates must cover the operating costs if the system is to be well maintained and the service efficiently managed. Whether these are production, distribution or water treatment costs, vary greatly depending on the circumstances in the municipalities. Each one has to calculate the cost of its water supply and treatment system on the basis of its own particular conditions and using reliable data. It can also be deduced that from a tariff perspective, there are major differences between cities and countries: the analysis must reflect the specific characteristics of each municipality and include them in the water rates in order to ensure sufficient cover and guarantee a reliable service. These costs depend on the source of the resource (surface, groundwater, desalination, etc.) and the treatment required in every case to make the water drinkable, due to potential transactions with other industries, any scale economies that might be generated (affected, in turn, by the network characteristics and by other variables such as population density), by the way the investments are financed, by the type of sanitation system and by other costs associated with the company activity.

Furthermore, considering the strategic nature of the water sector, the various bodies that participate in devising the tariff must make sure they cover other expenses apart from the operating cost. One clear example is the financial cost associated with building the infrastructures or enlarging the supply network, which can be the responsibility of the managing company or the Public Authorities, which has to be fulfilled not only if the need arises from deficient infrastructures or cover, but also if population growth makes this essential. Another example, which does not directly affect the supplier of the services but society as a whole, concerns the environmental cost and the potential damage to the aquatic environment, which have to appear on the tariff as indicated by the Water Framework Directive and the OECD recommendations.

Therefore, proposing a universal price for water does not seem to make sense when the outlay and the cost of maintenance, operation and expansion, or the environmental cost can range so greatly from one geographical zone to another. It must also be stressed that this calculation is not

---

<sup>7</sup> Kanakoudis *et al.* (2011) suggest a methodology for calculating a variety of cost types, which they classify into direct, environmental and resource, in order to come up with a tariff design that allows for the complete recovery of all the costs.

merely a question of technical analysis. Apart from being a political matter -given that in most cases, as has been explained in the preceding section, it is the Public Authorities that are responsible for regulating the prices and rates concerned, the calculation process involves economic, environmental and social approaches. This multi-dimensional aspect means that the water tariff is hardly ever equivalent to the cost of the water. The gap between price and estimated cost can be considerable and, thus, is of great importance within the tariff system. The reasons for this disparity could be due to the fact that the water supply is not the only source of income for a supply company, because the profit generated by other closely-related services such as sewerage and sanitation could be making up for any potential losses incurred by the supply service. What is more, in the case of direct public management, the state of the public budgets may also be the cause of the distortion, given that other incomes could be offsetting the losses affecting the management of the complete water cycle. A compensation scheme may also be introduced between user types, certain groups (high income, industrial uses, etc.) covering the losses generated by other consumer types. This cross-subsidisation system is not explicitly shown in the consumer's water rate, yet it distorts the desired equality between tariff and costs.<sup>8</sup>

As has already been pointed out, the principle of cost recovery is widespread on an international level. Some studies have tried to assess the application of this standard, and have generally come to the conclusion that the difference between costs and tariff is considerable. For example, in Saudi Arabia, a country with high water stress that largely depends on desalinated water, Ouda (2013) estimates that only 5% of the production cost is recovered through the water tariff, while the rest comes from a public subsidy. Other studies stress the inability to combine the principle of cost recovery with affordable access for the inhabitants, generally where cities in developing countries are concerned (Jaglin, 2002, or Raghavendra, 2006). Hence the conflict between cost recovery and the principle of equality, the goal already emphasised by the Sustainable Development Goals and by the OECD recommendations. According to this principle, the entire population must have affordable access to the resource in order to guarantee social welfare. To ensure that society's social well-being is maximised it is essential to establish a tariff system whose level and structure are based upon equality policies. The aim is thus to prevent making distinctions between different groups of users, given that the poorest households must

---

<sup>8</sup> See Komives (2005) for an exhaustive analysis of the causes and effects of subsidies in the water and electricity sectors.

not have to bear a disproportion expenditure when compared to the groups in the high-income brackets. One of the measures generally utilised is to guarantee that the service is provided to groups in the low-income bracket with vouchers or discounts.<sup>9</sup> Another measure, also associated with cost recovery is called “peak demand responsibility”, which consists of recovering the cost of investment required to guarantee the service at moments of peak demand, costs that would have to be met by those who cause a temporary increase in consumption. Furthermore, household water tariffs have to comply with the principles of equality and uniformity, i.e., the same price must be applied to the users in the same consumer group and with similar consumption levels, so homogeneous criteria must take precedence over heterogeneous criteria.

As has already been mentioned, another goal pursued by the Water Framework Directive and the tariff design in water-shortage zones is the principle of resource efficiency or saving. Water is a finite resource and must be managed as such. It has to be used rationally, sustainably and efficiently and, so, it must not be regarded as a merely commercial or business product. The water-saving principle is a priority that is especially important in geographical areas with high water stress. One of the strategies most extensively used to achieve this goal is sliding tariffs, leading to a higher price per unit paid by users who consume large volumes. However, as Inman & Jeffrey (2006) point out, there are a great variety of tools: economic, technological, educational mechanisms, as well as those involving network maintenance or legislative resources. In this sense, it has been observed in recent years that those who live in urban areas are much more aware of the water-scarcity problem (Grafton *et al.*, 2011). Yet, as Kampragou *et al.* (2011) conclude, awareness is not enough if the institutions involved do not deeply commit themselves to efficiency. In fact, this mentality change is not yet reflected in the consumption data for most countries.

But if the incentive effect pursued by the resource saving introduced in the water tariff is to be explicit and intelligible, the transparency principle must also be fulfilled. Tariffs have to be simple, transparent and easy for the user to understand. Therefore, the utility has to suitably describe the tariff design. Current studies indicate that tariffs are highly complex, so achieving the objectives considered in their schemes is jeopardised (Martins *et al.*, 2013). What is more, it has been demonstrated that when households have

---

<sup>9</sup> These types of means are not the only ones for achieving this goal. Barberán & Arbués (2009) propose a tariff design aimed at guaranteeing the principle of equality and Wichelns (2013) suggests a subsidy system aimed at guaranteeing access to low-income households.

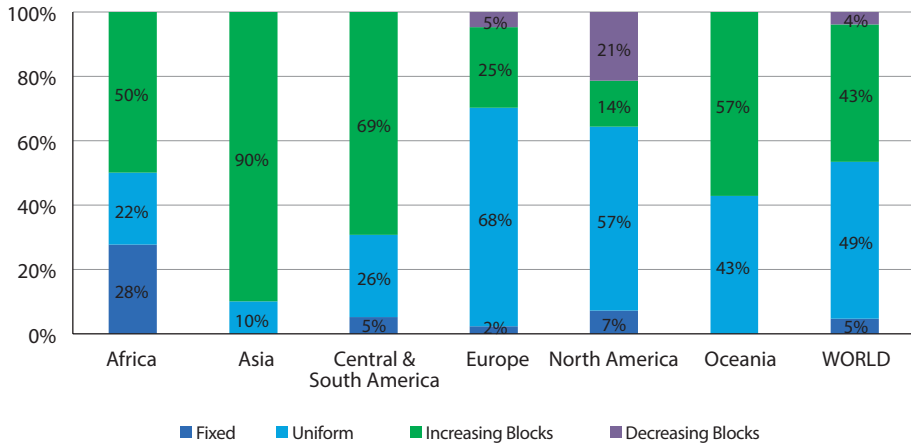
clear and comprehensible information about the tariffs and can also obtain consumption data in real time, tariff designs are more effective when it comes to resource saving (Gaudin, 2006, or Strong & Goemans, 2014). This strategy can be implemented by installing smart meters in households, although implementing a meter system in zones with limited economic resources could be impractical.

In their empirical study assessing the achievement of these principles, Dalhuisen & Nijkamp (2002) analyse the extent to which five very different cities have managed to attain the various goals. The study is based on an analysis of a variety of case studies and the opinions of renowned experts. Their conclusions have established that simultaneous achievement of all these principles is a highly complex matter, because each tariff scheme has its own aims, often contradictory. A similar conclusion is reached by Nauges & Whittington (2009) when analysing the developing countries and Singh *et al.* (2005) for India. They stress the need for cost recovery and to establish an effective subsidy system that guarantees the principles of equality and viability. Whittington (2003) studies the countries in Southern Asia, concluding that most of the principles explained are not fulfilled and proposing a series of reforms aimed at achieving these goals. Pinto & Marqués (2016) consider a new regulatory framework for achieving these goals as a whole. Finally, Hoque & Wichelns (2013) make a comparison between 60 cities and put forward a proposal for a water charge whose purpose is to simultaneously comply with all the cost recovery and efficiency principles.

### 2.3. Main Tariff Structures

Figure 2 shows for the different geographical areas of the world, the distribution between the four types of tariffs that are most frequently applied in the water sector: the fixed charge, uniform tariff, the increasing blocks tariff and the decreasing block tariff. As can be seen, there are major differences between the predominant rate designs in the various continents, but on a global level those that stand out as being most frequent are uniform tariff and the increasing blocks tariff. Uniform price accounts for 49% of the cities included in this study and is the main system implemented in the cities analysed in Europe and North America. The increasing blocks tariff amounts to 43% on a global level and is the most frequently applied system in the cities considered in Africa, Asia, Central and South America and Oceania. Finally, the fixed charge is relatively commonplace in Africa, whereas the decreasing blocks structure is only applied in Canada and Northern Europe.

**Figure 2.** Types of tariffs by geographical areas



Source: See Appendix 2. The percentage distributions are for the sample involving 236 cities utilised in this study.

A description of the different types of tariff structures is given below, together with their main advantages and drawbacks with respect to compliance with the principles listed in the preceding section. Nevertheless, as Tortajada (2006) indicated, using the case of Singapore as an example, it has to be pointed out that achieving the tariff principles involves much more than tariff design. It must also be stressed that the water bill usually includes not only the prices for water consumption but also the sewerage and sanitation costs. These separate items are generally charged, albeit with some exceptions, using the same type of price structure. Furthermore, all tariff structures can be supplemented with a fixed amount for the supply and/or sanitation service, as well as other rates and taxes, which are generally applied by the Public Authorities.<sup>10</sup> A fixed service fee, according to which water consumers are required to pay a specific amount so that they can have the right to consume the resource, includes what are known as binomial fees. They are applied to 71% of the sample considered in this study, whereas charges in one part or monomial fees are applied to the remaining 29%. The service fee reflects the fixed costs for the different stages in complete water cycle, and it is generally high because it includes recouping infrastructure investments. In the case of binomial fees, there

<sup>10</sup> Other items are included here, such as percentages for certain investments, meter maintenance, environmental matters, network repairs and other supplements such as those imposed during drought spells in some areas of California between 2012 and 2016.

might also be a minimum consumption level below which only the service fee is billed, the variable part for consumption not being considered.

### *Fixed Tariff*

Fixed tariff is the most frequently used term to refer to a tariff system in which the same amount is applied regardless of the amount consumed. The charging frequency is variable (monthly, annual, etc.) depending on the municipality. According to this tariff design, customers that consume large quantities of water such as firms and minor customers that consume moderate amounts, pay the same regardless of the volume consumed. However, the fees can be different for each group of users. For example, a distinction could be made on the basis of household sizes, the dimensions of the business, industrial uses, etc. The structure of this tariff scheme is monomial in nature, because it only has one section. The advantage of this tariff is that collection management is cost-effective, because there is no need to implement consumption meters or complicated payment systems. Furthermore, the projection of the utility's future income is known, which facilitates its economic-financial stability. However, the main drawback is that it does not encourage the rational use of water and, so, it clashes with the efficiency principal. This tariff design also treats all users alike, regardless of their characteristics or income, so it also fails to comply with the quality principle. On the other hand, the transparency principle is guaranteed, given that it is a clear and simple scheme, and cost recovery and financial viability would depend on the fixed quota.

Fixed tariff systems are currently mainly to be found in small municipalities and in areas where the housing is scattered. The fixed or single tariff by periods is also common in rural water-supply systems, so only 5% of the cities included in our sample use such a system. They include cities like Richmond (Canada), Bergen (Norway) and several Algerian and Bolivian cities. A special mention must be made to the United Kingdom, where the tariff structure for drinking water established in some municipalities like Cardiff or London could be regarded as a hybrid between the pure fixed tariff and the increasing blocks system. This fixed payment tariff is implemented in those households that do not have meters and the amount depends on such factors as the number of rooms or occupants. Once these characteristics have been determined, payment is fixed regardless of the amount of water consumed. Therefore, we consider this type of charging more akin to the fixed tariff than to growing structures because although payment is associated with the expected water consumption, the total periodical amount does not vary.

### *Uniform Tariff*

As is the case with the fixed tariff, the price is linear with the uniform tariff. However, the final amount depends on the volume of water consumed, and its price per unit is the same regardless of the total. So, unlike the fixed tariff, the greater the consumption the greater the price paid. One of the main advantages is that it is a very simple charging system and thus a useful tool for encouraging management improvements within the water company itself. However, measurement can be costly, because individual consumption meters have to be installed, which increases measurement costs and can be inefficient in low-consumption zones. Furthermore, predicting income is unstable because it depends on the aggregate consumption, which makes matters rather uncertain for the utility and is not conducive to the economic sustainability of the investments, especially when the water charge is in one part.<sup>11</sup> This is the least frequently applied formula, given that in 63% of the cities included in our sample, a fixed amount for access to the supply is applied, in addition to the uniform price per cubic metre consumed, i.e., a two-part charge is applied. Hungary, Poland and Romania are some of the countries where this structure is used.

On an international level, the system that bills the same amount per cubic meter is on the increase when it comes to supplying household drinking water. As can be seen in Figure 2, 49% of the cities analysed have adopted this tariff design. Countries like Bulgaria, Chile, Denmark, Finland, France, Hungary, Netherlands, Poland, Rumania, Switzerland and Uganda generally apply uniform tariffs in their main cities. According to our database, it is the most extensively used tariff design in developed economies because it has proved to be a successful system in high-income countries. Moreover, most cities that implement a uniform tariff lie in areas with high rainfall and low temperatures, such as Northern, Central and Eastern Europe, although there are exceptions such as some cities in Chile and Uganda, or certain US municipalities like Los Angeles.

Where orientation towards the tariff principles is concerned, and as we have already pointed out, uniform tariff can fulfil the economic viability and cost recovery requirements in certain circumstances, yet it can prove unfavourable when it comes to complying with the efficiency and equality principles. On the one hand, although it is more efficient than the fixed

---

<sup>11</sup> A variety of models have been proposed for predicting future demand, such as the ones suggested by Babel *et al.* (2007) and Qi & Chang (2011), which could attenuate this problem under this tariff structure or others such as increasing and decreasing blocks.

tariff, a uniform price per cubic metre does not sufficiently encourage water saving. On the other hand, if the price exceeds a certain level, charging all the user groups exactly the same could jeopardise affordable access for all citizens. Despite this, some authors like Boland & Whittington (2000) and Hajispyrou *et al.* (2002) prefer it to other designs such as increasing blocks because, according to their analysis, it encourages greater efficiency and provides a greater degree of equality. Others, like García & Reynaud (2004) who analyse the French case state that, to maximise social welfare, the fixed part ought to be reduced and the marginal prices should be increased.

### *Increasing blocks*

Also known as progressive block tariffs or rates, this design sets a charge per volume that increases with consumption: the greater the consumption, the higher the price per cubic metre. Generally, it is structured on the basis of consumption sections, the lowest price per unit being for the lowest-consumption sections. Therefore, those who use less, benefit from a lower price per unit, which can mean a greater degree of efficiency. This scheme also features a cross-subsidisation system between customer brackets, implemented by transferring income from the consumers of greater volumes to make up for the losses generated by the users of the lowest sections. This subsidy system takes on greater importance when the price per unit differences between the user sections are more notable.

Figure 2 shows how the increasing blocks structure is applied in 43% of the cities analysed. It is generally implemented in developing economies because it has a considerable wealth-distribution effect between high and low incomes. Therefore, it is a frequently adopted design in Africa, Central and South America and some Asian countries. This tariff is also commonly applied in cities in some developed countries with limited water resources such as Spain, Italy, Portugal or Cyprus and some cities in the USA, because the agents responsible for the tariff design can be sure that there is a major incentive to save water while at the same time managing to obtain different consumption levels from consumers with different incomes. Apart from concluding that this type of tariff is applied in zones suffering from water stress, Hewitt (2000), also finds the major utilities, either publicly-owned or those less dependent on financing their debt, are more likely to implement an increasing blocks tariff.

As is the case with uniform tariff, one of the drawbacks to this design is the high cost of measurement, because meters have to be fitted and maintained



and this may not be the best option in zones with scattered and low-consumption households. Furthermore, the fact that it is more complex could have an adverse effect on clarity and transparency. However, the two-part system is frequently applied, whereby there is one fixed payment, to which the billing for the level consumed must be added. Considering the cities analysed in this study as a whole, this two-part structure is applied to 76% of the municipalities with increasing blocks, although there are exceptions such as certain Asian countries (Iran and South Korea), African countries (Ruanda, South Africa and Zambia) and Brazil. If the increasing blocks system is implemented without the fixed quota, this might generate an income instability that has a negative effect on cost recovery and thus on the utility's viability.

Despite the advantages of these types of schemes, especially in terms of resource saving and equality, a variety of studies have concluded that the two principles are not attained simultaneously. Firstly, this tariff design assumes that household consumption varies on the basis of the fixed price, i.e., that the demand is elastic. The academic literature has made a variety of findings in this respect (Arbués *et al.*, 2003). However, when the tariff designs are compared, the demand elasticity is greater with the increasing blocks system (Olmstead *et al.*, 2007). Boland & Whittington (2000) made a comparison between the increasing blocks tariff and uniform tariff in developing countries, and found that the increasing blocks tariff, in practice, does not really fulfil its supposed theoretical advantages (efficiency, equality,<sup>12</sup> clarity or stability of the charge income), whereas a uniform tariff with reimbursement performs better where these indicators are concerned. A similar conclusion is reached by Nauges & Whittington (2017) about equality and efficiency, but they also add that the subsidisation systems are not beneficial to groups in the lowest income brackets. Strong & Goemans (2014) come to the same conclusion and refer to the lack of effectiveness regarding the real-time information that households have about their consumption. Dahan & Nisan (2007) and Barde & Lehmann (2014) have observed that the cause of this loss of equality and efficiency may be attributed to the fact that the tariffs do not generally consider the size of the household. In this respect, Liu *et al.* (2003), taking the city of Weinan (China) as the case study, suggest a possible solution for these drawbacks observed that involves implementing a tariff structured into growing rates, correcting the traditional increasing blocks system by taking into account the

---

<sup>12</sup> Whittington (1992) carries out an in-depth analysis of the lack of equality generated by increasing blocks tariffs in developing countries.

number of occupants in the household. However, it must be pointed out that these studies are highly dependent upon the assumptions made and the functional forms that are allocated to the demand (Monteiro & Ro-seta-Palma, 2011).

### *Decreasing blocks*

Decreasing blocks tariffs are only implemented in a few European and North American countries, so this is the least common structure, barely 4% of the total of tariff systems implemented in the cities considered. According to this scheme, every cubic metre consumed is cheaper than the previous one, so resource saving is discouraged in favour of high consumption. As is the case with the increasing blocks tariff, users are split into consumption sections, although in this case the price per unit decreases with the volume consumed. This system also has the disadvantage of the cost of installing and maintaining metres, just like the fixed tariff and increasing blocks systems, but it somehow reflects the scale economies generated in this sector, given that the average cost per user decreases with that user's consumption volume. With the increasing block tariff it shares the system of subsidisation among consumer groups, an increase in the complexity perceived by the user and the instability of future income. However, this imbalance can once again be redressed by implementing a two-part charge. In fact, establishing a fixed quota in addition to the variable is the main option chosen in the cities included in this study for 78% of the municipalities that apply the decreasing blocks system.

The nature of this system means that it is implemented in cities where water saving is not a great priority, such as some municipalities in Canada, Sweden and the United Kingdom.<sup>13</sup> As this design is conducive to high water consumption, it is applied in supply to industries in order to lure reliable customers with very high consumption levels. This structure can clearly guarantee cost recovery if the consumption is high enough and/or a fixed quota is imposed, but both equality and efficiency are seriously jeopardised. Yet these are not priority goals in zones where the decreasing block tariff is implemented, because they are areas with abundant water resources and a high income per capita. In such areas, households with economic difficulties generally received different kinds of aid.

---

<sup>13</sup> Other countries using this type of tariff, albeit ones that do not feature in this study, are Mexico and the USA.

### *Other Tariffs*

Although the main tariff schemes have been described, the design in many cities is either a hybrid of the ones explained, or distinctions are made between different uses, basically residential and industrial. Whatever the case may be, it is obvious that no system can simultaneously comply with all the desirable tariff principles, and probably the combination of designs cannot achieve this objective either. In order to tackle this problem, several authors have considered a series of modifications to the current tariff structures.

Focusing on situations with limited resources, Lopez-Nicolas *et al.* (2018) suggest a tariff aimed at complying with the principles of equality, efficiency and financial stability. Unlike other policies implemented in drought spells, such as supplements (Mitchell *et al.*, 2017), it would be structured on the basis of an increasing blocks tariff where the price per unit for the second block would depend on the water reserves, thereby trying to equate the price with the actual value of the water. A similar idea involves seasonal tariffs, whose price per unit changes seasonally in an attempt to reduce water consumption in the months when resources are in shortest supply. There is nothing new about seasonal tariffs (Beecher *et al.*, 1994), but the approach has been modified to comply with the various principles in the preceding section. For example, García-Valiñas (2005) devised a modification to the increasing blocks tariff that depends on the seasonal fluctuations in demand. Along the same lines, Molinos-Senante (2014) combines increasing blocks with the maximum peaks price system, so this tariff would be aimed mainly at zones with high water stress and a high specific demand, such as tourism-oriented municipalities. Finally, and closely related to the seasonal tariffs, hourly tariffs or ones that vary with demand throughout the day could be established (Rouge *et al.*, 2018) along similar lines to the traditional tariffs implemented in the electricity sector. The standard rate designs could also be corrected to adapt to the peculiarities of the household, such as the socioeconomic level or number of occupants (Liu *et al.*, 2003). However, the dynamism of these options is low or negligible if it is a question of physical characteristics inherent to the dwelling.

#### **2.4. Importance of the various items on the tariff**

As has already been mentioned, the current tariff structures do not only reflect the payment that users make for consuming drinking water and the services associated with supply. Another essential element that

supplements the household water bill and that is essential for understanding it as a whole is the percentage that the consumer pays for sewerage and sanitation services, items that are often added onto the water tariff and not itemised separately. These services can be billed in the same way as consumption, i.e., by applying a fixed rate, paying a uniform price or by increasing or decreasing unit prices. However, this is not a universal guideline, there are also other options. A frequently used formula involves paying a flat rate for the sewerage and water treatment, services that can either be included jointly or separately, and that may even be incorporated into one single amount together with the fixed part of the supply. These flat rates can also supplement the billing by volume, and are often defined as “green taxes”. These payments may also be earmarked, i.e., they may be collected exclusively to alleviate environmental damage, or, they may be allocated to defray other costs that have to be met by the utility, regardless of whether they are associated with the activity. Therefore, they can be used as an extra taxation tool if the Public Authorities are responsible and collect the payments.

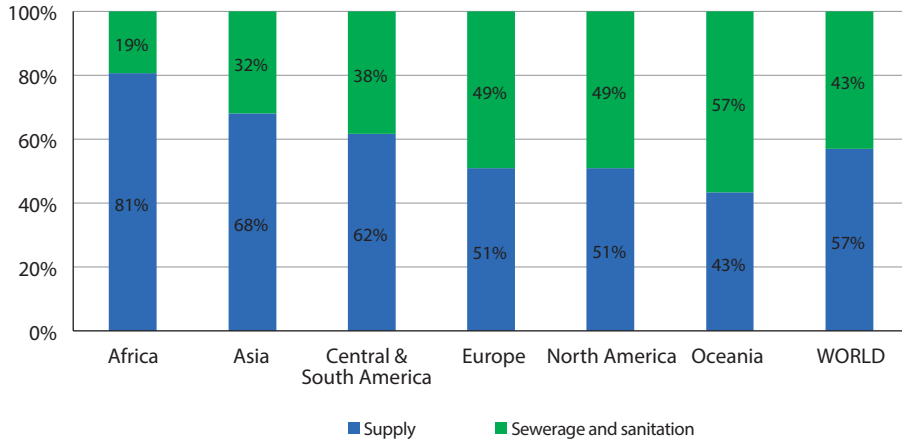
The proportion of the tariff associated with sewerage and sanitation could be called an environmental payment, given that they are the processes involved in the complete water cycle that are responsible for returning the treated resource to the environment. The environmental part of the tariff is an instrument utilised by the utility and/or the Public Authorities to make up for the environmental damage caused by drawing off and polluting the water, in addition to being a source of income for financing infrastructures that reduce the negative impact on nature. As has been explained in Section 2.2, these costs have to be considered in order to comply with the cost recovery criterion and therefore they must be covered by the tariff, as indicated in the Water Framework Directive and the OECD recommendations.

Figure 3 shows the percentage accounted for by the two types of services, supply and sewerage and sanitation, out of a total amount of a tariff for 100m<sup>3</sup> per year in the different geographical areas considered.<sup>14</sup> The detailed information for every city is shown in Appendix 1. It must be pointed out that the proportion for supply includes both water consumption and the fixed quota for supply. It can be seen that the percentage for sewerage and water treatment changes depending on the zone, ranging from 19% in Africa to 57% in Oceania, and reaches an average of 43% for the total of 236 cities. So, the environmental amount comes to almost half the invoice total, which means it is of great importance.

---

<sup>14</sup> Direct taxes and other items included in the rates are excluded.

**Figure 3.** Relative importance of the services in the tariff



Source: See Appendix 2. The percentage distributions are for the sample of 236 cities used in this study and have been calculated taking a tariff of 100m<sup>3</sup> per year as the reference.

These differences in the ways of understanding the collection of the management of the different services included in the complete water cycle leads to a variety of tariff structures. If we focus on the distinction between three service types (supply, sewerage and sanitation) and the amount that represents consumption of the resource, the general trend observed is that users pay a relatively high proportion for the services when compared to what they pay for consuming drinking water. For example, with respect exclusively to the supply items, the average for the fixed rate in our sample of cities,<sup>15</sup> which could be interpreted as being payment for the service and which includes fixed costs, is 34%, whereas the variable consumption, which measures the extent to which the resource is used, accounts for the remaining 66%. This trend seems to adjust to the extension of increasing blocks tariff design, because the fixed rate for supply amounts, on average, to 42% of the total for the supply items in cities that apply this tariff type, whereas this figure falls to 25% in cities that implement the uniform tariff. There are significant variations in the relationship between the tariff design and environmental payment. When uniform tariff is applied, 47% of the invoice covers this item (including fixed and variable parts), whereas with increasing blocks the percentage is 38% and with decreasing blocks it is 58%.

<sup>15</sup> These calculations only include the cities that apply one variable amount and one fixed amount for the supply item.

Having reached this point, we can state that the various tariff structures play a major role going beyond drinking water consumption itself. Apart from the consumption, the final price that users see on their invoices also shows the amount for the different water services, whether by means of a fixed rate for water supply, or by applying one single quota for sewerage and sanitation, or by jointly applying both.

### 3. KEY FACTORS FOR THE HOUSEHOLD WATER TARIFF

The previous sections of this study have made reference to the principles that should guide tariff design, describing the most frequent tariff types currently applied. Those sections have also analysed the relationship between the amount applied for drinking water consumption and the services linked to that consumption. That is to say, the way the tariffs are made up and the relative importance of each constituent item have been closely examined. So... What factors affect the total amount for the urban water tariff? As has already been mentioned, the availability of water resources could be a decisive factor in the tariff structure, but it could also be a factor that explains the price of drinking water as it affects the operating cost of the supply. Other variables also have a bearing on the utility's costs and other geographical and socioeconomic factors could play a major role in calculating the water bill. An attempt will be made in this section to find an answer to this question by estimating an econometric model that analyses the information obtained from a series of cities that are listed in the next section.

#### 3.1. Data

Our database contains information about 236 cities in 56 countries. The detailed list of the cities considered is shown in Appendix 1. This sample, which includes most of the world's most populated cities, can be divided into five major geographical zones: 128 cities are in Europe, 30 in Asia, 14 in North America, 39 in Central America & South America, 18 in Africa and, finally, 7 are in Oceania.

Before describing how the database for the household water-tariffs for each city was constructed, it is advisable to explain the criterion that is going to be carried out to calculate it. To be specific, a hypothesis must be postulated about household drinking water consumption considered as a benchmark. The World Health Organisation (Howard *et al.* 2003) establishes that the amount of drinking water required to guarantee minimum standards of health is 50 litres per inhabitant per day. However,

consumption rates vary greatly from one country to another, reaching approximately 150 litres per person/day in the developed countries<sup>16</sup> whereas the volumes are much lower in developing countries. So, a reasonable estimate of the world average would be 100 litres per person/day, which would amount to an annual consumption per capita of 36,500 litres. If we take as a reference an average household with three occupants,<sup>17</sup> this would mean a total annual consumption of 109,500 litres, equivalent to 109.5 cubic metres per year. This value has been rounded off, so an average tariff of 100 cubic metres per year has been considered for this study. Finally, the specific assumptions in some tariff schemes were established taking the most characteristic habits of the reference population. For example, an average bracket household has been considered in the cities, mainly South American, where the tariff depends on the socioeconomic level.

The source of data for most of the cities is the statistics from the International Water Association, whose latest updates contain data from 2015 (IWA, 2016). This database contains a detailed breakdown of the amount charged for every item included on a tariff for 100 m<sup>3</sup> a year valued in \$US for 2015. However, these statistics only contain information from the water tariffs in 143 cities.<sup>18</sup> The data from a further 41 that appear in the preceding report (IWA, 2014) and for 2013 are also included to enlarge the sample; those prices were updated to 2015 using the Consumer Price Index (CPI) for each country obtained from the International Monetary Fund Financial Statistics (IMF, 2018). As there was a considerable lack of information for the areas in Central America, South America, Africa and Oceania, data from 52 more cities was obtained; those cities were mainly in these zones and taken from the various bodies responsible for collecting the water tariff in each city listed in Appendix 2. This information was compiled for the prices charged in 2015 in the local currency, so it was necessary to standardise the data for the countries concerned. It was done by converting the data from local currency into \$US at the official exchange rate for 2015 as determined by the IMF (2018) in the same statistics.

---

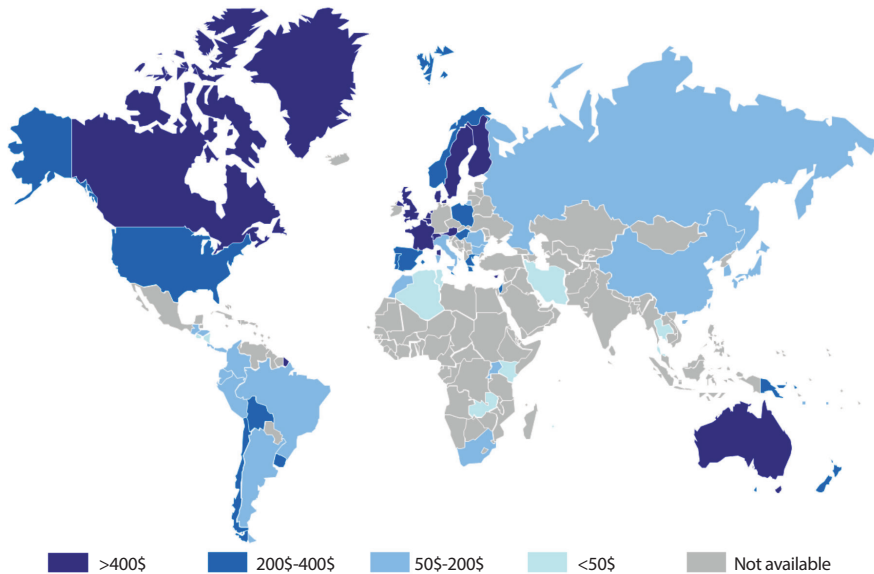
<sup>16</sup> The values are much higher in some countries, such as the USA, with 300 litres per inhabitant/day.

<sup>17</sup> Taking into account the statistics prepared by the United Nations for 2017 (Economic & Social Affairs Department, database with household size and composition).

<sup>18</sup> Although the International Water Association statistics contain more information about national and regional averages, these observations are excluded from our database, only those concerning cities being included.

Figure 4 shows the tariff average by countries. As can be observed, the countries with the highest tariff are in North America and Europe, whereas the averages for the countries in South American, Africa and Asia are generally lower. The world average would be \$279, the extreme values being for Denmark with \$855 and Algeria with \$9. At \$1,038, the Canadian city of Richmond has the highest tariff, while Ouargla, in Algeria, is the city with the lowest, at \$7. The information about the drinking water tariff for each city, measured for a consumption of 100 m<sup>3</sup> per year/household is listed in Appendix 1.

**Figure 4.** Average annual tariffs per country



Source: Prepared by the authors (See Appendix 2). Annual tariff for 100 m<sup>3</sup> measured in \$ US in 2015. The data for Russia, Kenya and Thailand will not be included in the econometric model because only the national average is available.

### 3.2. Methodology

An econometric model is going to be defined to establish the basic factors on which the total amount for the household water tariff depends. The model contains the main variables that may affect it. One of the major problems that we are faced with is the extent to which the information is disaggregated, in view of the fact that a lot of the data is only available on a national level, and on a municipal level, availability is rather limited. As a consequence, the data disaggregated on a municipal level will always be



included whenever it is available, if not, the data for the country as a whole will be incorporated.

A supply approach is going to be used for the variables considered to be determinants, because the water market has a special regulation ensuring that the price cannot react to demand variations in the same way as the price of a commodity on a market without intervention. Therefore, the factors that are going to be selected are basically the ones that could affect the cost and other supply characteristics, but not factors that might affect the demand made by users.<sup>19</sup> As has already been stated, very little academic literature has tackled this analysis from a supply perspective. Some studies have focused exclusively on analysing the utilities' costs (Renzetti, 1999), but they do not analyse the price determinants, yet there is one exception. García *et al.* (2005) demonstrate that in the French case the utility's commercial strategy has a significant effect on the tariff applied. Thorsten *et al.* (2009) analyse the relationship between the water bill and a wide variety of institutional and geographical factors, as well as the demand and service supplier factors in the State of North Carolina (United States). These authors have concluded that some supply factors and certain characteristics of the utility (operating coefficient, setting the external rates of the utility, the type of financing and utilities' predilection for applying affordable rates) and other factors associated with the cost (source of the water and/or purchase of the resource) or the climate (temperature) affect the tariff. By contrast, other variables that capture the economic level such as the income or the percentage of the population below the poverty threshold do not serve to explain very much. For the case of Spanish municipalities, Arbués *et al.* (2017) only identified the number of main homes as a factor that positively affects the average price, whereas the income per capita, the number of second homes, the amount of rainfall, the altitude of the municipality and the fact that the management is direct, would all have a negative impact. However, these three studies, Renzetti (1999), Thorsten *et al.* (2009) and Arbués *et al.* (2017), are restricted to a limited geographical area, so the differences with our analysis are clear. The only article that has characteristics that are comparable to this study is Zetland & Gasson (2013), which takes a sample of 302 cities in 102 countries. According to these authors, the factors that would have a negative effect on the tariff would be the size of the settlement, water availability and the risk of the supply being cut off as a result of water shortage, whereas the quantity demanded would

---

<sup>19</sup> For greater in-depth information about the models that try to estimate household demand, see Arbués *et al.* (2003) and Worthington & Hoffman (2008).

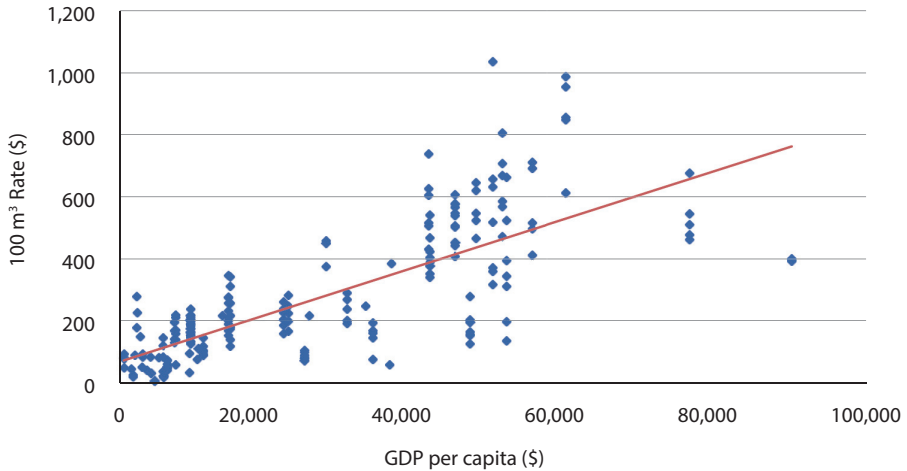
have a positive impact. When the data are aggregated at a national level, Zetland & Gasson (2013) find that income per capita and governance correlate positively with the tariffs. By contrast, Zetland & Gasson (2013) include a limited set of explanatory variables that do not incorporate factors that other analyses on a national scale do reflect. So, our empirical exercise is going to endeavour to rectify this gap in the literature by providing an international perspective and a high amount of explanatory factors.

If we now concentrate on the variables that are going to be considered, it is clear that a country's economic level can have a bearing on the water bill through several transfer mechanisms. Salaries are higher in countries with greater income, which has an effect on the utility's costs. The most developed countries are also expected to invest more in technology, infrastructures and supply network maintenance which, once again, would increase costs. Another factor that might affect is the tariff system aimed at cost recovery and encouraging resource saving, which is more firmly established in economically developed environments. Therefore, the GDP per capita is going to be included in the model as a variable that represents the degree of economic development. As this magnitude is not available at a municipal level in most cities, the national data is going to be included as an approximation to the municipality's income per capita. This information, which can be seen in Figure 5 regarding the tariff amount, was obtained from the IMP database (2018), and is expressed in \$US for 2015. As can be inferred from observing Figures 4 and 5, and as demonstrated in Zetland & Gasson (2013), the income per capita and the tariff amount are expected to be positively related.

One very important aspect in the water sector is governance, as was mentioned in the introductory section. Zetland & Gasson (2013) stressed that governance can condition the way the utilities manage their activities. What is more suitable public intervention is associated with the quality of the water supplied and with the scope and the state of the supply and sanitation network. So, investment in infrastructures and governance would be positively related. To be specific, the governance aspect that can have the greatest influence on the water sector is the regulatory quality of the States, so this would be the explanatory variable that is incorporated into the empirical model. Such data is not available on a municipal level, so the national data for 2015 will be included, as obtained from the World Bank World Governance Indicators (Kaufmann *et al.*, 2011). Although disaggregated information is not available, it is reasonable to assume that the variations within a country are not great. In this case, each country has been ranked from 0 to 100, because the gross values combine positive and negative values, which could cause interpretation

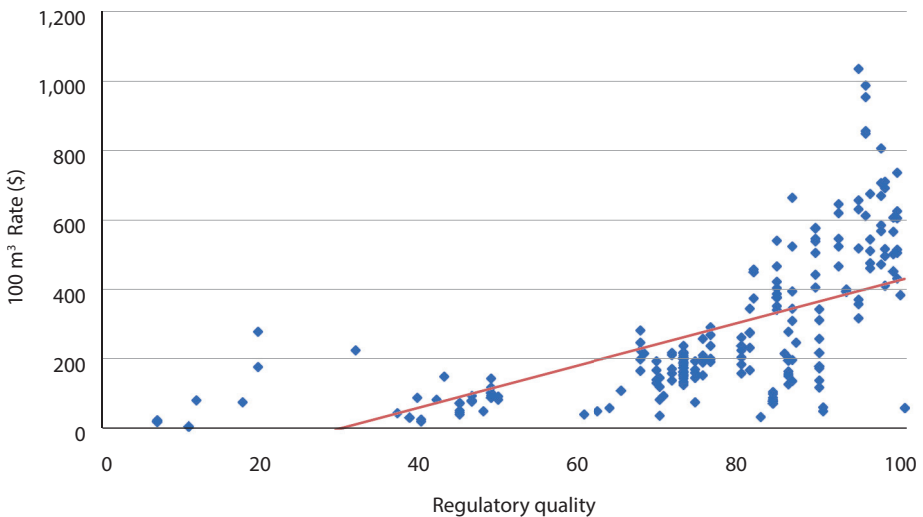
problems. Figure 6 shows the high degree of positive correlation between the tariff and governance.

**Figure 5.** GDP per capita and tariff amount



Source: See Appendix 2 (tariffs) and IMF (GDP per capita). Both magnitudes measured in \$US (2015). The red line represents the linear trend for the series.

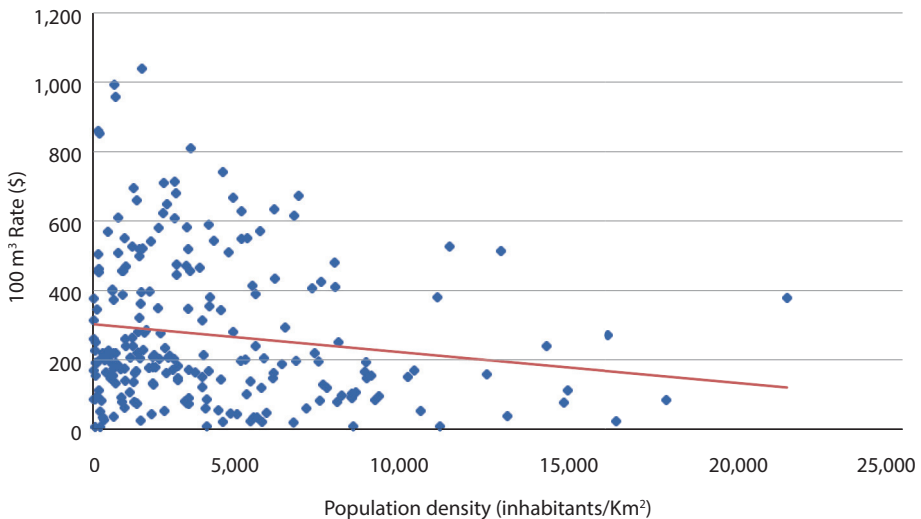
**Figure 6.** Regulatory quality of the government and tariff amount



Source: See Appendix 2 (Tariffs, \$US in 2015) and World Bank, World Governance Indicators (Government's regulatory quality). The red line represents the linear trend for the series.

Other factors concerning the supply network characteristics could be crucial. On the one hand, the population density limits the length of the network for the same number of inhabitants and, so, it could be linked to the amount required to construct and maintain the infrastructure. Therefore, the correlation between the tariff and the population density would be expected to be negative<sup>20</sup>, as is shown in Figure 7. The population density has been included as the number of inhabitants per square kilometre of city surface, information taken from several official sources. On the other hand, the scope of the network, measured as the percentage of the urban population with access to an improved supply and sanitation network, might also be of importance. Although the Aqueduct Water Risk Atlas database owned by the World Resources Institute contains information on a municipal level, it does not have data for the whole sample, so information on a national level has been taken from the World Health Organisation (WHO) and UNICEF contained in the Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene (JMP 2018), in view of the fact that the national figures do not generally vary greatly.

**Figure 7.** Population density and tariff amount

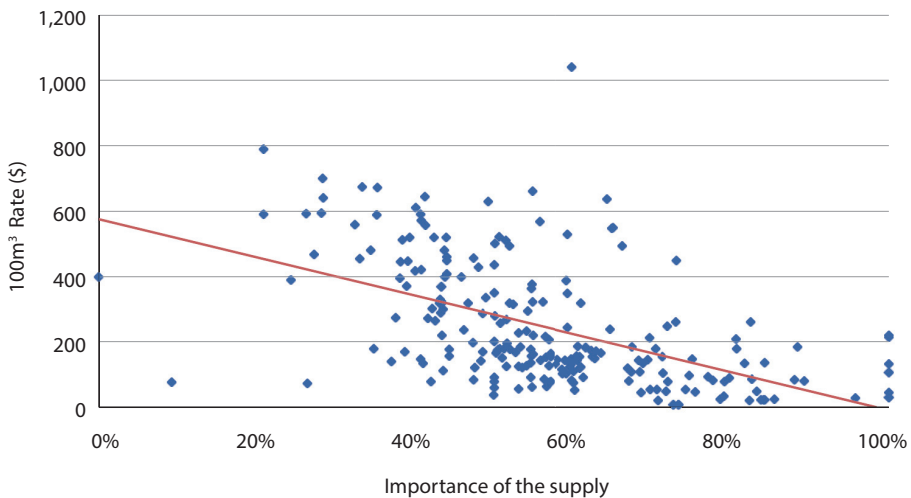


Source: See Appendix 2 (Tariffs, \$US 2015) and a variety of official sources (population density). The red line represents the linear trend for the series.

<sup>20</sup> However, it must be pointed out that the cost associated with the supply network infrastructures in cities with a higher population density, and which therefore have longer supply networks that are used more intensively, could be increased by what are known as agglomeration diseconomies.

Another factor that may be important and that affects the tariff structure is the relative influence of the various services associated with the complete water cycle, a matter described in Section 2.3. It might be thought that applying the cost-recovery principle, particularly the recovery of environmental costs, could have a positive impact on the tariff. So, the proportion for the supply, including both the fixed rate associated with the supply service and the variable amount depending on consumption, would have a negative effect on the tariff. Figure 8 explains the relationship between the relative importance of the supply and charge items indicating that, the higher the percentage for these two entries, the lower the total or, what amounts to the same, that the greater the percentage for the environmental payment (sewerage and sanitation) out of the total amount, the higher the tariff.

**Figure 8.** Importance of the supply on the tariff and the tariff amount



Source: See Appendix 2. Tariffs valued in \$US for 2015. The red line represents the linear trend for the series.

As has already been stated, the water resources available for each city could affect the supply process operating costs. Whether they are groundwater resources, obtained from the surface or taken from the sea and desalinated, as well as the treatment applied to make the water drinkable, can all make a considerable difference to the eventual cost. And, according to the cost-recovery principle, these items ought to have an

impact on the tariff amount. Therefore, we are going to include a variety of explanatory variables that contain this effect. This information was taken from the Aqueduct Water Risk Atlas database prepared by Gassert *et al.* (2014) for the World Resources Institute and contains disaggregated data for 2014. On the one hand, we are going to include a measurement of the water stress considered as the percentage represented by the extraction of water in all the sectors out of the total amount of blue water<sup>21</sup> available. Higher values indicated a lower availability of the resource and, so, more competitiveness between users. We are also going to include a measurement that represents the cost of the infrastructures given over to water storage in order to guarantee an uninterrupted supply of the resource. Although this database contains indicators that are more accurate when it comes to capturing this effect, such as the total storage capacity, these variables are not available for most cities, so they are going to be calculated approximately using the inter-seasonal variability of the water resources, which is clearly closely correlated with the water build-up capacity in the municipalities. This variable specifically reflects the standard deviation for water availability out of the monthly average. Furthermore, with a view to finding the cost associated with water treatment, the ratio of water treated and discharged compared to the total amount of blue water available is going to be incorporated. Higher values for this variable would not only indicate greater dependence upon treatment plants, but also a lower potential quality for the resource. Therefore, the three aforementioned variables would indicate what it costs the utility to access the resource or the cost associated with the storage or treatment infrastructures, so all of them could be expected to be positively related to the tariff paid by the user. It must be pointed out that these variables have been included for each city and normalised using the procedure described in Gassert *et al.* (2014), in such a way that the values are presented on a scale from 0 to 5. The studies that have also analysed associated matters, have included factors involving availability and the most traditional costs measured, so in alternative analyses, two proxy variables will be considered, the average annual rainfall in the city and the average annual temperature. This information has been extracted from the World Weather Information Service database furnished by the World Meteorological Organization.

Finally, logic leads us to believe that the type of tariff could affect its final amount, because its calculation is determined accurately by the tariff

---

<sup>21</sup> The concept of blue water refers to the volume of fresh water available in the surface mediums (lakes, rivers and reservoirs) and groundwater (aquifers).

design. Therefore, categorical variables are going to be incorporated that represent each type of tariff. Another factor that might also prove to be vital is the geographical position of the city, so a dummy variable has been included for each geographical area. Table 2 shows the relationship between the type of tariff and the geographical area where the city is located and the amount charged. It can be seen that the average for the tariff amount for the tariff design using the decreasing blocks system and, to a lesser extent, with a uniform tariff, is greater. However, this trend cannot be detected if one analyses the different zones individually. As far as the geographical effect is concerned, the cities in North America, Europe and Oceania still have higher household tariffs than the municipalities located in other areas.

**Table 2.** Average for the tariff by type of tariff and geographical area

	Fixed	Uniform	Increasing Blocks	Decreasing Blocks	All the tariffs
Africa	9	86	54	Unavailable	49
Asia	Unavailable	62	106	Unavailable	102
Central and South America	231	217	108	Unavailable	142
Europe	481	369	302	597	366
North America	1038	484	269	352	465
Oceania	Unavailable	556	380	Unavailable	430
World	272	349	207	515	279

Source: See Appendix 2.

Although there may undoubtedly be other factors that affect the water-tariff amount, only limited information is available, so the variables described above will be the ones included in the empirical model. The main descriptive statistics for the set of non-dummy explanatory variables can be seen in Table 3. As can be observed, it is a rather heterogeneous sample where most of the variables are concerned, which could have an effect on choosing the most suitable estimation method.

**Table 3.** Descriptive statistics for the non-dummy explanatory variables

Variable	Measurement	Average	Typical Deviation	Maximum Value	Minimum Value
GDP per capita	\$US for 2015	26,650	20,930	90,104	654
Regulatory Quality	Ranking (0.100)	73.6	22.5	99.5	6.7
Population Density	Inhabitants/km <sup>2</sup>	3,461	3,610	21,154	6
% of the urban population with access	% out of the total urban population	98.5	4.4	100	65.0
% supply out of the total amount	% of the fixed amount and of consumption out of the total amount	56.9	17.3	100	0
Water stress	% of water abstracted annually out of the total blue water volume available	0.9	3.4	36.4	0
Inter-seasonal variation	Standard deviation for blue water out of the monthly average	0.6	0.3	1.3	0.2
Proportion of water treated	% of water previously used, treated and not-treated discharged	0.7	2.4	24.8	0
Average annual rainfall	Cubic Millimetres	806	497	3,460	3
Average annual temperature	Degrees Celsius	13	6	27	1

Sources: FMI (GDP per capita, \$US for 2015), World Governance Indicators from the World Bank (regulatory quality), JMP from WHO/UNICEF (population with access to the supply network), Aqueduct Water Risk Atlas issued by the World Resources Institute (water stress, inter-seasonal variation and ratio of treated water, the three variables are not standardised) and World Weather Information Service (rainfall and temperature). The population density has been taken from a variety of official sources. See Appendix 2 for the data concerning tariffs and for the percentage that the supply accounts for out of the total amount.

Once the potential determinants that could affect the total water-rate amount, we can consider a model with the following specification:

$$\begin{aligned} tariff_i = & \beta_0 + \beta_1 GDPpc_i + \beta_2 governance_i + \beta_3 density_i + \beta_4 access_i \\ & + \beta_5 supply_i + \delta \cdot CIA'_i + \gamma \cdot continent'_i + \alpha \cdot tariff\ type'_i + \epsilon_i \end{aligned} \quad (1)$$

where  $i = 1, \dots, 236$ , is the indicator for the city,  $tariff_i$  is the total amount for an annual tariff of 100 m<sup>3</sup>,  $GDPpc_i$  is the logarithm for the GDP per capita



for the country as a whole, *governance<sub>i</sub>* is the logarithm for the country's regulatory quality, *density<sub>i</sub>* is the logarithm for the population density in the city measured as the number of inhabitants per square kilometre of surface area, *access<sub>i</sub>* is the percentage of the urban population with access to the supply network in the country as a whole, *supply<sub>i</sub>* is the percentage of items associated with the supply (supply and consumption services) out of the total charge amount, *CIA<sub>i</sub>*' is a vector that contains all the variables associated with the complete water cycle (water stress, inter-seasonal variation and ratio of treated water, all of which are normalised to adapt to a scale from 0 to 5) for the municipality and  $\delta$  its vector of parameters. The dummy variables have been included in *tariff<sub>i</sub>*' and *continent<sub>i</sub>*', two vectors that include the type of tariff implemented in the city and the geographical area, respectively,  $\alpha$  and  $\gamma$  being their respective parameter vectors. All the geographical areas except Europe and all the tariff types except uniform tariff have been incorporated to prevent collinearity problems, in both cases the categories with the largest number of observations. Finally,  $\epsilon_i$  is the random disturbance affecting the model that, according to the standard hypotheses, has a normal distribution with an average of 0 and constant variance. An estimation for the coefficients  $\beta_0, \dots, \beta_5$  and the coefficients  $\delta$ ,  $\alpha$  and  $\gamma$  will reveal the impact that each variable has on the total tariff amount. The results are given in the next section.

### 3.3. Results

#### *Main Results*

Before making comments on the results of the estimation, it must be mentioned that there could well be outliers, such as those observed in a preliminary analysis. If the standard Ordinary-Least Squares (OLS) methodology is used this will generate biased results if the presence of these types of values is detected. Therefore, a procedure has been utilised that can detect atypical values and whose estimators are robust to their presence. This methodology, originally proposed by Yohai (1987) for the univariant case, provide estimators of the MM type, which are characterised by having a high efficiency level and breaking point. The methodology described by Verardi & Croux (2009) will be followed, and in this case it has detected 32 outliers. The results obtained from applying this estimation strategy can be seen in Table 4. It must be stated that a slightly fewer number of observations are considered owing to the lack of information about the environmental variables for three cities.

**Table 4.** Results of the Model Estimation (1)

GDP per capita log	0.592*** (14.39)
Regulatory quality log	0.251*** (8.04)
Population density log	-0.055*** (-3.97)
Percentage of the urban population with access	-0.083*** (-11.25)
Importance of the consumption and supply services	-0.008*** (-4.09)
Water stress	0.038* (1.70)
Proportion of the water treated	-0.018 (-0.82)
Inter-seasonal variation	-0.108*** (-3.44)
Africa	-0.490*** (-4.36)
Asia	-0.890*** (-12.47)
Central & South America	-0.153** (-2.24)
North America	-0.152 (-0.74)
Oceania	-0.050 (-0.45)
Fixed tariff	-0.739*** (-9.34)
Increasing blocks tariff	-0.154** (-2.49)
Decreasing blocks tariff	-0.057 (-0.28)
Constant	7.958*** (10.39)
<i>Pseudo-R</i> <sup>2</sup>	0.975
Num. of observations	233

This table shows the results of the estimation of Model (1). Results are robust to the presence of outliers with the methodology used by Verardi & Croux (2009). *t*-ratios in parenthesis, \*, \*\* and \*\*\* represent the significance of the estimated coefficient at 10%, at 5% and at 1%, respectively.

It can be seen that most of the variables are statistically significant. The non-categorical variables that positively affect the water rates are the GDP

per capita, regulatory quality and water stress. The findings obtained for the GDP per capita confirm those obtained by Zetland & Gasson (2013), amongst others. Their estimated coefficient, which in this case represents an elasticity, indicates that the annual charge would grow by nearly 0.6% for every one per cent increase in the GDP per capita. This positive and large magnitude effect is calculated not only from a supply perspective, given that the higher the standard of living, the greater the salary costs and the prices of other utility inputs will be, but also from a demand perspective, in view of the fact that it has been demonstrated that the populations' economic accessibility is a tariff determinant (Thorsten *et al.*, 2009). Another variable that has a positive effect on the tariff is the country's regulatory quality. As Zetland (2011) pointed out, governance, specifically the agency relationship between the utility and the empowered authorities, can determine the service quality. When governance is adequate, control over the service and the quality required are better and, so, the utility has to provide greater amounts, which has an effect on the tariff. The estimated coefficient indicates that when the country rises by one percentile in the regulatory quality ranking, the tariff will increase by 0.25%. The final non-dummy that positively affects the tariff is water stress. In this case, when the water stress increases by one point on the scale of 0 to 5, the tariff will go up by almost 0.04%. This only to be expected, because the less available the water is, the more expensive it is to obtain, and it is possibly more costly to make drinkable. Therefore, a lack of water availability would have a positive impact on the tariff. Yet it must be pointed out that the estimated coefficient is only 10% statistically significant, and that the effect is limited in quantitative terms. Furthermore, as will be checked in the next section, it does not hold when there are considerable variations in the model specification.

The variables that have a negative impact on the tariff amount are the population density, the percentage of the urban population with access to the supply and sanitation network, the relative importance of the items concerning supply and the inter-seasonal variation. Every one per cent rise in the population density will lead to a 0.05% decrease in the annual tariff. Thus, they reflect, albeit to a limited extent, the scale economies that are generated with a greater spatial population concentration. The second variable that makes the tariff go down would be the percentage of the urban population that has access to an improved supply network, according to what was obtained by Zetland & Gasson (2013). When there is a one per cent increase in the population with access, the tariff will drop by 0.08%, so once again, it is a quantitatively limited relationship. Once the effects of the rest of the variables have been taken away, the negative coefficient of

the proportion of the population with access would show the inefficiencies generated by the underdeveloped networks that are characterised by a not very intensive use of the technology, a matter that depends to a large extent on the governance.<sup>22</sup> The relative importance of the items included in the tariff also has a great deal to do with the water bill total. Every one per cent increase in the importance of the services associated with the supply or, what amounts to the same, every one per cent reduction in the relative importance of sewerage and sanitation, brings about a 0.008% decrease in the tariff, i.e. a virtually negligible drop. However, the effects of the trends towards total cost recovery, including environmental recovery, can be detected, which sheds the spotlight on the importance of sanitation in the total amount. Contrary to what would be expected intuitively, the estimated coefficient is negative for inter-seasonal variation. If the inter-seasonal variation, value of around 0.5, increases by one per cent, the tariff falls by 0.1%. This relationship could be indirectly feeling the negative impact of resource availability that can be applied to water bill on a year basis, while indicating that the infrastructures needed to store them do not have a positive effect on the tariff. Finally, the estimated coefficient for the ratio of water treated is not statistically significant, so this variable, which would stand for the cost of water treatment and the dependence on the required infrastructures, would not have any effect on the amount reached in the tariff.

The dummy variables whose estimated coefficient is statistically significant where city locations are concerned, are those for Africa, Asia and Central & South America. As Europe is the continent that has been excluded from the specification, the interpretation of the findings must be made with respect to that zone. So, if the city is in Africa, Asia and in Central & South America the tariff will tend to be lower when compared to European municipalities, whereas if the city is in North America or Oceania, the performance is not statistically different to that of European cities. This result confirms what was obtained in Hoque & Wichelns (2013), where it was stated that the water bill amount was less in Africa and Asia than it was in Europe, North America and Australia. The fact that the performance in North America, Europe and Oceania is similar suggests that, either the effects that are being caused by the Water Framework Directive are not being felt, i.e. requiring the EU member states being required to comply with the principle of cost recovery and another series of goals, or North

---

<sup>22</sup> In fact, Pearson's coefficient of correlation between the variables that measure the regulatory quality set by the Government and the percentage of urban population with access to an improved supply network is almost 0.5.

America and Oceania are applying the same principles as the Water Framework Directive.

In this case, where the variables that contain the tariff types are concerned, the uniform tariff has been excluded from the specification, so the results must be scrutinised taking into account this system. The coefficients indicate that in the municipalities where a fixed tariff or an increasing blocks tariff is set, the amount tends to be less than in the cities with a uniform tariff. Furthermore, if a decreasing block tariff is imposed, the level for the eventual amount final is not statistically different from that of the uniform tariff.

Finally, it must be stressed that the power of joint explanation of the variables is very high, given that the *pseudo* coefficient of determination is 0.975, an extremely high value for a cross-sectional model of these characteristics. That is to say, the explanatory variables incorporated can explain nearly all the variations observed between the water tariffs in the different cities. Yet it must be pointed out that this *pseudo-R*<sup>2</sup> is positively affected by the way the outliers are treated, because the treatment allocates relatively minor importance to these observations.

### *Robustness Analysis*

This section is going to check the robustness of the results yielded in the preceding section. Several specifications of the Model (1) have been used for this purpose, plus an alternative estimation method. This procedure is also going to expand upon the conclusions obtained before, given that it introduces different endogenous and exogenous variables, thereby approaching the analysis from several perspectives. A description is given below of the five robustness checks conducted, the results of the different estimations being shown in Table 5, together with the results from the main estimation, merely for comparison.

- (a) As has already been mentioned, our sample has yielded very heterogeneous observations. One of the reasons is that it features cities that vary greatly in size. To find out if this interferes with the findings, only the cities with over 100,000 inhabitants are going to be considered. This particular threshold has been chosen so as to not rule out too many observations, which would detract from the validity of the findings.<sup>23</sup> It can be checked

---

<sup>23</sup> The conclusions obtained in this robustness exercise are not altered if the threshold is set at greater population sizes.

from Column (a) in Table 5, that the results hardly vary. The only modification with respect to the main estimation concerns water stress and its loss of significance, given that its relationship with the rates is the most tenuous of all the variables incorporated that are statistically significant.

- (b) One of the typical problems affecting the estimators in cross-sectional environments such as our case is the presence of heteroscedasticity. Although the estimators utilised in the regression principal are robust to the presence of outliers, the main drawback in our sample, variance, may not necessarily be constant owing to the heterogeneous nature of the observations. To overcome this potential problem the Model (1) was estimated robustly through the use of standard Huber-White-type error estimators. The results shown in Column (b) of Table 5 indicate that several determinants cease to be statistically significant: the percentage of the population with access to the network, the importance of the services associated with consumption out of the total amount, water stress and inter-seasonal variation. What is more, the dummy variable that represents Oceania is now positive and significant, whereas the fixed tariff loses its significance. Such changes are due to the fact that the same importance is attached to all the observations, including the outliers, so the estimators could be biased and their efficiency adversely affected. It must also be pointed out that the model's explanatory capacity, in this case measured with the standard coefficient of determination, is lower, albeit still high, up to 0.81. Once again, as all the observations are considered equally, the exogenous variables lose some of their explanatory capacity.
- (c) The indirect taxation applied by the different municipalities in the sample varies greatly. As we have already stated, some countries such as South Korea or China do not apply indirect taxes to the water tariff. To check that these differences do not affect the conclusions obtained, the reference model's endogenous variable is going to be replaced by its net value in indirect taxes. The results that appear in Column (c) of Table 5 demonstrate that the only differences when compared to the main estimation are, yet again, a decrease in the significance of water stress and in the categorical variable in the countries of Central America and South America.
- (d) As has been described in the preceding section and is shown in Appendix 2, the database was constructed using a variety of sources. To verify that the data compilation process has not affected the results, only the

observations obtained from the International Water Association statistics are going to be included, taking both its data from 2013 updated with the CPI, and its data from 2015. It should be mentioned that the number of observations is thus considerably reduced, down to 183, whereas the dummy variable that captures the location of the municipality in Oceania is removed owing to collinearity. Column (d) in Table 5 indicates that water stress, the inter-seasonal variation, Africa and the fixed tariff become less significant. This variation to the results would be due to the lack of information for some geographical zones like Africa, Oceania and South America, which are now underrepresented, and this suggests that the variables that become less statistically significant are not determinants for the European, Asian and North American cities.

- (e) The indicators associated with the complete water cycle that have been incorporated into the model (water stress, inter-seasonal variation and treated water ratio) are more specific regarding the question being dealt with, and they also capture more dimensions than variables traditionally introduced in the academic literature, such as the average rainfall and average temperatures. However, for the purpose of comparison with previous studies and because, taking into account these more traditional variables the sample size increases slightly, we will exchange the indicators associated with the complete water cycle for the average rainfall and average temperatures. The aim of this exercise is also to check the robustness of the results after modifying the explanatory variables. The last column in Table 5 shows the results of this specification change. Unlike what was obtained by Thorsten *et al.* (2009), the temperature does not seem to affect the charge amount, whereas the average rainfall does appear to do so, reducing it. The reason is simple: the heavier the rainfall, the greater the availability of water, the lower the cost is for accessing the water, so the water bill is also lower. However, this specification change significantly reduces the coefficient of determination, which drops to 0.792.

Finally, it must be pointed out that other robustness analyses were conducted. They involved changing the estimator's degree of efficiency, or including in the analysis only the cities where the municipalities play a part in preparing the tariffs. In all the cases, results were obtained that were similar to those generated with the baseline estimation. This means that the factors that determine the water tariff to the greatest extent are the GDP per capita and the regulatory quality. To a lesser extent, the factors affecting the total amount are population density, the percentage of the population with access to the supply network and the importance of the

services associated with consumption. By contrast, water stress, the proportion of water treated or the inter-seasonal variability of resource availability have only a slight or statistically insignificant effect. Furthermore, in most cases, except for certain specifications, when the scheme followed is fixed tariff or an increasing blocks tariff, the water bill amount is less when compared to the uniform tariff, and the cities in Africa, Asia and Central & South America pay lower tariffs than in Europe, Oceania or North America.

**Table 5.** Robustness Analysis

	Main estimation	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)
GDP per capita log	0.592*** (14.39)	0.581*** (14.39)	0.364*** (5.40)	0.649*** (14.29)	0.579*** (15.82)	0.571*** (16.79)
Regulatory quality log	0.251*** (8.04)	0.230*** (6.85)	0.537*** (5.71)	0.281*** (9.82)	0.264*** (6.81)	0.290*** (7.07)
Population density	-0.055*** (-3.97)	-0.084*** (-4.42)	-0.044* (-1.77)	-0.053*** (-3.80)	-0.058*** (-3.06)	-0.028* (-1.77)
Percentage of the urban population with access	-0.083*** (-11.25)	-0.080*** (-6.94)	-0.017 (-1.33)	-0.102*** (-15.96)	-0.128** (-2.52)	-0.091*** (-12.47)
Influence of consumption and supply services	-0.008*** (-4.09)	-0.008*** (-4.33)	-0.003 (-1.21)	-0.007* (-1.77)	-0.10*** (-4.80)	-0.009*** (-5.09)
Water stress	0.038* (1.70)	0.028 (1.19)	-0.046 (-1.25)	0.045 (1.53)	0.037 (1.45)	
Proportion of the water treated	-0.018 (-0.82)	-0.005 (-0.18)	0.020 (0.46)	-0.010 (-0.41)	-0.005 (-0.17)	
Inter-seasonal variation	-0.108*** (-3.44)	-0.089** (-2.50)	-0.006 (-0.12)	-0.092** (-2.14)	-0.070 (-1.52)	
Log Temperature						0.007 (0.07)
Log Rainfall						-0.083*** (-3.95)
Africa	-0.490*** (-4.36)	-0.470*** (-3.52)	-0.791*** (-3.49)	-0.543*** (-5.72)	-1.446 (-1.44)	-0.612*** (-5.17)
Asia	-0.890*** (-12.47)	-0.912*** (-12.16)	-0.730*** (-6.93)	-0.817*** (-8.82)	-0.924*** (-10.68)	-0.955*** (-12.70)
Central & South America	-0.153** (-2.24)	-0.223** (-2.54)	-0.199** (-2.52)	-0.110 (-1.23)	-0.315* (-1.73)	-0.255*** (-4.20)
North America	-0.152 (-0.74)	-0.145 (-0.76)	0.003 (0.02)	0.054 (0.14)	-0.124 (-0.58)	-0.242 (-0.38)



**Table 5.** Robustness Analysis (cont.)

	Main estimation	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)
Oceania	-0.050 (-0.45)	-0.090 (-0.58)	0.447** (2.26)	-0.006 (-0.07)	-	0.289** (2.08)
Fixed tariff	-0.739*** (-9.34)	-0.763*** (-10.56)	-0.228 (-0.66)	-0.856*** (-11.70)	0.053 (0.25)	0.097 (0.77)
Increasing blocks tariff	-0.154** (-2.49)	-0.150** (-2.15)	-0.164** (-2.11)	-0.147* (-1.90)	-0.207** (-1.98)	-0.088 (-0.75)
Decreasing blocks tariff	-0.057 (-0.28)	-0.074 (-0.48)	0.016 (0.14)	-0.221 (-0.49)	-0.119 (-0.49)	-0.056 (-0.18)
Constant	7.958*** (10.39)	8.045*** (7.25)	1.995* (1.70)	8.920*** (10.25)	12.544*** (2.61)	9.034*** (10.27)
$R^2$ o $Pseudo-R^2$	0.975	0.961	0.810	0.942	0.984	0.792
Nº de observations	233	208	233	233	183	236

This table shows the results of the estimation of Model (1) for several specifications (see details in the main text). Results are shown, robust to the presence of outliers in (a), (c), (d) and (e) in accordance with Verardi & Croux (2009) and the  $Pseudo-R^2$ , whereas in (b), estimators robust to heteroscedasticity are used, of the Huber-White type, and the  $R^2$  is shown.  $t$ -ratios in brackets \*, \*\* and \*\*\* represent the significance of the estimated coefficient at 10%, 5% and 1%, respectively.

#### 4. CONCLUSIONS

Throughout this study a description has been given of the principles that must guide the devising of household drinking-water tariffs in cities. The main types of tariff structure have been presented and the relative importance of the services associated with the complete water cycle have been calculated with respect to the total amount of the tariff.

However, the main purpose of this study is to determine which factors have an effect on the final water tariff amount, and to do so on an international level. With a view to this, a globally representative database has been devised that contains 236 cities from all over the world. It contains detailed information about an annual tariff of 100 cubic metres for 2015. An econometric model was then specified that contains the variables that can affect the cost to the utility of the services involved in the complete water cycle and, thus, those that can affect the total for the drinking-water bill. That is to say, a supply perspective is applied instead of an analysis of the most extensive demand determinants in the academic literature.

The results of the model estimation show that it is the economic or institutional factors such as the GDP per capita and the quality of the governance that largely determine the total water-tariff amount. A higher income per capita increases the utility's salary costs and other inputs, as well as improving the economic accessibility of the users, which makes the water rates higher. Furthermore, the quality of the service and the infrastructures, factors that also have a bearing on the operating costs, depend on the governance, measured in this case as the country's regulatory capacity, so this indicator also has a positive effect on the water tariff. By contrast, the relationship between the environmental variables and the charging amount is either weaker or inexistent. Other factors considered include water stress, variability in water availability and the dependence on treated water as a supply source. In all those cases, statistically insignificant or very weak relationships have been found where specification changes are concerned. This conclusion indicates non-compliance with the principle of cost recovery, given that a higher value for those variables, even though it would increase the utility's costs, would not appear on the water bill. Nevertheless, the findings are consistent with another one of the dimensions that this principle envisages, environmental cost recovery. The model's estimation indicates that the tariff amount is higher when the relative importance of the sanitation services increases, i.e., when there is an improvement in the conditions under which the resources are returned to the complete water cycle. Other tariff amount determinants have also been considered. In cities that have a higher percentage of the population with access to the supply network, this value being associated with institutional efficiency, the water tariff is lower. A greater population density also has a negative effect on the water bill, because the scale economies generated by a shorter infrastructure are exploited. Ruling out the aforementioned effects, it has been established that the cities in Africa, Asia, Central America and South America have lower water tariffs than the cities in Europe, Oceania or North America. Finally, and with respect to tariff design, it has been concluded that only the increasing blocks tariff has a strong relationship with the tariff amount, in this case reducing the price paid by the user, whereas the fixed, uniform or decreasing blocks structures do not have a robust relationship with the water-tariff amounts.

## INDEX OF ILLUSTRATIONS

### Figures

Figure 1. Water uses by geographical areas.....	74
Figure 2. Types of tariffs by geographical areas .....	83
Figure 3. Relative importance of the services in the tariff.....	91
Figure 4. Average annual tariffs per country .....	94
Figure 5. GDP per capita and tariff amount.....	97
Figure 6. Regulatory quality of the government and tariff amount.....	97
Figure 7. Population density and tariff amount.....	98
Figure 8. Importance of the supply to the tariff and tariff amount.....	99

### Tables

Table 1. Bodies responsible for setting the tariffs.....	75
Table 2. Average for the tariff by type and geographical area .....	101
Table 3. Descriptive statistics for the non-dummy explanatory variables.....	102
Table 4. Results of the Model estimation (1).....	104
Table 5. Robustness Analysis.....	110
Table A.1. Tariff amount.....	120
Table A.2. Sources of information .....	127

**BIBLIOGRAPHY**

- Arbués, F.; García-Valiñas, M. Á., & Martínez-Espiñeira, R. (2003). Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. *Journal of Socio-Economics*, 32(1), pp. 81-102.
- Arbués, F.; Sanaú, J., & Serrano, J. M. (2017). El precio del agua en las ciudades: efectos del modelo de gestión. *Papeles de Economía Española*, 153, pp. 48-64.
- Babel, M. S.; Gupta, A. D., & Pradhan, P. (2007). A multivariate econometric approach for domestic water demand modeling: an application to Kathmandu, Nepal. *Water Resources Management*, 21(3), pp. 573-589.
- Barberán, R., & Arbués, F. (2009). Equity in domestic water rates design. *Water Resources Management*, 23(10), pp. 2101-2118.
- Barde, J. A., & Lehmann, P. (2014). Distributional effects of water tariff reforms- An empirical study for Lima, Peru. *Water Resources and Economics*, 6, pp. 30-57.
- Beecher, J. A.; Mann, P. C.; Hegazy, Y., & Stanford, J. D. (1994). *Revenue effects of water conservation and conservation pricing: Issues and practices*. Columbus, OH: National Regulatory Research Institute.
- Boland, J. J., & Whittington, D. (2000). Water tariff design in developing countries: disadvantages of increasing block tariffs (IBTs) and advantages of uniform price with rebate (UPR) designs. *World Bank Water and Sanitation Program*, Washington, DC, 37.
- Dahan, M., & Nisan, U. (2007). Unintended consequences of increasing block tariffs pricing policy in urban water. *Water Resources Research*, 43(3).
- Dalhuisen, J., & Nijkamp, P. (2002). Critical factors for achieving multiple goals with water tariff systems: Combining limited data sources and expert testimony. *Water Resources Research*, 38(7), pp. 1-11.
- Dinar, A., & Subramanian, A. (1997). *Water pricing experiences: An international perspective*. The World Bank.
- FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación (2018). *Sistema de Información sobre el Uso del Agua en la Agricultura*

(AQUASTAT). Disponible en: [www.fao.org/nr/water/aquastat/main/indexesp.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/indexesp.stm) (acceso en abril, 2018).

FMI - Fondo Monetario Internacional (2018). *Estadísticas Financieras Internacionales*. Disponible en: [www.data.imf.org](http://www.data.imf.org) (acceso en abril, 2018).

García, S.; Guérin-Schneider, L., & Fauquert, G. (2005). Analysis of water price determinants in France: cost recovery, competition for the market and operator's strategy. *Water Science and Technology: Water Supply*, 5(6), pp. 173-181.

García, S., & Reynaud, A. (2004). Estimating the benefits of efficient water pricing in France. *Resource and Energy Economics*, 26(1), pp. 1-25.

García-Valiñas, M. Á. (2005). Efficiency and equity in natural resources pricing: a proposal for urban water distribution service. *Environmental and Resource Economics*, 32(2), pp. 183-204.

Gassert, F.; Luck, M.; Landis, M.; Reig, P., & Shiao, T. (2014). Aqueduct global maps 2.1: Constructing decision-relevant global water risk indicators. World Resources Institute.

Gaudin, S. (2006). Effect of price information on residential water demand. *Applied Economics*, 38(4), pp. 383-393.

Grafton, R. Q.; Ward, M. B.; To, H., & Kompas, T. (2011). Determinants of residential water consumption: Evidence and analysis from a 10-country household survey. *Water Resources Research*, 47(8).

Hajispyrou, S.; Koundouri, P., & Pashardes, P. (2002). Household demand and welfare: implications of water pricing in Cyprus. *Environment and Development Economics*, 7(4), pp. 659-685.

Hewitt, J. A. (2000). Una investigación sobre las razones por las cuales las empresas de servicios públicos seleccionan estructuras específicas de tarifas residenciales. *La economía política de las reformas de los precios del agua*.

Hoque, S. F., & Wichelns, D. (2013). State-of-the-art review: designing urban water tariffs to recover costs and promote wise use. *International Journal of Water Resources Development*, 29(3), pp. 472-491.

- Howard, G.; Bartram, J.; Water, S., & Organización Mundial de la Salud (2003). *Domestic water quantity, service level and health*.
- Inman, D., & Jeffrey, P. (2006). A review of residential water conservation tool performance and influences on implementation effectiveness. *Urban Water Journal*, 3(3), pp. 127-143.
- International Water Association (2014). *International Statistics for Water Services*, Int. Water Assoc., London.
- International Water Association (2016). *International Statistics for Water Services*, Int. Water Assoc., London.
- Jaglin, S. (2002). The right to water versus cost recovery: participation, urban water supply and the poor in sub-Saharan Africa. *Environment and Urbanization*, 14(1), pp. 231-245.
- JMP - Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene (2018). Disponible en: [www.washdata.org/data](http://www.washdata.org/data) (acceso en abril, 2018).
- Kampragou, E.; Lekkas, D. F., & Assimacopoulos, D. (2011). Water demand management: implementation principles and indicative case studies. *Water and Environment Journal*, 25(4), pp. 466-476.
- Kanakoudis, V.; Gonelas, K., & Tolikas, D. (2011). Basic principles for urban water value assessment and price setting towards its full cost recovery-pinpointing the role of the water losses. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 60(1), pp. 27-39.
- Kaufmann, D.; Kraay, A., & Mastruzzi, M. (2011). The worldwide governance indicators: methodology and analytical issues. *Hague Journal on the Rule of Law*, 3(2), pp. 220-246.
- Komives, K. (2005). Water, electricity, and the poor: Who benefits from utility subsidies? *World Bank Publications*.
- Liu, J.; Savenije, H. H., & Xu, J. (2003). Water as an economic good and water tariff design: Comparison between IBT-con and IRT-cap. *Physics and Chemistry of the Earth*, parts A/B/C, 28(4-5), pp. 209-217.
- López-Nicolás, A.; Pulido-Velázquez, M.; Rougé, C.; Harou, J. J., & Escrivá-Bou, A. (2018). Design and assessment of an efficient and equitable

- dynamic urban water tariff. Application to the city of Valencia, Spain. *Environmental Modelling & Software*, 101, pp. 137-145.
- Mandri-Perrott, C., & Stiggers, D. (2013). *Public private partnerships in the water sector*. Iwa Publishing.
- Marín, P. (2009). *Public private partnerships for urban water utilities: A review of experiences in developing countries* (vol. 8). World Bank Publications.
- Martins, R.; Cruz, L., & Barata, E. (2013). Water price regulation: a review of Portuguese tariff recommendations. *Public Organization Review*, 13(2), pp. 197-205.
- Mitchell, D.; Hanak, E.; Baerenklau, K.; Escriva-Bou, A.; McCann, H.; Pérez-Urdiales, M., & Schwabe, K. (2017). Building Drought Resilience in California's Cities and Suburbs. *Public Policy Institute of California*.
- Molinos-Senante, M. (2014). Water rate to manage residential water demand with seasonality: peak-load pricing and increasing block rates approach. *Water Policy*, 16(5), pp. 930-944.
- Monteiro, H., & Roseta-Palma, C. (2011). Pricing for scarcity? An efficiency analysis of increasing block tariffs. *Water Resources Research*, 47(6).
- Naciones Unidas, PNUD (2000). Los Objetivos de Desarrollo del Milenio. Nueva York: Naciones Unidas. <http://www.un.org/es/millenniumgoals/>
- Naciones Unidas, PNUD (2015). Los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Nueva York: Naciones Unidas. <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- Nauges, C., & Whittington, D. (2009). Estimation of water demand in developing countries: An overview. *World Bank Research Observer*, 25(2), pp. 263-294.
- Nauges, C., & Whittington, D. (2017). Evaluating the performance of alternative municipal water tariff designs: Quantifying the tradeoffs between equity, economic efficiency, and cost recovery. *World Development*, 91, pp. 125-143.
- Olmstead, S. M.; Hanemann, W. M., & Stavins, R. N. (2007). Water demand under alternative price structures. *Journal of Environmental Economics and Management*, 54(2), pp. 181-198.

- Olmstead, S. M., & Stavins, R. N. (2009). Comparing price and nonprice approaches to urban water conservation. *Water Resources Research*, 45(4).
- Organisation for Economic Co-operation and Development (2009). Managing water for all: an OECD perspective on pricing and financing. OECD Publishing.
- Ouda, O. K. (2013). Review of Saudi Arabia municipal water tariff. *World Environment*, 3(2), pp. 66-70.
- Pinto, F. S., & Marques, R. C. (2016). Tariff suitability framework for water supply services. *Water Resources Management*, 30(6), pp. 2037-2053.
- Qi, C., & Chang, N. B. (2011). System dynamics modeling for municipal water demand estimation in an urban region under uncertain economic impacts. *Journal of Environmental Management*, 92(6), pp. 1628-1641.
- Raghavendra, S. (2006). Re-examining the 'low water tariff' hypothesis: lessons from Hyderabad, India. *Urban Water Journal*, 3(4), pp. 235-247.
- Renzetti, S. (1999). Municipal water supply and sewage treatment: costs, prices, and distortions. *Canadian Journal of Economics*, pp. 688-704.
- Rogers, P.; De Silva, R., & Bhatia, R. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency and sustainability. *Water Policy*, 4(1), pp. 1-17.
- Rougé, C.; Harou, J. J.; Pulido-Velázquez, M.; Matrosov, E. S.; Garrone, P.; Marzano, R., & Rizzoli, A. E. (2018). Assessment of Smart-Meter-Enabled Dynamic Pricing at Utility and River Basin Scale. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 144(5), 04018019.
- Singh, M. R.; Upadhyay, V., & Mittal, A. K. (2005). Urban water tariff structure and cost recovery opportunities in India. *Water Science and Technology*, 52(12), pp. 43-51.
- Strong, A., & Goemans, C. (2014). Quantity uncertainty and demand: The case of water smart reader ownership. *The BE Journal of Economic Analysis & Policy*, 14(3), pp. 669-694.



- Thorsten, R. E.; Eskaf, S., & Hughes, J. (2009). Cost plus: Estimating real determinants of water and sewer bills. *Public Works Management & Policy*, 13(3), pp. 224-238.
- Tortajada, C. (2006). Water management in Singapore. *Water Resources Development*, 22(2), pp. 227-240.
- Verardi, V., & Croux, C. (2009). Robust regression in Stata. *Stata Journal*, 9(3), pp. 439-453.
- Whittington, D. (1992). Possible adverse effects of increasing block water tariffs in developing countries. *Economic Development and Cultural Change*, 41(1), pp. 75-87.
- Whittington, D. (2003). Municipal water pricing and tariff design: a reform agenda for South Asia. *Water Policy*, 5(1), pp. 61-76.
- Wichelns, D. (2013). Enhancing the performance of water prices and tariff structures in achieving socially desirable outcomes. *International Journal of Water Resources Development*, 29(3), pp. 310-326.
- Worthington, A. C., & Hoffman, M. (2008). An empirical survey of residential water demand modelling. *Journal of Economic Surveys*, 22(5), 842-871.
- Yohai, V. (1987). High Breakdown-point and high efficiency estimates for regression. *Annals of Statistics*, 15, pp. 642-656.
- Zetland, D. (2011). *The end of abundance: economic solutions to water scarcity*. Aguanomics Press.
- Zetland, D., & Gasson, C. (2013). A global survey of urban water tariffs: are they sustainable, efficient and fair? *International Journal of Water Resources Development*, 29(3), pp. 327-342.

**APPENDIX 1. TARIFFS PER 100 M<sup>3</sup>**

The sample of the cities used in this study are shown below, together with their country, the tariff for 2015 for an annual consumption of 100 m<sup>3</sup> measured in \$US and the percentage broken down for the items on the total invoice associated with the supply and with sewerage and sanitation. These percentages have been calculated excluding not only the direct taxes but also other items that are unrelated to these services. For further details about tariff calculations, see Section 3.1. The list is structured from the highest to the lowest depending on the rates.

**Table A.1.** Tariff amount

	City	Country	Total Amount (\$)	Percentage Supplied	Sewerage & Sanitation Percentage
1	Richmond	Canada	1038	60.0	40
2	Odense	Denmark	991	28.3	72
3	Aarhus	Denmark	957	35.2	65
4	Esbjerg	Denmark	859	28.2	72
5	Aalborg	Denmark	852	35.1	65
6	Rotterdam	Netherlands	809	20.8	79
7	Melbourne	Australia	754	51.3	48.7
8	Glasgow	United Kingdom	740	0.0	100
9	Sidney	Australia	723	36.3	63.7
10	Linkoping	Sweden	713	40.8	59
11	Maastricht	Netherlands	709	33.3	67
12	Gothenburg	Sweden	694	41.3	59
13	Berne	Switzerland	679	41.2	59
14	Canberra	Australia	679	42.0	58
15	The Hague	Netherlands	672	28.4	72
16	Washington D.C.	USA	666	26.3	74
17	Regina	Canada	660	54.9	45
18	Salzburg	Austria	648	40.7	59
19	Vancouver	Canada	634	64.4	36
20	Manchester	United Kingdom	628	49.2	51
21	Graz	Austria	623	55.7	44
22	Copenhagen	Denmark	615	45.8	54
23	Turku	Finland	610	51.9	48
24	Cardiff	United Kingdom	608	40.0	60
25	Utrecht	Netherlands	589	20.8	79
26	Liège	Belgium	581	65.2	35

**Table A.1.** Tariff amount (cont.)

	City	Country	Total Amount (\$)	Percentage Supplied	Sewerage & Sanitation Percentage
27	Charleroi	Belgium	579	65.1	35
28	Amsterdam	Netherlands	571	32.4	68
29	Tampere	Finland	569	44.0	56
30	Courtrai	Belgium	550	39.3	61
31	Vienna	Austria	550	50.0	50
32	Zurich	Switzerland	548	43.9	56
33	Le Havre	France	543	44.0	56
34	Louvain	Belgium	542	38.4	62
35	New York	USA	527	59.4	41
36	Innsbruck	Austria	527	43.7	56
37	Calgary	Canada	521	50.6	49
38	Uppsala	Sweden	519	40.0	60
39	Leeds	United Kingdom	519	42.3	58
40	Geneva	Switzerland	513	66.4	34
41	Birmingham	United Kingdom	510	51.5	49
42	Genk	Belgium	509	34.4	66
43	Oulu	Finland	505	44.0	56
44	Malmo	Sweden	500	43.1	57
45	Basle	Switzerland	480	47.4	53
46	Eindhoven	Netherlands	475	27.2	73
47	Brest	France	470	38.1	62
48	Linz	Austria	469	48.0	52
49	Lausanne	Switzerland	465	73.2	27
50	Nicosia	Cyprus	462	33.0	67
51	Espoo	Finland	456	43.3	57
52	Helsinki	Finland	456	43.3	57
53	Vantaa	Finland	456	43.3	57
54	Larnaca	Cyprus	454	39.0	61
55	Limasol	Cyprus	453	38.1	62
56	Amberes	Belgium	446	40.8	59
57	London	United Kingdom	435	50.0	50
58	Nancy	France	425	59.5	41
59	Stockholm	Sweden	415	43.2	57
60	Brussels	Belgium	410	59.3	41
61	Lille	France	407	43.1	57
62	Trondheim	Norway	403	42.1	58
63	Bergen	Norway	399	43.5	57

**Table A.1.** Tariff amount (cont.)

	City	Country	Total Amount (\$)	Percentage Supplied	Sewerage & Sanitation Percentage
64	Denver	USA	398	43.8	56
65	Oslo	Norway	396	46.7	53
66	Bordeaux	France	391	54.8	45
67	Wellington	New Zealand	388	24.3	76
68	Lyon	France	381	61.2	39
69	Marseilles	France	380	51.9	48
70	Paris	France	380	43.5	57
71	Pafos	Cyprus	377	38.9	61
72	Durham	Canada	374	54.7	45
73	Winnipeg	Canada	362	54.7	45
74	Strasbourg	France	355	48.6	51
75	Radom	Poland	349	50.0	50
76	Minneapolis	USA	348	48.9	51
77	La Serena	Chile	346	54.2	46
78	Rheims	France	344	41.6	58
79	Saskatoon	Canada	321	56.2	44
80	Copiapo	Chile	315	64.9	35
81	Los Angeles	USA	314	52.4	48
82	Valencia	Spain	294	51.5	48
83	Athens	Greece	286	59.4	41
84	La Paz	Bolivia	282	42.5	57
85	Sendai	Japan	282	73.1	27
86	Tarnow	Poland	280	37.5	62
87	Bydgoszcz	Poland	278	50.1	50
88	Barcelona	Spain	273	72.0	28
89	Sintra	Portugal	265	50.8	49
90	Antofagasta	Chile	261	82.5	17
91	Pécs	Hungary	261	56.9	43
92	Jerusalem	Israel	251	100.0	0
93	Alejandrópolis	Greece	251	69.8	30
94	Pitesti	Rumania	241	51.6	48
95	Braga	Portugal	241	53.1	47
96	Loures	Portugal	240	54.1	46
97	Seville	Spain	240	43.4	57
98	Wroclaw	Poland	235	46.1	54
99	Port Moresby	Papua Nueva Guinea	229	80.7	19

**Table A.1.** Tariff amount (cont.)

	City	Country	Total Amount (\$)	Percentage Supplied	Sewerage & Sanitation Percentage
100	Coimbra	Portugal	229	56.4	44
101	Igoumenitsa	Greece	228	62.6	37
102	Arad	Rumania	222	50.7	49
103	Razgrad	Bulgaria	221	88.5	12
104	Quillota	Chile	221	50.4	50
105	San Felipe	Chile	221	50.4	50
106	Alba	Rumania	221	51.2	49
107	Satu Mare	Rumania	220	54.6	45
108	Malta - Average*	Malta	220	100.0	0
109	Montevideo	Uruguay	220	54.9	45
110	Stara Zagora	Bulgaria	215	80.8	19
111	Budapest	Hungary	214	38.7	61
112	Braila	Rumania	214	62.5	38
113	Cluj-Napoca	Rumania	209	48.5	51
114	Faro	Portugal	208	47.3	53
115	Constanta	Rumania	208	52.6	47
116	Sapporo	Japan	207	100.0	0
117	Buzau	Rumania	205	63.7	36
118	Madrid	Spain	205	60.7	39
119	Debrecen	Hungary	205	54.9	45
120	Timisoara	Rumania	204	50.2	50
121	Tg Mures	Rumania	203	57.1	43
122	Serres	Greece	203	75.2	25
123	Chicago	USA	201	50.0	50
124	Fukuoka	Japan	199	53.3	47
125	Tokyo	Japan	198	67.6	32
126	Bogota	Colombia	198	63.1	37
127	Turin	Italy	197	34.8	65
128	Bilbao	Spain	195	52.0	48
129	Bistrita	Rumania	195	60.6	39
130	Miskolc	Hungary	193	56.5	43
131	Vrancea	Rumania	192	57.1	43
132	Viseu de Sus	Rumania	192	61.0	39
133	Oporto	Portugal	189	70.6	29
134	Medias	Rumania	186	51.0	49
135	Valparaiso	Chile	183	61.8	38
136	Viña del Mar	Chile	183	61.8	38

**Table A.1.** Tariff amount (cont.)

	City	Country	Total Amount (\$)	Percentage Supplied	Sewerage & Sanitation Percentage
137	Cochabamba	Bolivia	180	71.4	29
138	Suceava	Rumania	179	58.1	42
139	Oradea	Rumania	178	68.4	32
140	Brasov	Rumania	177	59.2	41
141	Temuco	Chile	177	44.3	56
142	Burgas	Bulgaria	174	59.9	40
143	Bolonia	Italy	172	44.3	56
144	Bialystok	Poland	172	50.4	50
145	Soacha	Colombia	171	59.9	40
146	Salónica	Greece	170	60.7	39
147	Miercurea Ciuc	Rumania	168	54.6	45
148	Hiroshima	Japan	168	54.7	45
149	Bucharest	Rumania	167	81.8	18
150	Resita	Rumania	166	69.0	31
151	Iasi	Rumania	164	57.9	42
152	Rome	Italy	163	40.7	59
153	Pleven	Bulgaria	163	84.3	16
154	Lisboa	Portugal	162	69.5	30
155	Osaka	Japan	160	62.9	37
156	Brazilia DF	Brazil	159	50.0	50
157	Calarasi	Rumania	158	56.9	43
158	Kaposvar	Hungary	156	61.1	39
159	Giurgiu	Rumania	156	51.5	48
160	Yokohama	Japan	155	55.8	44
161	Port Vila	Vanuatu	153	59.9	40
162	Craiova	Rumania	152	59.8	40
163	Naples	Italy	149	59.7	40
164	Trujillo	Peru	149	40.9	59
165	Baia Mare	Rumania	148	61.0	39
166	Rio de Janeiro	Brazil	147	54.1	46
167	Cali	Colombia	144	53.1	47
168	Sofia	Bulgaria	142	67.1	33
169	Conception	Chile	142	48.3	52
170	Miami	USA	139	37.0	63
171	Sibiu	Rumania	137	60.2	40
172	Deva	Rumania	134	67.5	33
173	Pereira	Colombia	134	58.8	41

**Table A.1.** Tariff amount (cont.)

	City	Country	Total Amount (\$)	Percentage Supplied	Sewerage & Sanitation Percentage
174	Nagoya	Japan	130	53.5	46
175	Severin	Rumania	129	71.5	29
176	Lima	Peru	123	43.6	56
177	Santiago de Chile	Chile	121	47.5	53
178	Natal	Brazil	121	58.8	41
179	Colon	Panama	113	100.0	0
180	Panama	Panama	113	100.0	0
181	Ulsan	South Korea	108	68.5	31
182	Fortaleza	Brazil	107	54.6	45
183	São Paulo – Sumare	Brazil	105	50.0	50
184	Busan	South Korea	102	59.3	41
185	San Jose	Costa Rica	98	77.2	23
186	São Paulo – Mauá	Brazil	97	47.4	53
187	Jinja	Uganda	97	74.8	25
188	Casablanca	Morocco	96	79.9	20
189	Tegucigalpa	Honduras	93	79.3	21
190	São Paulo - Porto Ferreira	Brazil	92	57.1	43
191	São Paulo – Limeira	Brazil	92	50.0	50
192	Incheon	South Korea	92	61.4	39
193	Suva	Fiji	87	9.3	91
194	Mohammedia	Morocco	87	77.8	22
195	Chiclayo	Peru	87	42.0	58
196	Seoul	South Korea	86	56.3	44
197	Kampala	Uganda	85	82.7	17
198	Quito	Ecuador	85	72.2	28
199	Mbarara	Uganda	84	88.1	12
200	Daegu	South Korea	82	60.0	40
201	Entebbe	Uganda	80	89.3	11
202	Gyeonggi	South Korea	80	67.2	33
203	Milan	Italy	79	26.4	74
204	Buenos Aires	Argentina	79	50.0	50
205	Peking	China	77	60.3	40
206	Daejeon	South Korea	76	57.0	43
207	Tianjin	China	75	74.4	26
208	Gwangju	South Korea	75	60.2	40

**Table A.1.** Tariff amount (cont.)

	City	Country	Total Amount (\$)	Percentage Supplied	Sewerage & Sanitation Percentage
209	Kaohsiung	Taiwan (China)	64	56.6	43
210	Johannesburgo	South Africa	62	69.9	30
211	Hong Kong	Hong Kong (China)	62	54.7	45
212	Shanghai	China	56	53.0	47
213	Taipei	Taiwan (China)	54	70.8	29
214	Guatemala City	Guatemala	53	83.3	17
215	Kigali	Ruanda	52	100.0	0
216	Shenzhen	China	49	71.9	28
217	Lusaka	Zambia	47	75.6	24
218	San Salvador	El Salvador	44	95.8	4
219	Canton	China	44	68.7	31
220	Arequipa	Peru	40	79.2	21
221	Mauricio	Mauricio	37	49.9	50
222	Nabeul	Tunisia	35	100.0	0
223	Sfax	Tunisia	35	100.0	0
224	Tunis	Tunisia	35	100.0	0
225	Leon	Nicaragua	29	78.7	21
226	Teheran	Iran	27	85.6	14
227	Bandar Abbas	Iran	24	84.3	16
228	Tabriz	Iran	24	84.2	16
229	Isfahan	Iran	24	83.9	16
230	Managua	Nicaragua	23	70.9	29
231	Shiraz	Iran	22	82.4	18
232	Algiers	Algeria	9	72.8	27
233	Constantine	Algeria	9	72.8	27
234	Oran	Algeria	9	72.8	27
235	Chlef	Algeria	9	73.5	27
236	Ouargla	Algeria	8	73.4	27

Source: See Appendix 2. The total amount for the tariff is measured in \$US in 2015.



## APPENDIX 2. DATA SOURCES

The following table shows the sources of information from which that data for calculating the tariffs has been extracted, apart from those included in the statistics made available by the *International Water Association* (IWA, 2014, and IWA, 2016).

**Table A.2.** Sources of information

<b>Central America</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- San José: Autoridad Reguladora de los Servicios Públicos (ARESEP).</li> <li>- Tegucigalpa: Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y Alcantarillados (SANAA).</li> <li>- Panamá y Colón: Autoridad Nacional de los Servicios Públicos (ASEP).</li> <li>- Ciudad de Guatemala: EMPAGUA</li> <li>- San Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA).</li> <li>- Managua y León: Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados (ENACAL).</li> </ul>
<b>South America</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Buenos Aires: Aguas Bonaerenses S.A. (ABSA)</li> <li>- Brasilia: Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB).</li> <li>- Río de Janeiro and Sao Paulo: Odebrecht.</li> <li>- Fortaleza: Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE).</li> <li>- Natal: Companhia de Águas e Esgotos (CAERN).</li> <li>- La Paz: Empresa Pública Social de Agua y Saneamiento (EPSAS).</li> <li>- Cochabamba: Servicio Municipal de Agua Potable y Alcantarillados de Cochabamba (SEMAPA).</li> <li>- Bogotá, Pereira, Soacha and Cali: Aguas y Aguas.</li> <li>- Quillota, San Felipe, La Serena and Copiapó: Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) y ESVAl S.A.</li> <li>- Lima: Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (Sedapal S.A.)</li> <li>- Arequipa: Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Arequipa (SEDAPAR S.A.).</li> <li>- Trujillo: SEDALIB S.A.</li> <li>- Chiclayo: Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS).</li> <li>- Uruguay (all the cities except the area of Balnearia): Unidad Reguladora de Servicios de Energía y Agua (URSEA).</li> <li>- Quito: Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS) - Agua de Quito.</li> </ul>
<b>África</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Algiers, Oran, Constantine, Chlef and Ouargla: Ministère Des Ressources en Eau et de L'environnement Algérienne des Eaux.</li> <li>- Túnez, Sfax and Nabeul: Société nationale d'exploitation et de distribution des eaux (SONEDE).</li> <li>- Casablanca and Mohammedia: Lydec S.A.</li> <li>- Kigali: Water and Sanitation Corporation (WASAC).</li> <li>- Johannesburg: Department of Environment and Infrastructure Services, City of Johannesburg.</li> </ul>
<b>Oceania</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Canberra: Independent Competition and Regulatory Commission (ICRC).</li> <li>- Sidney: Sidney Water.</li> <li>- Melbourne: South East Water.</li> <li>- Suva: Water Authority of Fiji.</li> <li>- Wellington: Wellington Water.</li> <li>- Auckland: Watercare.</li> <li>- Puerto Moresby: Water PNG.</li> <li>- Vanuatu: UNELCO.</li> </ul>

**AUTHOR**

LORENA OLMOS SALVADOR

Has a Doctorate in Economics from the University of Zaragoza. Her lines of research focus on Applied Econometrics, Water Economics and Political Economics. She has published several articles in international journals indexed in the Journal Citation Reports (JCR) and regularly participates in scientific conferences. She is currently a lecturer in the Economic Analysis Department at the University of Zaragoza and collaborates as a consultant in the field of Applied Economics.

# NOTES

[www.fundacionaquae.org](http://www.fundacionaquae.org)

**AQUAE**  
FUNDACIÓN

A large grid of graph paper for taking notes, consisting of 20 columns and 30 rows of small squares.

---

---

---

---

---

---

---

A large grid of graph paper for taking notes, consisting of 20 columns and 30 rows of small squares.



# AQUAE



# PAPERS

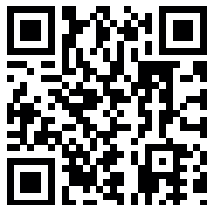
Nº 9

SEPTEMBER 2018

9

## INTERNATIONAL HOUSEHOLD WATER TARIFF DETERMINANTS

Author: Lorena Olmos Salvador



In collaboration with:



Colegio de  
Economistas  
de Madrid

