

TRIBUTOS AMBIENTALES SOBRE EL AGUA Y COMPORTAMIENTO DEL SECTOR INDUSTRIAL

CRISTINA DE GISPERT BROSA

Tesis dirigida por el Dr. Joaquim Solé Vilanova en el marco del programa de doctorado *Economía del sector público* presentada para la obtención del título de Doctor en Ciencias Económicas y Empresariales

Departament d'Economia Política, Hisenda Pública i Dret Financer i Tributari

UNIVERSITAT DE BARCELONA

Barcelona, 2000

2.3.2.2. **Ámbito internacional**

Hasta ahora se ha hecho referencia al diseño de tributos ambientales que se aplicarían en un contexto caracterizado por la existencia de una autoridad política soberana. Sin embargo, hay problemas ambientales que trascienden las fronteras de dos o más naciones. Las denominadas *externalidades ambientales internacionales*, pueden definirse como aquellos efectos no compensados que recaen sobre una nación como resultado de las acciones realizadas por otra nación (Herber, 1994). El uso global de la atmósfera puede generar externalidades de este tipo, siendo además un caso característico de los recursos llamados comunes ("*commons*").

El problema adicional que se produce en este caso, es que el área geográfica de los efectos externos no se corresponde con un espacio político soberano. En consecuencia, aparece la necesidad, previa a la internalización de las externalidades ambientales, de instrumentar mecanismos para organizar la cooperación internacional. Una vía consiste en la creación de un gobierno supranacional soberano cuyo ámbito englobe la zona geográfica de las externalidades. Aunque esta opción podría minimizar los costes de transacción así como el comportamiento *free-rider* de las naciones, es difícil que éstas renuncien a su soberanía en favor de una autoridad supranacional. Una vía alternativa se basa en la negociación de un *acuerdo ambiental internacional* que funciona bajo la soberanía delegada por cada nación firmante del acuerdo. Aunque se atribuyen ventajas de eficiencia a esta forma de cooperación internacional (Herber, 1991; Barrett, 1991; Sandler, 1992), también existen consecuencias sobre la equidad, porque los beneficios y costes de las políticas de internalización tienden a repartirse de forma desigual entre las naciones.

En cuanto a los instrumentos impositivos ambientales a escala internacional, Herber (1994) resume las principales fórmulas de aplicación que se diferencian fundamentalmente en el grado de renuncia al poder tributario soberano de cada nación.

Tabla 2.3.-Instrumentos impositivos ambientales internacionales

Instrumento	Fuente De recaudación	Uso de la Recaudación	Estabilidad de la Recaudación	Pérdida de Poder tributario soberano (0-10)
<u>Auto-financiación</u>	Sistemas impositivos nacionales	Cada nación paga sus propios gastos	Recaudación voluntaria	0
<u>Participación en la carga</u>	Sistemas impositivos nacionales	Gastos supranacionales centralizados	Recaudación voluntaria	
Sin fórmula de valoración	2
Con fórmula de valoración	3
<u>Impuestos nacionales armonizados</u>	Diseño de una base imponible nacional	Cada nación mantiene su recaudación	Recaudación automática	5
		Gastos supranacionales centralizados	6
<u>Impuestos internacionales</u>	Diseño de una base imponible internacional	Gastos supranacionales centralizados	Recaudación automática	
Establecidos por un ente supranacional no soberano	8
Establecidos por un ente supranacional soberano	10

Fuente: Herber (1994)

El instrumento menos sofisticado consiste en la *auto-financiación* donde cada nación utiliza su propio sistema impositivo para financiar los costes de su participación en un acuerdo internacional, sin diseñar nuevas figuras. Esta vía suele utilizarse cuando el acuerdo no requiere gastos centralizados para financiar aspectos institucionales, un presupuesto general o un fondo. En este caso, no se produce ninguna pérdida de autoridad -poder tributario- por parte de las naciones participantes. Bajo el sistema de *participación en la carga*, cada nación

"voluntariamente" acuerda pagar una proporción de los gastos centralizados establecidos. Aunque se renuncia a parte de la soberanía tributaria, la cesión es aún reducida puesto que cada nación decide como financiar su contribución sin estar obligada a utilizar una figura impositiva en particular. La participación concreta de cada nación en la carga puede venir definida, en su caso, a través de una fórmula explícita de valoración. La *armonización de impuestos nacionales* requiere que las naciones participantes lleguen a un acuerdo en cuanto a la base impositiva y, posiblemente, en cuanto al tipo o tipos impositivos aplicados en cada país miembro. La mayor renuncia a la soberanía tributaria tiene lugar bajo la aplicación de un impuesto por parte de un ente soberano supranacional. Ello resuelve el problema de la *no correspondencia*, creándose una jurisdicción gubernamental que cubre el ámbito geográfico de las externalidades ambientales correspondientes. En este caso, el hecho de que las naciones deban ceder poder tributario al ente supranacional, convierte esta posibilidad en una vía políticamente compleja.

CAPÍTULO 3

<p><i>LOS TRIBUTOS AMBIENTALES SOBRE EL AGUA EN ESPAÑA Y EN EL RESTO DE EUROPA</i></p>

3.0. INTRODUCCIÓN

Este capítulo se centra en el estudio de las experiencias prácticas de imposición ambiental sobre las aguas, en España y en otros países de nuestro entorno. La sección 3.1 revisa algunos aspectos específicos que caracterizan la tributación sobre el recurso agua. En la sección 3.2 se realiza un repaso de las figuras tributarias que recaen sobre el agua aplicadas en España. En este caso, no se atiende estrictamente al criterio ambiental -en el sentido de gravar según contaminación- sino que se revisan todos los impuestos cuyo gravamen incide, de un modo u otro, en las aguas. Sin embargo, se dedica un epígrafe concreto a los cánones estatales de vertido, al tratarse de las figuras que más se aproximan a los gravámenes según contaminación.

La sección 3.3 presenta un análisis exhaustivo del Tributo de Saneamiento sobre las aguas residuales aplicado en Cataluña desde 1981. El contenido de esta sección es fundamental para la mejor comprensión del análisis empírico que se realiza en el capítulo 6, centrado precisamente en los efectos del Tributo de Saneamiento catalán sobre el sector industrial. Se revisa, en primer lugar, la estructura del tributo para pasar a valorar, en segundo lugar, su intencionalidad ambiental a través de una serie de criterios.

En la sección 3.4 se completa el análisis anterior con el estudio comparativo de los cánones de saneamiento existentes en otras Comunidades Autónomas, centrado en el modo como se gravan las emisiones contaminantes en cada caso. Finalmente, la sección 3.5 expone las características de la fiscalidad ambiental sobre el agua en Alemania, Francia y Holanda.

Es importante señalar que cada una de las fases de este circuito genera un gasto asociado a la realización y mantenimiento de las infraestructuras correspondientes. Lo anterior, junto a la idea cada vez más extendida de que es necesario incentivar un uso racional del recurso, ha llevado a desarrollar, desde el sector público, una serie de figuras fiscales en las que se tiende a gravar a quién especialmente se beneficia de cada etapa o proceso.

Las infraestructuras hidráulicas forman parte del denominado *capital público productivo*. En este sentido, las políticas hidráulicas actuales hacen hincapié en el hecho de que las infraestructuras de aprovechamiento podrían utilizarse mejor e incluso resultar suficientes, si se asume la responsabilidad de devolver el agua, una vez utilizada, al dominio público en condiciones adecuadas para su reutilización. Por esta razón, adquieren cada vez más importancia las infraestructuras de depuración frente a las de incremento de la disponibilidad del recurso agua.

Sin embargo, el requerimiento de infraestructuras plantea el problema de su financiación, en un contexto donde los gastos sociales (sanidad y educación) compiten fuertemente por los recursos públicos. Asimismo, el desarrollo de la inversión en infraestructuras aumenta los gastos de explotación y conservación, lo cual añade mayor dificultad para conseguir dotar los recursos suficientes.

En España, como en la mayoría de los países desarrollados, las infraestructuras se han financiado a través de los Presupuestos Generales del Estado, es decir, con cargo a los ingresos no financieros (básicamente impuestos generales)². Esta práctica influye en el comportamiento de los usuarios que tienden

² Constituye una excepción, a la financiación vía presupuesto, el caso específico de las autopistas de peaje y las inversiones en puertos y aeropuertos a partir de 1992 (Cruz Amorós, 1995).

a plantear demandas excesivas de capacidad y calidad de las infraestructuras, sin ninguna disposición a pagar por éstas.

Las tendencias mencionadas han llevado a plantear alternativas, al margen del presupuesto, a la estricta financiación impositiva. Por un lado, se propone la financiación mediante cargas directas sobre los usuarios de las infraestructuras, es decir, exigiendo que éstos contribuyan de forma específica a la financiación de sus costes económicos y sociales mediante un "sistema-precio", a menudo calificado como parafiscal debido al carácter finalista de las recaudaciones obtenidas. Por otro lado, se fomentan fórmulas de financiación destinadas a atraer la inversión privada hacia las infraestructuras hidráulicas declaradas de interés general por el Estado, sin excluir la inversión pública directa³.

En el capítulo 2 (ver apartado 2.1.3.1.) se observaban las ventajas e inconvenientes de afectar la recaudación de los impuestos a una finalidad concreta, en este caso, a la realización y/o mantenimiento de las infraestructuras hidráulicas correspondientes. Si bien ello puede favorecer la aceptabilidad social de tales cargas por parte de los usuarios, también puede condicionarse el diseño impositivo, por ejemplo, a la hora de introducir la dimensión ambiental en la estructura del impuesto.

Asimismo, la cuestión de la financiación de las infraestructuras, en nuestro caso hidráulicas, es compleja desde el punto de vista de la equidad en la distribución de los costes. Motivos de *equidad interregional* imponen que se destinen los recursos presupuestarios hacia las regiones con menores niveles de renta, mientras que se desarrollan mecanismos de financiación extrapresupuestaria

³ En el caso español, las Leyes estatales 12/1996 y 13/1996 articulan tres fórmulas destinadas a fomentar la financiación privada: la construcción, explotación o ejecución de obra hidráulica por parte de la Administración General del Estado a través de sociedades estatales, o bien a través de sociedades dependientes de las Confederaciones Hidrográficas, y el contrato de concesión para la construcción y explotación de obras hidráulicas (Blanco Rodríguez, 1996).

en regiones más ricas. A nivel individual, se tiende a gravar al usuario final del agua como beneficiario directo o indirecto de las distintas infraestructuras, en función de su nivel de consumo. En este caso, se plantean cuestiones de equidad tales como el tratamiento de los distintos tipos de usuarios (domésticos, industriales, agrícolas u otros) o la consideración de aspectos concretos como el tamaño de la unidad familiar consumidora o el hecho de garantizar un precio bajo para los consumos básicos, en el caso de los usos domésticos.

Finalmente, cabe señalar que la concurrencia de los distintos niveles de administración, de acuerdo con sus competencias, genera múltiples destinatarios de los ingresos derivados de las figuras fiscales aplicadas a lo largo del ciclo integral del recurso. La fragmentación de la responsabilidad competencial implica una actuación fiscal también fragmentada que dificulta la formación de un precio global del agua con una estructura coherente.

3.2. FISCALIDAD SOBRE EL AGUA EN ESPAÑA

3.2.1. La administración hidráulica en España y en Cataluña

La administración hidráulica española se estructura en torno al concepto de cuenca hidrográfica⁴ como unidad de gestión del recurso. Dada la división territorial del Estado en comunidades autónomas (CCAA), las cuencas hidrográficas pueden ser *intercomunitarias*, cuando exceden el ámbito espacial autonómico, o *intracomunitarias* cuando no rebasan dicho límite. En las cuencas intercomunitarias, son las denominadas *confederaciones hidrográficas* (CCHH) las que asumen la administración del recurso. Las CCHH son organismos

⁴ Se entiende por cuenca hidrográfica el territorio en que las aguas fluyen al mar a través de una red de cauces secundarios que convergen en un cauce principal único.

autónomos de carácter comercial adscritos al Ministerio de Medio Ambiente y, en concreto, existen nueve: la confederación hidrográfica del Duero, del Ebro, del Sur de España, del Guadalquivir, del Guadiana, del Júcar, del Segura, del Norte de España y del Tajo.

En las cuencas internas es la propia administración autonómica, bajo distintas formas organizativas, la que asume la responsabilidad en materia hidráulica dentro de su territorio, condicionada a la legislación básica estatal sobre aguas⁵ y a través del desarrollo de la misma. En consecuencia, las CCHH o CCAA en su caso, son los suministradores *en alta* del agua, es decir, quienes asignan o distribuyen los recursos a los grandes usuarios -aprovechamientos hidroeléctricos, sistemas de refrigeración, regadíos, industrias en suministro independiente y ayuntamientos-. El régimen económico de esta primera fase del suministro está sometido a la Ley estatal de Aguas (1985).

En el caso concreto de Cataluña, la Generalitat ha asumido las competencias en materia de aguas, obras hidráulicas y protección del medio ambiente en el marco establecido por la Constitución y su Estatuto de autonomía⁶. El desarrollo de estas competencias se ha materializado en la Ley autonómica 5/1981, sobre despliegue legislativo en materia de evacuación y tratamiento de aguas residuales, y en la Ley autonómica 17/1987, reguladora de la Administración hidráulica de Cataluña. Esta legislación ha sido recogida en un texto refundido a través del Decreto legislativo 1/1988, de 28/1/88.

⁵ Ley 29/1985, de Aguas, posteriormente modificada por la Ley estatal 46/1999, de 13 de diciembre, BOE núm.298 del 14/12/99.

⁶ En concreto, por los artículos 149.1.23 y 149.1.24 de la Constitución y por los artículos 9.13, 9.16, 10.1.6 y 11.10 del Estatuto de autonomía de Cataluña. "*La Generalitat de Cataluña tiene competencias exclusivas sobre... 9.13. obras públicas que no tengan la calificación legal de interés general del Estado o cuya realización no afecte a otra comunidad autónoma; 9.16. aprovechamientos hidráulicos, canales y regadíos, cuando las aguas discurran íntegramente dentro de Cataluña, instalaciones de producción, distribución y transporte de energía, cuando este transporte no salga de su territorio y su aprovechamiento no afecte a otra provincia o comunidad autónoma; aguas minerales, termales y subterráneas*".

Asimismo, se ha establecido un régimen legal específico en dos ámbitos fundamentales de actuación de la Administración hidráulica catalana: el del abastecimiento de agua en el área de Barcelona -Ley autonómica 4/1990- y el régimen económico-financiero para la ejecución de infraestructuras hidráulicas de Cataluña -Ley autonómica 5/1990-. Quizás el aspecto más importante a destacar es el hecho de que las competencias en cuanto a política hidráulica, por un lado, y las relativas a la calidad ambiental, por otro lado, se hallan separadas desde un punto de vista organizativo. Las primeras dependen del Departamento de Política territorial y obras públicas, mientras que las segundas se atribuyen al Departamento de Medio Ambiente de la administración autonómica.

Recientemente se ha producido un cambio organizativo importante, en concordancia con la idea de tratamiento integral del ciclo hidráulico, manifestado en la creación de la Agencia Catalana del Agua (ACA) por la Ley autonómica 25/1998. La ACA es la autoridad que ejerce las competencias de la Generalitat en materia de aguas y obras hidráulicas.

En cuanto a la Administración hidráulica local, los entes locales tienen competencias en los siguientes ámbitos: abastecimiento de agua potable, alcantarillado y tratamiento de aguas residuales y control sanitario de las aguas residuales. De esta forma, los ayuntamientos bien directamente, bien a través de empresas concesionarias del servicio, suministran el agua *en baja*, es decir, a los usuarios finales -domésticos e industriales no suministrados en alta-. Esta segunda fase del suministro está sujeta, en cuanto al régimen económico, a las disposiciones autonómicas y locales.

3.2.2. Panorámica de las figuras existentes

Como ya se ha dicho anteriormente, los distintos niveles de administración han desarrollado una serie de tributos que inciden en los distintos puntos del ciclo completo del agua. En la Tabla 3.1. se recoge esta actividad financiera, según el nivel de gobierno que es titular de cada figura. Conviene señalar, por un lado, que para ejemplificar el nivel autonómico se ha expuesto el caso de Cataluña y, como ejemplo del caso supramunicipal, el de la *Entidad Metropolitana de Servicios Hidráulicos y Tratamiento de Residuos* (EMSHTR) que agrupa 32 municipios de la conurbación de Barcelona. Por otro lado, para cada tributo se distingue cuál es el proceso donde propiamente se incide -la fase que justifica el tributo- y cuál es el proceso al que se destina la recaudación -la fase que se beneficia de los recursos obtenidos-.

Tabla 3.1. Fiscalidad sobre el agua en España

Nivel de Gobierno	Figura fiscal	Proceso donde se incide	Proceso al cual se Afecta la recaudación
Central	*Cánones ocupación *Canon regulación / Tarifa de utilización *Cánones de vertido	→ Dominio público → Abastecimiento → Vertido	→ Dominio público → Abastecimiento →Dominio público/ Vertido
Autonómico	*Canon de infraestructura hidráulica *Tributo de saneamiento *Complemento tarifa red básica	→ Consumo → Consumo / vertido → Consumo	→ Abastecimiento → Vertido → Abastecimiento
Supra- municipal (EMSHTR)	*Tarifa complementaria de garantía y suministro *Tasa ambiental gestión de residuos municipales	→ Consumo → Consumo	→ Abastecimiento → Ajeno al ciclo agua (residuos sólidos)
Municipal	*Tarifa suministro (tasa) *Tasa alcantarillado	→ Consumo →Consumo/otros criterios	→ Abastecimiento → Vertido

Fuente: elaboración propia

Empezando por los recursos tributarios del Estado, existe un **canon de ocupación** regulado en la Ley de Aguas de 1985 que incide sobre los beneficios que obtiene un individuo del aprovechamiento del dominio público hidráulico y la correspondiente recaudación se afecta a la protección y mejora del mismo. Paralelamente, la Ley de Costas (22/1988) regula un **canon de ocupación del dominio público marítimo-terrestre** en el mismo sentido que el anterior, aunque en este caso los ingresos no tienen un destino específico sino que financian gastos generales del Estado. El **canon de regulación** se aplica sobre los beneficios especiales derivados de las obras de regulación de agua realizadas por el Estado, que hacen posible la mayor y mejor disponibilidad del recurso para regadíos, abastecimiento de poblaciones, aprovechamientos industriales y otros usos potenciales. La **tarifa de utilización** recae sobre los beneficios especiales derivados de otras obras hidráulicas realizadas por el Estado que faciliten la disponibilidad o el uso del agua. Tanto el canon de regulación como la tarifa de utilización se destinan a financiar dichas obras, de modo que pueden encuadrarse en la categoría de contribuciones especiales. Asimismo, existen dos **cánones de vertido**: uno regulado en la Ley de Aguas y el otro en la Ley de Costas, que se identifican con la categoría de tasas. En este caso, el Estado exige el pago de una cuota a quien solicita autorización para realizar vertidos de aguas a la cuenca hidrográfica o al mar respectivamente. La recaudación se utiliza para financiar la actuación reguladora y de reparación del daño ocasionado.

En cuanto a los tributos desarrollados por la comunidad autónoma de Cataluña, el **canon de infraestructura hidráulica** tiene por objeto gravar el consumo de agua de cualquier procedencia (entidad suministradora o fuentes propias) para sufragar con la recaudación las obras hidráulicas y de abastecimiento determinadas en el *Programa de Obras Hidráulicas*. Por su parte, el **tributo de saneamiento** incide sobre el consumo de agua y, en su caso, sobre las emisiones contaminantes asociadas a las aguas residuales. Se trata también de

un tributo finalista cuya recaudación se destina a financiar los gastos en infraestructuras de saneamiento. El **complemento de tarifa de la red básica** es una repercusión del precio de venta del agua en alta (de la administración autonómica a los ayuntamientos o entidades suministradoras), cuya base de gravamen es también el volumen de agua consumido. Formalmente, las tarifas de red básica se articulan como un "complemento" de la tarifa por el servicio de abastecimiento de agua. Sin embargo, se trata de conceptos distintos que tienen titulares también distintos.

En el ámbito supramunicipal, la EMSHTR aplica la **tarifa complementaria de garantía y suministro** también en función del consumo de agua. Se trata de un precio público asociado a la prestación del servicio de abastecimiento de agua mediante la red secundaria de ámbito metropolitano. Asimismo, la EMSHTR aplica la **tasa ambiental de gestión de residuos municipales** cuyo objetivo es ajeno al ciclo del agua, al estar asociada a la prestación del servicio metropolitano de gestión de residuos municipales⁷. Sin embargo, debido a la dificultad administrativa de aplicar un gravamen relacionado con el volumen de residuos sólidos generado por el usuario, se ha optado por escoger como base imponible el volumen de agua consumido, lo que resulta muy cuestionable desde el punto de vista de la racionalidad ambiental.

3.2.3. Cánones de vertido del Estado

Desde el Estado se exigen dos cánones directamente relacionados con el principio *quien contamina paga*: uno regulado en la Ley de Aguas (art.105) y el

⁷ Dicha gestión engloba la coordinación y asistencia de las recogidas selectivas y vertederos municipales, y el almacenamiento, el tratamiento, el reciclaje, la valorización y la disposición de los desechos de los residuos municipales (de acuerdo con lo establecido en la Ley 6/1993 reguladora de los residuos).

otro regulado en la Ley de Costas (art.85), según cuál sea el medio receptor del vertido: la cuenca hidrográfica o el mar respectivamente.

La aplicación de ambas figuras se apoya en el siguiente argumento. Dada la existencia inevitable de vertidos susceptibles de contaminar las aguas continentales y marítimas, es preciso controlar los mismos desde la Administración. Por tanto, cuando el sujeto pasivo solicita autorización para realizar los vertidos (a la cuenca hidrográfica o al mar), la administración encargada de autorizarlos le cobra una cuota. Dicha cuota se justifica tanto por el coste burocrático asociado a la actividad de control de la administración, como por el coste ambiental del daño causado.

Ambos cánones de vertido se identifican con la categoría de tasas, puesto que el hecho imponible se relaciona con la autorización administrativa para realizar los vertidos. Sin embargo, puede considerarse que tienen carácter parafiscal, al estar afectada su recaudación a las actuaciones de protección y mejora de la calidad de las aguas receptoras del vertido (Pagès, 1995).

A partir de la realización del hecho imponible, es decir, la actividad de la Administración por la que se concede la autorización para realizar el vertido, el cálculo de la cuota es el *resultado de multiplicar la carga contaminante del vertido, expresada en unidades de contaminación, por el valor que se asigne a la unidad*⁸. Es decir, la base imponible está expresada en unidades de contaminación y el tipo impositivo en pesetas por unidad de contaminación. En concreto, la base imponible se determina de la siguiente forma:

$$\text{Carga contaminante} = \text{Volumen de vertido (m}^3\text{/año)} \times \text{Coeficiente } K$$

⁸ Ver art.105.2 Ley de Aguas y 85.2 Ley de Costas.

siendo K, variable según la clase de vertido o la zona de la costa donde se realiza y el tratamiento de depuración aplicable en su caso. La unidad de contaminación base es la contaminación equivalente a la generada por el vertido de aguas domésticas, atribuible a una población de 1.000 habitantes a lo largo de un año. El tipo impositivo varía según zonas y calidades previstas en la política hidrológica.

La Tabla 3.2. recoge los principales resultados de la gestión del canon por vertidos autorizados, en 1988 y en 1993 respectivamente. En 1988, las cantidades recaudadas efectivamente representaban el 61% de las facturadas. Sin embargo, dicho porcentaje desciende espectacularmente hasta el 25% en el año 1993. Castillo (1998) señala que la reducción de la recaudación efectiva se ha debido a razones técnicas, administrativas y jurídicas, entre otras⁹. Asimismo, el valor de la recaudación potencial también se ha reducido fundamentalmente porque el valor inicialmente asignado a cada unidad de contaminación (igual a 500.000 ptas.) no se ha modificado posteriormente, por lo que ha disminuido en términos reales.

⁹ Entre las razones de orden jurídico se apunta al hecho que muchos ayuntamientos han recurrido los importes liquidados por canon de vertidos ante los tribunales, con el argumento de que la determinación monetaria de la unidad de contaminación no tiene en cuenta el tipo de municipio.

Tabla 3.2. Canon de vertidos autorizados

Cuenca	1988		1993	
	F	C/F (%)	F	C/F (%)
Norte	713,8	69,02	1.051,8	20,36
Duero	393,4	63,88	782,5	58,41
Tajo	305,4	20,56	437,5	23,85
Guadiana	187,6	89,98	328,8	5,93
Guadalquivir	970,3	44,54	1.379,4	10,06
Sur	72	72,08	99,7	2,12
Segura	51,4	98,64	135,1	15,83
Júcar	403,4	79,13	623,5	13,15
Ebro	346,8	82,67	513,3	44,46
Total	3.441,1	61,18	5.351,6	24,57

F: facturado (en millones de pesetas); C: cobrado

Fuente: Castillo (1998) y elaboración propia

3.3. EL TRIBUTO DE SANEAMIENTO (TS) DE CATALUÑA

Aunque el Estado tiene sus propios cánones de vertido, es importante destacar el hecho de que la tributación ambiental en España se ha desarrollado fundamentalmente desde el nivel de las haciendas autonómicas. Este es un aspecto importante en dos sentidos. En primer lugar, porque el establecimiento de impuestos propios por parte de las CCAA constituye una forma de ejercer su autonomía en el campo fiscal. En segundo lugar, porque esta posibilidad ha impulsado el desarrollo de tributos, especialmente en el ámbito de las aguas, que son un paso importante en la evolución del sistema fiscal hacia perspectivas ambientales.

Las condiciones que legalmente se establecen para el establecimiento de impuestos propios se recogen en los artículos 6 a 9 de la LOFCA y son las siguientes:

1. Los tributos que establezcan las CCAA no podrán recaer sobre hechos imponibles gravados por el Estado.
2. No pueden establecerse impuestos que graven rendimientos ni bienes situados fuera del territorio de la comunidad autónoma.
3. Se prohíben aquellos tributos que supongan un obstáculo efectivo a la libre circulación de mercancías o factores productivos.

Cabe matizar, sin embargo, que se ha realizado una interpretación flexible de la primera condición, la más fuerte, referida a evitar los supuestos de doble imposición¹⁰. En concreto, se prohíbe estrictamente la duplicidad de hechos imponibles pero no el establecimiento de tributos propios sobre fuentes impositivas ya gravadas por el Estado.

A partir de este marco legal, Cataluña ha sido la pionera a la hora de implantar impuestos propios puesto que en 1981 aparece el canon de saneamiento de aguas catalán, al cual siguieron una serie de cánones con características similares. En concreto, las comunidades de Asturias (1994), Baleares (1991), Galicia (1993), Navarra (1988), La Rioja (1994) y Valencia (1992) han aplicado también cánones de saneamiento en su territorio.

¹⁰ Sentencia del Tribunal Constitucional de 26 de mayo de 1987, sobre la inconstitucionalidad del impuesto andaluz sobre tierras infrautilizadas.

3.3.1. Antecedentes, principios y normativa

El Tributo de Saneamiento (TS) de Cataluña se creó con la Ley 5/1981 y su aplicación se hizo efectiva a partir de 1983, aunque de una forma progresiva. Desde el inicio de su aplicación y hasta el momento actual, la normativa reguladora del tributo ha evolucionado considerablemente. De esta evolución pueden destacarse los siguientes aspectos:

Tabla 3.3. Evolución de la normativa relativa al TS

1981	Creación del tributo y de la <i>Junta de Saneament</i> (Ley 5/1981)
1982	Desarrollo normativo de la Ley 5/1981 (Decreto 305/1982)
1983	Se inicia la aplicación del tributo
1987/1988	Normativa de regulación de la Administración Hidráulica Catalana (Ley 17/1987 y Decreto Legislativo 1/1988)
1990	Modificación del Decreto 305/1982 para la regulación de la aplicación del tributo (Decreto 320/1990)
1991	Reforma de la <i>Junta de Saneament</i> para pasar a ser empresa pública y aumentar sus competencias (Ley 19/1991)
1992	Se introduce la obligación de declarar la carga contaminante vertida por las industrias (Decreto 286/1992)
1994	Modificación de la Ley 19/1991 (Ley 7/1994)
1998	Creación de la Agencia Catalana del Agua (Ley 25/1998)
1999	Novedades en cuanto a ordenación, gestión y tributación del agua (Ley 6/1999); Regulación de las deducciones en la tributación sobre el agua (Decreto 188/1999);

Fuente: Junta de Saneament (1996) y elaboración propia.

Es importante destacar cuáles eran los objetivos en la situación inicial, para analizar la evolución posterior del contexto de aplicación del TS. La Ley 5/1981, de 4 de junio, sobre despliegue legislativo en materia de evacuación y tratamiento de aguas residuales es fundamentalmente una ley de financiación y de planificación caracterizada por los siguientes principios generales:

- Principio de equidad: en el sentido de que toda persona física o jurídica debe colaborar de acuerdo con la carga contaminante vertida.
- Principio de correspondencia: los recursos económicos recaudados en una zona deben invertirse dentro de la misma, en actuaciones que mejoren la calidad de las aguas.
- Principio de mejora progresiva: se planifica la ejecución de las infraestructuras necesarias de una forma progresiva y en relación con los recursos económicos disponibles.
- Principio de rentabilidad: en primer lugar, se realizan aquellas actuaciones que pueden repercutir más directamente en la obtención de los objetivos globales de la zona; en segundo lugar, se favorece la depuración conjunta de diversas poblaciones superando las divisiones territoriales e incluyendo los vertidos industriales, persiguiendo la máxima rentabilidad de los recursos invertidos.

Asimismo, la planificación se realiza a dos niveles, de forma que existe el Plan general y los Planes de zona. El Plan general o Plan de saneamiento de Cataluña de esta etapa inicial contiene los siguientes apartados:¹¹

- Análisis de la problemática de la contaminación
- Definición de los ámbitos territoriales
- Definición de los niveles de calidad
- Coeficientes de concentración demográfica
- Bases para la elaboración de la normativa complementaria para la aplicación de la ley

¹¹ El Plan de saneamiento fue aprobado por el Consejo Ejecutivo de la Generalitat en las sesiones del 22 y 26 de abril de 1982.

El Plan de zona se elabora una vez analizada la situación de contaminación de las aguas de una determinada área geográfica y mediante éste se fija el objetivo de calidad, de acuerdo con las necesidades y los intereses de todo tipo (sanitarios, turísticos, ecológicos, etc.).

La consecución de los objetivos establecidos requiere llevar a cabo la ejecución y gestión de unas determinadas actuaciones que comportan unos costes. Los ingresos necesarios para su financiación provienen de tributos relacionados con el agua, en particular del TS, y de otros recursos. A partir de la estimación del coste total y anual del plan, de la previsión de recursos no tributarios y de los caudales de agua facturables, se calculan los precios o tarifas aplicables buscando el equilibrio de ingresos y gastos. Al mismo tiempo, se determinan el plazo de ejecución y la necesidad de créditos.

Inicialmente el Plan de saneamiento de Cataluña dividía el territorio en 13 zonas. Sin embargo, la revisión del Plan en 1991 agrupó todas las cuencas internas de Cataluña en una zona única, "Zona A", de competencia exclusiva de la Generalitat. Esta zona tiene una población que representa el 89% de la total de Cataluña y abarca un total de 597 municipios¹². Por otro lado, el Decreto 302/1992 aprobó el Plan de saneamiento correspondiente al ámbito territorial "Zona B" (antiguas zonas 8 a 13) por razones de homogeneidad de estas cuencas sobre las cuales la Generalitat tiene competencias compartidas con la Administración del Estado.

¹² Se trata de las cuencas que desembocan directamente al Mediterráneo sin pasar por el Ebro. En concreto, se han agrupado las antiguas zonas 1 a 7 así como la anterior Zona 14 (Costa Brava) para formar la Zona A.

3.3.2. Los elementos esenciales del tributo

El Tributo de Saneamiento se define como una exacción de carácter finalista y redistributivo, cuya recaudación se asigna a la financiación de los costes de inversión y de explotación correspondientes a las infraestructuras necesarias para la prestación del servicio de saneamiento, de acuerdo con los objetivos del Plan de saneamiento de Cataluña. Asimismo, el TS constituye uno de los recursos económicos de la *Junta de Saneamiento*, entidad encargada de la gestión del tributo.

El **hecho imponible** está formado por cualquier consumo potencial o real de agua de toda procedencia, por razón de la contaminación que puede producir. Sin embargo, el TS tiene dos denominaciones distintas: *incremento de tarifa de saneamiento* (ITS), cuando se trata del agua suministrada por los ayuntamientos o por empresas de suministro; *canon de saneamiento*, cuando afecta la utilización del agua procedente de aprovechamientos de aguas superficiales o subterráneas o de instalaciones de recogida de aguas pluviales que efectúen directamente los propios usuarios.

El TS no sujeta a gravamen los siguientes usos del agua:

- El suministro en alta a otros servicios públicos de distribución de agua potable.
- La utilización del agua que hagan las entidades públicas para la alimentación de fuentes públicas y monumentales, de bocas de riego y de extinción de incendios para el servicio público.
- La utilización del agua para regadío por parte de los agricultores, si no hay contaminación por abonos, pesticidas o materia orgánica que afecte a las aguas superficiales o subterráneas.

Son **sujetos pasivos** las personas físicas o jurídicas consumidoras de agua que, o bien la reciban por medio de entidad suministradora -siendo contribuyentes del incremento de tarifa-, o bien la capten mediante instalaciones propias o concesionales de suministro -siendo contribuyentes del canon de saneamiento-. Asimismo, existen los usuarios domésticos y los usuarios industriales del agua, según criterio de la *Junta de Saneamiento*.

En cuanto a la **base imponible** se regulan dos posibilidades. En general, es el volumen de agua consumido en el período de devengo o, si éste se desconoce, el volumen de agua estimado, expresado en metros cúbicos. El procedimiento normal es la medición directa a través de contadores. Sin embargo, en los casos de captaciones subterráneas, suministros mediante contrato de aforo o en el caso de recogida de aguas pluviales, se establecen sistemas específicos de estimación del volumen de agua consumido (siempre que éste no pueda ser medido directamente).

En los casos en que la Administración, de oficio o a instancia del sujeto pasivo, opte por la determinación por medición directa de la carga contaminante (en la práctica, cuando el tributo se aplica a los usuarios industriales), la base consiste en la contaminación efectivamente producida, expresada en unidades de contaminación correspondientes. En concreto, se consideran los siguientes parámetros representativos de la contaminación de las aguas residuales:

- Materias en suspensión (MES)
- Materias oxidables (MO)
- Materias inhibidoras (MI)
- Sales solubles (SOL)
- Incremento de temperatura (IT) (aplicable en caso de superar los 3°C)
- Nitrógeno (N)
- Fósforo total (P)

El tipo de gravamen se expresa en pesetas por metro cúbico o en pesetas por unidad de contaminación, según la forma de la base imponible sobre la que se aplica. Durante el año 1999, los tipos aplicables aprobados por ley de presupuestos de la Generalitat son los siguientes:

Tabla 3.4.-Tipos impositivos del TS para 1999

	Zona A	Zona B
Usos domésticos	34,56 pts/m ³	31,35 pts/m ³
Usos industriales	43,41 pts/m ³	39,37 pts/m ³
MES	39,75 pts/kg	
MO	79,52 pts/kg	
MI	795,19 pts/k-equitox	
SOL	636,16 pts/Sm ³ /cm	
IT	0,008420 pts/m ³ /°c	
NK	50,90 pts/kg	
Pt	101,80 pts/kg	

A continuación vamos a concretar el cálculo de la cuota tributaria para cada tipo de usuario del agua.

3.3.3. El TS sobre usuarios domésticos

Se considera *uso doméstico* del agua, además del uso no industrial, los casos en que empresas industriales utilicen un volumen total de agua inferior a 6.000m³ y no ocasionen una contaminación de carácter especial, según los parámetros de concentración establecidos¹³. Por tanto, para clasificar los usos del

¹³ Se considera que un establecimiento origina contaminación especial cuando medida la contaminación diaria vertida a los medios receptores, según los parámetros establecidos, resulta que su ponderación es superior a 200 *habitantes equivalentes* de acuerdo con la fórmula siguiente:

$$P= 0,5 \text{ MES} + \text{MO} + 10 \text{ MI} + 8 \text{ SOL}$$

agua se utiliza un doble criterio basado en la cantidad y en la calidad de los vertidos realizados. En este sentido, los vertidos domésticos se caracterizan por su escasa variabilidad, tanto en el tiempo como en su composición. Es decir, son vertidos que se producen de una forma relativamente regular en el tiempo y cuya composición es relativamente predecible (agua utilizada para atender las necesidades personales de higiene, lavado y alimentación fundamentalmente). El hecho de no basarse en el tipo de actividad (industrial o no) para delimitar el uso del agua, permite considerar como usuarios domésticos aquellas industrias que utilizan el agua de un modo equiparable a como lo hacen las familias.

Para los usuarios domésticos, la base imponible del tributo es el consumo de agua medido a través de contadores, siempre que sea posible, o estimado en otro caso. En cualquier caso, se establece un mínimo de facturación de 6m^3 por usuario y mes y otros específicos para los distintos establecimientos turísticos¹⁴. A partir de esta base, el cálculo de la cuota tributaria se ajusta al siguiente esquema:

$$\text{Cuota} = BI \times t \times ccd \times caal$$

Siendo:

BI, la base imponible o volumen de agua consumido o estimado

t, el tipo impositivo en pts/m^3

ccd, el coeficiente de concentración demográfica correspondiente

caal, el coeficiente adicional de ámbito local

Donde:

P: ponderación

MES: materias en suspensión en $\text{kg}/\text{día}$

MO: materias oxidables en $\text{kg}/\text{día}$

MI: materias inhibidoras en $\text{kg equitox}/\text{día}$

SOL: sales solubles en $\text{S}/\text{cm}^3/\text{día}$

La contaminación diaria por habitante o habitante equivalente se fija en: 90 gramos de MES, 57 gramos de MO, 15 gramos de nitrógeno orgánico y amoniacal y 4 gramos de fósforo total (Decreto 320/1990).

¹⁴ 3m^3 por plaza y mes para los establecimientos hoteleros; $1,5\text{m}^3$ por plaza y mes para los establecimientos de camping.

3.3.3.1. Coeficientes de concentración demográfica

Hemos visto que la base imponible en el TS doméstico no considera, al menos de una forma explícita, la carga contaminante. La aplicación de los denominados *coeficientes de concentración demográfica* pretende corregir este aspecto. En este sentido, se supone que las grandes poblaciones necesitan depurar sus aguas residuales a un nivel superior a las pequeñas porque la concentración de población aumenta el coste de depuración por habitante (no porque la contaminación por habitante sea mayor).

El coeficiente considera, por un lado, la *población permanente* del municipio (residentes según censo) y, por otro lado, la *población estacional* del mismo. Para obtener la población estacional debe calcularse primero la capacidad de acogida del municipio según las siguientes equivalencias:

- Segundas residencias: 4 habitantes por residencia
- Hoteles y pensiones: 2 habitantes por habitación
- Campings: 3 habitantes por unidad de acampada
- Otras instalaciones de albergue: 1 habitante por plaza de alojamiento

Una vez determinada la población estacional, a ésta se aplica un coeficiente de concentración demográfica estacional igual a 0,4 para obtener la *población estacional ponderada*. La suma de la población permanente del municipio más la población estacional ponderada constituye la *población de base*, que es la de referencia para aplicar el coeficiente de concentración demográfica permanente correspondiente cuyos valores se recogen a continuación.

Tabla 3.5.
Coefficiente de concentración demográfica permanente

<i>Población de base</i>	<i>Coefficiente</i>
Hasta 2.000 habitantes	0,584
Entre 2.001 y 10.000	0,778
Entre 10.001 y 50.000	0,973
Más de 50.000	1

Fuente: Ley 16/1997 de presupuestos de la Generalitat para 1998

Sin embargo, independientemente de lo que dispone la tabla anterior en cuanto al coeficiente aplicable, éste es igual a la unidad para los usuarios domésticos cuyas aguas residuales se vierten a sistema público de saneamiento¹⁵ (Ley 16/1997 de presupuestos de la Generalitat para 1998).

Asimismo, se declara la exención del pago del tributo cuando se utiliza agua para usos domésticos en municipios o núcleos de población separados, si la población de base es inferior a los 400 habitantes y no existe red de evacuación y tratamiento de aguas residuales.

¹⁵ Esta prescripción se aplica a partir del primer día del año siguiente a la entrada en servicio del saneamiento de las correspondientes aguas residuales y el coeficiente final debe alcanzarse gradualmente. En el caso de los municipios que tienen coeficiente de concentración demográfica 0,8, en el período máximo de dos años, corresponde al primer año de aplicación el 50% del aumento. En el caso de los municipios que tienen un coeficiente de concentración demográfica 0,6, en un período máximo de cuatro años, corresponde al primer año de aplicación el 25% del aumento. Los coeficientes de 0,8 y 0,6 se refieren a la situación anterior a lo establecido por la Ley 16/1997 de presupuestos de la Generalitat para 1998, cuando la tabla de aplicación de coeficientes estaba fijada de la siguiente forma:

<i>Población de base</i>	<i>Coefficiente</i>
Hasta 2.000	0,6
Entre 2.001 y 10.000	0,8
Más de 10.000	1

3.3.3.2. Coeficiente adicional de ámbito local

La Ley 7/1994 introdujo la posibilidad de establecer un *coeficiente adicional* que se integraría en el tipo de gravamen y que podría significar un incremento de hasta 20 centésimas del coeficiente de concentración demográfica permanente. La finalidad de este coeficiente es la de financiar aquellas infraestructuras que inicialmente no estaban previstas en el Plan de saneamiento y que posteriormente se decida incluir en el mismo. La ley también señala que el coeficiente adicional de ámbito local, el cual debe ser aprobado por la ley de presupuestos, se aplicará en los municipios afectados por las infraestructuras de saneamiento que se vayan a incorporar al plan a petición de la administración local correspondiente. Hasta el momento, sin embargo, esta posibilidad no ha sido utilizada.

En consecuencia, ambos coeficientes (*ccd* y *caal*) corrigen, en su caso, el tipo de gravamen. Como ya se ha apuntado, para 1999, el tipo doméstico se ha fijado en 34,56 pts/m³ (Zona A) y 31,35 pts/m³ (Zona B). Estos tipos se incrementan, asimismo, con el IVA correspondiente¹⁶. Por el hecho de estar sujeto al IVA, puede interpretarse que el tributo forma parte del proceso de distribución del agua, el cual siempre está sujeto al IVA¹⁷ (Ferreiro, 1987).

3.3.4. El TS sobre usuarios industriales

Tienen la consideración de *usuarios industriales*, los establecimientos con un consumo de agua superior a los 6.000m³/año y/o cuando los usos del agua no son asimilables a los domésticos, básicamente por las características

¹⁶ Curiosamente el IVA no se aplica sobre el importe a pagar por TS sino sobre el tipo de gravamen directamente.

¹⁷ Ver art.7.8º Ley del IVA.

contaminantes del vertido. En este sentido, también pertenecen a la categoría de industriales los usos agrícolas del agua destinada a regadío, cuando causen contaminación de carácter especial por abonos, pesticidas o materia orgánica que afecte las aguas subterráneas o superficiales por su naturaleza o cantidad (ver nota núm.13).

En principio, la base imponible es el volumen total de agua que utiliza un establecimiento para las distintas finalidades -proceso, limpieza, sanitarios, refrigeración, riego, evaporación, incorporación a productos, etc.-. Sin embargo, sobre esta base pueden existir dos formas de tributación: según carga contaminante vertida o estrictamente según volumen de agua consumido (al igual que el TS doméstico).

3.3.4.1. Tributación según carga contaminante vertida

Esta forma de tributación comporta la aplicación de un *tipo impositivo individualizado* (en ptas./m³) para cada establecimiento, calculado en función de la carga contaminante vertida, medida o declarada. El valor se obtiene a partir de una función polinómica donde intervienen los parámetros de contaminación (en sus respectivas unidades) establecidos por la legislación vigente, ponderados con los precios unitarios (en ptas./unidad de contaminación) aprobados para cada parámetro. Así pues resulta:

$$\text{Tipo individualizado (t}^i\text{) (ptas./m}^3\text{)} = \sum C_j^i * P_j$$

Donde:

j : parámetros de contaminación considerados

i : establecimientos o usuarios industriales

C_j es la concentración (unidades del parámetro por m³)

P_j es el precio unitario para cada parámetro (ptas./unidad)

Los parámetros de contaminación considerados, como se ha explicado en la subsección 3.3.2., son las materias en suspensión (MES), materias oxidables (MO), materias inhibidoras (MI), sales solubles (SOL) y, desde 1998, también el incremento de temperatura (IT), nitrógeno orgánico y amoniacal (NK) y fósforo total (Pt).

Desde el inicio de la aplicación del TS y hasta 1992, muy pocos establecimientos tributaban por la contaminación efectivamente generada ya que no existía ningún mecanismo, desde el punto de vista de la gestión del tributo, para medir la carga contaminante vertida por el sector industrial de una forma generalizada. En consecuencia, la mayoría de establecimientos tributaban mediante la aplicación de un precio industrial estándar (en ptas./m³) sobre el consumo de agua o bien según un concepto de contaminación estimada de forma indirecta -a partir de indicadores objetivos como el output o las materias primas utilizadas-¹⁸.

Sin embargo, a partir del Decreto 286/1992, se introduce la obligación para las industrias (establecimientos con CNAE-74 en el intervalo que va del 0000 al 4999) de declarar su contaminación a la Junta de Saneamiento. Este nuevo instrumento de gestión, la denominada *declaración de carga contaminante vertida* (DCCV), ha permitido generalizar la aplicación del tributo en función de la contaminación generada, así como desarrollar una base de datos industriales a partir de la información solicitada en la declaración. No se trata de una declaración recurrente, sino que debe ser presentada cada vez que el establecimiento industrial introduzca algún cambio en su actividad que pueda modificar las características de la contaminación producida.

La cuota tributaria es el resultado de aplicar el tipo individualizado (t^i) al volumen de agua, en su caso corregido por ciertos coeficientes. En concreto, el *coeficiente de punta* y el *coeficiente corrector de volumen* son los de aplicación más habitual.

A. Coeficiente de punta (C_{punta})

Dicho coeficiente pretende tener en cuenta precisamente las puntas de contaminación o situaciones de contaminación superiores a la media del propio establecimiento. La forma de aplicación de este coeficiente ha cambiado a partir de lo regulado en la Ley catalana 20/1998 de medidas administrativas, fiscales y de adaptación al euro, con efectos para 1999. Antes de este cambio (según la Ley 7/1994), el coeficiente se define como la relación entre la contaminación media y los valores de contaminación superiores a la media, obtenidos según la DCCV presentada. Su valor puede oscilar entre 1 y 1,7, penalizando los vertidos con variaciones significativas. En cualquier caso, se trata de un coeficiente único (para cada vertido o tipo de vertido) que corrige el tipo individualizado (t^i), una vez que éste ya ha sido calculado. A partir de la Ley 20/1998, el coeficiente punta se refiere a cada parámetro de contaminación, por lo que expresa la relación que hay entre el valor de concentración de la contaminación media y los valores de concentración de contaminación máxima¹⁹, según los datos de la DCCV presentada. En otras palabras, el coeficiente pasa de afectar directamente al t^i calculado, a entrar en la fórmula de cálculo de t^i , a través de los coeficientes punta parciales relativos a cada parámetro²⁰.

¹⁸ La estimación indirecta se utilizaba en aquellas actividades donde se incorpora el agua en el proceso de fabricación.

¹⁹ Se entiende por valores de concentración de contaminación máxima la media de los que superan los valores medios.

²⁰ En los términos de la notación introducida, la situación anterior a la Ley 20/1998 se resume de la siguiente forma: $(\sum C_j^i \times P_j) \times C_{punta}^i$; a partir de esta ley, la expresión es: $\sum C_j^i \times P_j \times C_{punta,j}^i$.

B. Coefficiente corrector de volumen (Kr)

Dicho coeficiente expresa la relación existente entre el volumen de agua vertido y el volumen de agua de suministro. A través del coeficiente corrector de volumen se tienen en cuenta aspectos como la incorporación del agua a los productos fabricados (por ejemplo, en el caso de la fabricación de bebidas) o la pérdida por evaporación (producida, por ejemplo, cuando se lleva a cabo la recirculación del agua utilizada) que minoran el volumen de agua de salida respecto al de entrada. Por definición, su valor está comprendido entre 0 y 1 ($0 < k_r \leq 1$).

C. Otros coeficientes

La utilización, por parte de los contribuyentes, de dispositivos que permitan efectuar una distribución temporal del caudal vertido puede dar lugar a la aplicación de un *coeficiente de regulación* (igual a 0,75) que reduzca el tipo individualizado. Ello se asocia con el problema de la discontinuidad de los vertidos industriales en el tiempo que supone un impacto mucho mayor de éstos, sobre el medio ambiente y en cuanto a la posible planificación de la correspondiente intervención del sector público.

Por otra parte, los vertidos al mar que se realizan mediante instalaciones de saneamiento privadas reciben un trato que minorra, con mayor o menor intensidad, los parámetros químicos establecidos, considerando el efecto de dilución del medio receptor.

D. Esquema básico de tributación

En resumen, bajo la forma de tributación según la carga contaminante vertida, el esquema para el cálculo de la cuota tributaria es el siguiente:

Situación anterior a la Ley 20/1998:

- Pasos para la obtención del tipo impositivo final (t^{im})
 1. $\sum C_j^i \times P_j = t^i$
 2. $t^i \times C_{punta}^i = t^{ii}$
 3. Influencia del tipo de vertido:
 - Si se trata de un vertido a cauce público: t^{ii} (sea cual sea su valor)
 - Si se trata de un vertido a red de alcantarillado:
 - si $t^{ii} < t_{dom} \rightarrow t_{dom}$
 - si $t^{ii} \geq t_{dom} \rightarrow t^{ii}$
 4. t^{ii} (ó t_{dom}) $\times Kr = t^{im}$
- Aplicación del tipo final a la base imponible o volumen de agua de entrada
Cuota tributaria = BI (m^3) $\times t^{im}$ (ptas./ m^3)

Situación a partir de la Ley 20/1998:

- Pasos para la obtención del tipo impositivo final (t^{im})
 1. $\sum C_j^i \times P_j \times C_{punta,j}^i = t^i$
 2. Influencia del tipo de vertido:
 - Si se trata de un vertido a cauce público: t^i (sea cual sea su valor)
 - Si se trata de un vertido a red de alcantarillado:
 - si $t^i < t_{dom} \rightarrow t^i \times 1,5 = t^{ii}$ (siendo $t^{ii} \leq t_{dom}$)
 - si $t^i \geq t_{dom} \rightarrow t^i$
 3. t^{ii} (ó t^i) $\times Kr = t^{im}$
- Aplicación del tipo final a la base imponible o volumen de agua de entrada
Cuota tributaria = BI (m^3) $\times t^{im}$ (ptas./ m^3)

Es interesante destacar como afecta la consideración de la clase de vertido, es decir, si éste se realiza al cauce público o a un sistema público de saneamiento (red de alcantarillado o colectores generales), en el cálculo del tipo aplicable. En particular, para los vertidos que se realizan a sistema público de saneamiento, el tipo impositivo de aplicación sobre los usuarios domésticos actúa como una *restricción mínima* en el cálculo del tipo industrial individualizado. Es decir, el tipo individualizado no puede tomar valores inferiores al tipo doméstico (situación anterior a la Ley 20/1998) o alternativamente, en caso de ser inferior al tipo doméstico debe multiplicarse por 1,5²¹ (situación a partir de la Ley 20/1998).

3.3.4.2. Tributación según volumen de agua consumido

Cuando no se puede tener en cuenta la carga contaminante generada por una empresa en particular y, por tanto, no es posible calcular un tipo impositivo individualizado, el tributo sobre los usuarios industriales funciona del mismo modo que en el caso doméstico. Es decir, sobre la base constituida por el consumo de agua se aplica un *tipo industrial estándar* (fijado anualmente en la ley de presupuestos de la Generalitat) expresado en ptas./m³, el cual no varía en función del municipio. El tipo industrial suele ser superior al doméstico en un 25%. Éste era el sistema de tributación que predominaba antes de la aplicación del Decreto 286/1992 por el que se introduce la obligación de declarar la carga contaminante vertida por las industrias.

En resumen, el cálculo de la cuota tributaria en este caso se recoge en el siguiente esquema:

²¹ Si el resultado de esta multiplicación superara el tipo doméstico, éste último sería el aplicable.

$$\text{Cuota} = BI \times t$$

Siendo:

BI, la base imponible o volumen de agua consumido o estimado

t, el tipo impositivo estándar en ptas./m³

3.3.5. La bondad del Tributo de Saneamiento como impuesto ambiental

Una vez descrita la estructura del TS sobre usuarios domésticos e industriales, a continuación se valora el funcionamiento de esta figura como tributo ambiental. Para ello, vamos a basarnos en los principales criterios que permiten describir y valorar las diversas alternativas que se presentan para el diseño de un sistema fiscal comprometido en términos ambientales. Dichos criterios se recogen en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6.-Criterios para juzgar la bondad del impuesto ambiental

1. RACIONALIDAD ECOLÓGICA
2. EFICIENCIA
3. EFICACIA
4. EQUIDAD
5. COMPATIBILIDAD CON EL PRINCIPIO *QUIEN CONTAMINA PAGA*
6. CAPACIDAD RECAUDATORIA
7. VIABILIDAD ADMINISTRATIVA
8. ACEPTABILIDAD SOCIAL
9. INCENTIVACIÓN DEL PROGRESO TECNOLÓGICO
10. CONFORMIDAD CON ESTRUCTURAS MULTI-NIVEL

Fuente: Gago y Labandeira, 1999.

3.3.5.1. Racionalidad ecológica

Es fundamental, para justificar la existencia de un tributo ecológico, su relación más o menos directa con una problemática ambiental que se pretende afrontar a través de su aplicación (y de otros mecanismos, en su caso). En este sentido, y dado el ámbito de contaminación donde recae el TS, se constata que la mayor parte de las aguas continentales están contaminadas y que se hace necesario su tratamiento previo para el consumo humano. Esta problemática es de hecho la que da contenido al Plan de saneamiento de Cataluña. Asimismo, el TS se destina exclusivamente a la financiación de los costes de infraestructura y de explotación de las obras que han de servir para la prestación del servicio de saneamiento, de acuerdo con lo planificado.

Por tanto, la aplicación del tributo responde a un problema *interno* de contaminación, de carácter local o regional, donde los vertidos de aguas residuales procedentes de las empresas industriales (sobre todo de determinados sectores) son los menos asimilables por el medio ambiente receptor.

3.3.5.2. Eficiencia

Desde la perspectiva de segundo óptimo, la eficiencia se refiere a la consecución de los objetivos ambientales con los mínimos costes. De acuerdo con este criterio, todo tributo que reasigne las responsabilidades de control hasta igualar los costes marginales de reducción de las emisiones entre agentes actuará eficientemente.

En este sentido, cabe señalar que el TS está relacionado fundamentalmente con unos objetivos "técnicos" más que ambientales. En realidad el tributo es un

instrumento más para conseguir los objetivos fijados en el Plan de saneamiento, expresados en términos de *población con aguas saneadas* y, en consecuencia, en necesidades de infraestructuras para prestar tal servicio.

A. Eficiencia y buen vínculo

Entre los aspectos concretos de eficiencia tratados en la sección 2.1., se apuntaba la importancia de establecer un *buen vínculo* entre la base imponible de un tributo ambiental y la contaminación sobre la que se pretende incidir. En realidad, cuanto mejor y más estable sea el vínculo, menos riesgo habrá de que el tributo introduzca nuevas distorsiones en la economía²². Es decir, el tributo ambiental debería conseguir reducir la escala de las actividades contaminantes por parte de los contribuyentes. Por el contrario, no debería provocar que éstos intentaran reducir los pagos impositivos por otras vías, es decir, sin modificar el nivel de sus emisiones. Estos efectos se relacionan, asimismo, con la elección entre impuestos sobre producto *versus* impuestos sobre emisiones, tratada también en la subsección 2.1.2.

En este sentido, el **TS sobre usuarios domésticos**, cuyo cálculo se basa en el volumen de agua utilizado, puede considerarse como un impuesto indirecto sobre el consumo de agua. Es decir, en el caso doméstico se ha optado por un impuesto sobre producto con un vínculo "imperfecto" entre la base imponible -el consumo de agua- y las emisiones contaminantes que se pretenden reducir. En otras palabras, el agua consumida se toma como indicador de la capacidad de

²² Dentro del enfoque de la economía del bienestar, se considera que los impuestos distorsionantes son ineficientes, ya que introducen "cuñas" entre los precios relativos, modificándolos y, porque al afectar a las decisiones de consumo o de producción destruyen las anteriores condiciones de eficiencia. Por tanto, el objetivo de los procesos de diseño impositivo eficiente será minimizar la magnitud del exceso de gravamen o coste de ineficiencia asociado a una recaudación impositiva dada (Albi *et al.*, 1994).

contaminación por vertido. La solución adoptada se justifica por la dificultad técnica, si no imposibilidad, de medir las emisiones contaminantes asociadas a los vertidos de aguas residuales domésticas. Asimismo, cabe esperar que la composición de los vertidos domésticos sea relativamente homogénea entre usuarios, puesto que tales vertidos provienen del agua utilizada para atender las necesidades personales de higiene, lavado y alimentación fundamentalmente. La característica de *homogeneidad* junto con la de *regularidad* de los vertidos domésticos, desde el punto de vista temporal, hacen posible la planificación de las correspondientes inversiones para su depuración, dado el escaso grado de incertidumbre acerca de la producción de estos vertidos.

En cuanto al **TS sobre usuarios industriales**, cuando se basa en el cálculo de un tipo individualizado según la contaminación generada, puede considerarse como un impuesto sobre emisiones la importancia de las cuales se manifiesta en la magnitud del tipo de gravamen calculado. En este caso, el vínculo entre la base imponible²³ y la contaminación que se pretende controlar es mucho más adecuado, aunque también debe valorarse la representatividad de los parámetros elegidos.

B. Eficiencia y distorsiones en el comportamiento

A continuación se consideran ciertos aspectos de la estructura del **TS industrial** que pueden afectar al comportamiento de las industrias, al margen de la decisión fundamental de éstas sobre cuánto contaminar. Es decir, en un contexto no eficiente como es una situación de externalidades negativas (la contaminación) es obvio que los impuestos *correctivos* deben perseguir alterar las pautas de

²³ Al exponer la estructura del TS industrial se ha explicado como las emisiones contaminantes se tienen en cuenta para calcular el tipo individualizado. Una interpretación alternativa es que la base imponible viene constituida por el volumen de agua corregido por las concentraciones de los parámetros contaminantes.

producción y consumo que han conducido a aquella situación ineficiente. En otras palabras, una vez introducido el impuesto se espera que las empresas actúen "correctamente" y reduzcan sus emisiones contaminantes. Sin embargo, el impuesto correctivo no debería inducir otro tipo de comportamiento distinto del anterior sobre los agentes que, en ese caso, actuarían por razones puramente fiscales y no por razones de coste o productividad.

En primer lugar, el hecho de que el tributo tenga en cuenta las concentraciones de los parámetros de contaminación, es decir, la presencia de tales parámetros (en sus correspondientes unidades) por m^3 , puede generar alguna distorsión sobre el comportamiento de las industrias. En concreto, Renzetti (1999) señala que en Canadá cuando algunos gobiernos regionales han intentado aplicar tributos según la concentración de los vertidos, se ha generado el incentivo de aumentar el consumo de agua para "diluir" la carga contaminante, por parte de las industrias. En el caso del TS catalán, la posibilidad de que se genere esta distorsión está limitada por el hecho de que el tributo tiene en cuenta también el volumen de agua consumido. De hecho, si aumenta el consumo de agua, el gravamen se incrementa proporcionalmente.

En segundo lugar, si una empresa industrial vierte a sistema público de saneamiento siempre debe pagar, como mínimo, el equivalente al tipo impositivo doméstico, aunque por sus características de contaminación tenga un tipo individualizado inferior a éste²⁴. Por el contrario, en el caso de las industrias que vierten a cauce público no existe ninguna restricción mínima en cuanto al importe a pagar por TS, en $ptas./m^3$. Este trato desigual, además de ser injusto (puesto que puede tratarse de dos industrias con las mismas emisiones pero vertiendo a cauce

²⁴ A partir de la Ley catalana 25/1998 se modifica el tope mínimo del tipo individualizado para las industrias que vierten a sistema público de saneamiento. En concreto, la ley señala que cuando dicho tipo sea inferior al previsto para los usos domésticos del municipio, quedará afectado por un coeficiente de 1,5 y, en cualquier caso, su valor no puede superar al tipo doméstico (ver apartado 3.3.4.1.).

público y a sistema público respectivamente) puede crear el incentivo a no conectarse a la red pública de saneamiento para evitar el encarecimiento del tributo.

C. Eficiencia y destino de la recaudación

Otro de los aspectos del diseño impositivo que puede tener consecuencias sobre la eficiencia está relacionado con el destino de la recaudación. El TS es un tributo de recaudación afectada, puesto que los recursos obtenidos se destinan a la financiación de las infraestructuras de saneamiento planificadas por la Administración. En este sentido, se plantea la cuestión de cómo ha evolucionado la recaudación tributaria en el tiempo respecto a la periodificación de los gastos a realizar así como cuál ha sido la evolución del tipo de gravamen.

3.3.5.3. Eficacia

Un impuesto será eficaz si consigue cambios positivos en el comportamiento de los agentes económicos respecto al medio ambiente, o si financia con sus ingresos actuaciones para el incremento de los niveles de calidad ambiental. Desde el segundo punto de vista, es evidente que el TS está siendo utilizado para financiar la red de depuradoras y, por tanto, contribuye a la prestación del servicio de saneamiento y, en último término, a la mejora de la calidad de las aguas en el territorio de Cataluña.

En cuanto al efecto incentivo o capacidad del tributo para generar cambios positivos en el comportamiento de los agentes contaminadores respecto al medio ambiente, vamos a valorar por separado el TS doméstico y el TS industrial.

Como ya se ha dicho, el **TS doméstico** tiene la estructura de un impuesto indirecto sobre el consumo de agua. Puede interpretarse, en este caso, como un pago por unos vertidos que, en general, no suponen una contaminación "relevante" (ya que es predecible y homogénea entre usuarios) pero que generan unos costes de tratamiento que deberían formar parte del precio final del agua, si éste internalizara todos los aspectos financieros del ciclo integral del recurso.

Bajo esta interpretación, el TS se convierte en un componente del precio del agua y, en consecuencia, es lógico que su aplicación se apoye en un criterio de escasez del recurso como lo es la pauta de consumo, más que en las propias emisiones, lo que justificaría su base imponible actual. Como consecuencia de lo anterior, el carácter *incentivador* del tributo se limita a la posibilidad de generar incentivos al ahorro del agua puesto que a mayor (menor) consumo, mayor (menor) es el pago impositivo correspondiente. Sin embargo, no existen incentivos a la reducción de la carga contaminante en el caso doméstico. Por otra parte, los hábitos de consumo de las familias, en este sentido, vienen muy determinados por la oferta de productos que el mercado realiza en cada momento (ofreciendo la posibilidad de escoger detergentes biodegradables, por ejemplo).

Si se acepta esta función incentivo del TS doméstico, cabe preguntarse si es posible potenciarla o mejorarla de algún modo. Por ejemplo, ¿tiene sentido que el TS tenga su propia *filosofía* impositiva, al margen de la política de tarifas por el suministro de agua, cuando en el caso doméstico dicho tributo es en realidad un componente más del precio del recurso?. Dado que, por lo general, la gestión recaudatoria del TS doméstico se realiza a través de las empresas de distribución de agua es importante estudiar las relaciones y efectos de ambos elementos, tarifa y TS, que además visualmente aparecerán en la misma factura-recibo.

La política de tarifas del agua es muy heterogénea, desde el punto de vista territorial, debido a que el abastecimiento domiciliario es competencia de los municipios, lo que genera diferencias de precio relativamente importantes entre jurisdicciones. En cuanto a la estructura de los esquemas tarifarios hay ciertos elementos que se utilizan de forma bastante generalizada por los distintos proveedores del servicio, como la progresividad de la tarifa y la existencia de mínimos de facturación. El carácter progresivo de la tarifa se refleja en la aplicación de precios crecientes con el consumo de agua, a través de la diferenciación de bloques de consumo²⁵. Por otro lado, el mínimo de facturación (MF) o tramo de metros cúbicos de obligada facturación, determina aquel volumen de agua a partir del cual empieza a funcionar el incentivo al ahorro del recurso, ya que a lo largo del MF el precio marginal es nulo.

El TS doméstico, por su parte, es un precio estrictamente proporcional al consumo de agua, lo que chocaría con el carácter mayoritariamente progresivo de la tarifa del agua y además tiene sus propios mínimos de facturación (en general, 6m³/usuario/mes).

En consecuencia, parecería lógico plantear cierta integración de ambos elementos, la tarifa de suministro y el TS, para que no resulten contradictorios en sus efectos puesto que, en la práctica, ambos tienen como objetivo la racionalización del uso del agua.

En cuanto al **TS industrial**, cuando éste se basa en la carga contaminante vertida y, por tanto, se ha podido calcular un tipo individualizado, se interpretaba que su estructura seguía la de un impuesto sobre emisiones. Se trata de un gravamen sobre una contaminación que resulta "relevante" ya que procede de unos

²⁵ Cuando el sistema de facturación incluye también una cuota de servicio con un importe fijo, evidentemente se altera el grado de progresividad atribuible a las tarifas en bloques crecientes.

vertidos cuya característica es la *variabilidad*, puesto que los procesos productivos son evolutivos y cambiantes a lo largo del tiempo. Asimismo, el entorno económico determina un ciclo de altas y bajas en cuanto al número de establecimientos industriales que también es importante considerar. La *discontinuidad* de dichos vertidos en el tiempo es otra característica que dificulta su tratamiento. La mayoría de industrias en Cataluña tiene una actividad con interrupciones, es decir, no trabajan ni vierten 24 horas al día ni 365 días al año. Por tanto, aunque exista un dato anual de vertido, la media de vertido industrial en Cataluña es de 260 días/año y 11 horas/día, hecho que supone un impacto mucho mayor²⁶.

Como consecuencia de lo anterior, la planificación de inversiones para la depuración de las aguas de origen industrial es una condición necesaria pero no suficiente para conseguir unas condiciones de vertido que se estimen adecuadas (según los objetivos ambientales establecidos). Por lo que la actuación del sector público debe ir encaminada a reforzar la intención reguladora e incentivadora del TS aplicado en el ámbito industrial.

Cuando la base imponible viene constituida por el volumen de agua corregido por las concentraciones de los parámetros contaminantes, en teoría, las industrias tienen un doble incentivo si pretenden reducir su factura impositiva o, dicho de otro modo, si su objetivo es minimizar costes: consumir menos agua y/o reducir la contaminación por metro cúbico vertido. En cuanto a las posibilidades mencionadas cabe realizar las siguientes reflexiones:

²⁶ Programa de sanejament d'aigües residuals industrials de Catalunya (Junta de Sanejament, 1996).

En cuanto a la reducción de la contaminación:

- Todo depende de las posibilidades tecnológicas para llevarla a cabo y de su coste relativo.
- Suponiendo que las decisiones relativas a cada parámetro sean hasta cierto punto separables, es lógico esperar que la industria actúe sobre el elemento contaminante que más participación tenga en el coste total por TS, habitualmente las materias oxidables.
- Dado que el tipo impositivo doméstico actúa como restricción mínima en el caso de industrias que vierten a red pública de saneamiento, a partir de cierto punto las actuaciones descontaminadoras de estas industrias no se verán compensadas por una disminución de su tipo impositivo en ptas./m³.

En cuanto a la reducción del consumo:

- La pertenencia a determinados sectores o subsectores de actividad es fuertemente decisiva en cuanto a las posibilidades de reducir el uso de agua.
- Todo depende de las posibilidades tecnológicas de ahorro (y de reutilización) en el uso del recurso así como de su coste relativo.
- Los límites legales que determinan las condiciones de vertido se expresan en unidades de contaminación por litro. Por tanto, cuanto más "diluida" esté la contaminación mejor, lo que podría generar el incentivo perverso a incrementar el consumo de agua.
- Una disminución del consumo de agua no sólo causa ahorro en términos del importe del TS, sino también a través del resto de conceptos tributarios implicados en la factura del agua (tasa de suministro más otros tributos), por lo que esta opción resultaría *a priori* más atractiva que reducir la contaminación.

En realidad, la estructura del TS industrial favorece realizar ambas opciones al mismo tiempo, ya que si se reduce el consumo de agua sin alterar las pautas de contaminación, aumenta la concentración de los parámetros contaminantes y la factura impositiva no se modifica²⁷. Asimismo, la depuración de las aguas residuales resulta más rentable cuanto menor es el volumen de agua a tratar.

Por último, cabe señalar que la eficacia del TS industrial va a depender, en último término, de la proporción que éste represente sobre los costes totales asociados al input agua, así como de la importancia de estos últimos con respecto a los costes totales de la empresa. Como veremos en el capítulo 6, cada industria soporta unos determinados costes -tributarios y no tributarios- por la utilización del agua, siendo el TS uno de los componentes ambientales de dichos costes. Asimismo, en el capítulo 6 se realiza un análisis empírico que nos permite extraer algunas conclusiones sobre la eficacia, en la práctica, del TS industrial.

3.3.5.4. Equidad

A. Adecuación a los principios de justicia fiscal

La equidad, como criterio fiscal tradicional, implica que los sujetos deben contribuir en su "justa parte" al sostenimiento del gasto público, lo que supone la medición del sacrificio que conlleva el pago del impuesto por medio de un índice

²⁷ Esta afirmación supone que los cambios cuantitativamente importantes en el consumo de agua de una industria se ajustarían de forma automática, a través de la revisión de los ratios de concentración de los parámetros contaminantes. Sin embargo, el procedimiento administrativo basado en la declaración (no recurrente) de carga contaminante vertida requiere la voluntad de declarar por parte de la empresa, así como la necesidad de que transcurra un cierto período de tiempo, por razones burocráticas, para que se refleje la nueva situación de la empresa en la factura impositiva.

adecuado. Existen dos principios generalmente aceptados que aportan distintas medidas para evaluar tal sacrificio: el principio del beneficio y el principio de la capacidad de pago.

Como indican Musgrave y Musgrave (1989), el seguimiento del *principio del beneficio* implica que el sistema fiscal será equitativo si cada sujeto contribuye de acuerdo con los beneficios que recibe de los servicios públicos. Una aplicación estricta de este principio supone que cada contribuyente debe ser gravado de acuerdo con su demanda de servicios públicos.

Como señalan Albi *et al.* (1994), el principio de la capacidad de pago considera "cuánto pueden pagar los individuos" como parámetro esencial para distribuir la carga impositiva total. En consecuencia, la puesta en práctica de este principio requiere una medida cuantitativa de la capacidad de pago tal como la renta, el consumo y la riqueza.

Es obvio que el TS, como impuesto ambiental, no se apoya en el principio de la capacidad de pago, es decir, no tiene en cuenta la capacidad contributiva del sujeto pasivo. Ello se justifica porque la prioridad de un impuesto ambiental es lograr una asignación de costes sociales, en este caso, los costes asociados a la contaminación. Por tanto, se requiere una pauta de distribución de la carga impositiva que esté correlacionada con el grado de responsabilidad de los agentes contaminadores. Como ya se argumentaba en la subsección 2.2.1., si los impuestos ambientales fueran determinados en base a la capacidad económica de los agentes contaminadores, en lugar de tener en cuenta su contribución a la contaminación, los resultados serían probablemente arbitrarios.

Por el contrario, el TS sí que puede justificarse desde la óptica del principio del beneficio. En este caso, debe recordarse que se trata de un tributo afectado por

lo que el pago impositivo se relaciona directamente con la financiación del servicio de depuración o saneamiento de las aguas. Desde un punto de vista colectivo, contribuye aquel conjunto geográfico de sujetos que se beneficia de las medidas de saneamiento o, alternativamente, que son responsables del problema de contaminación que se pretende controlar (*principio de equivalencia fiscal*). Desde un punto de vista individual, cada sujeto contribuye de acuerdo con los beneficios derivados de dicho servicio público o, alternativamente, de acuerdo con el alcance de su responsabilidad en cuanto a los costes incurridos. Esta pauta resulta más evidente cuando el tributo se exige sobre la base de la carga contaminante realmente efectuada (TS industrial), ya que en este caso se modula la intensidad de realización del hecho imponible: el consumo de agua, por razón de la contaminación que pueda producir. En el caso doméstico, como el tributo grava estrictamente el agua consumida, debe cumplirse que éste sea un indicador fiable de la capacidad de contaminación por vertido.

Al margen de esta valoración general en cuanto a la adecuación del TS a los principios del beneficio y de la capacidad de pago, es interesante observar qué aspectos concretos del tributo son cuestionables en términos de equidad. Ello resulta interesante de cara a la potenciación futura del tributo, que probablemente obligaría a corregir ciertos tratos diferentes a contribuyentes aparentemente iguales.

B. Aspectos concretos de equidad

Un primer aspecto a considerar es el relativo a la distribución del coste de las infraestructuras a financiar **entre las distintas categorías de usuarios**. La información disponible acerca de la participación de los usuarios domésticos e industriales en el total recaudado por TS se muestra en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7.

<i>Ingresos según procedencia % sobre total recaudado</i>	1992	1993	1994	1995	1996
TS doméstico	57,5%	56,8%	53,2%	49,7%	49,5%
TS industrial	42,5%	43,2%	46,8%	50,3%	50,5%

Fuente: Junta de Saneamiento y elaboración propia

Hasta 1995 los usuarios domésticos contribuyen en más del 50% a la recaudación total. A partir de ese año parece que se observa un cambio de tendencia: en 1995, prácticamente se igualan las participaciones doméstica e industrial en el total recaudado; en 1996, la contribución industrial es superior a la doméstica en un punto porcentual. Probablemente este hecho está relacionado con el desarrollo del sistema de tributación industrial según carga contaminante medida o declarada, el cual ha permitido aumentar el número de contribuyentes sujetos a un tipo individualizado y el correspondiente incremento de la recaudación de origen industrial²⁸.

Una valoración más rigurosa debería tener en cuenta también cuál es el coste de depuración de los vertidos de origen doméstico así como el coste de saneamiento de los vertidos industriales, aspecto sobre el que no tenemos información. En todo caso, cabe recordar que en la Ley catalana 7/1994 cuando se habla del destino de los recursos por TS, éste se define como una exacción de carácter *redistributivo* lo que puede interpretarse tanto desde un punto de vista territorial como en cuanto al trato de los distintos grupos de usuarios.

Por otra parte, es preciso recordar que se excluye de la aplicación del tributo la utilización del agua que realicen los agricultores para regadío, si no produce contaminación por abonos, pesticidas o materia orgánica que afecte las aguas superficiales o subterráneas. En realidad, esta consideración está suponiendo

²⁸ En 1994 eran 3.340 los establecimientos sujetos a tarifa individualizada por TS, mientras que en 1996 aumentan hasta 4.923 (Junta de Saneamiento, Memoria de actividades 1998).

la no aplicación del tributo a la agricultura, lo que sorprende si se tiene en cuenta que el uso agrícola representa más del 80% de la utilización total del agua.

En cuanto al trato equitativo de los **usuarios dentro de una misma categoría** cabe señalar los siguientes aspectos:

Usuarios domésticos

En primer lugar, cabe destacar que la variable que sirve de pauta para repartir el coste de saneamiento entre los usuarios domésticos es, como ya se ha explicado, el consumo de agua. Al tratarse del consumo de un producto básico, es posible que el TS tenga efectos regresivos sobre las familias de menor renta. Es decir, para estas familias la proporción de la renta destinada al consumo de agua es probablemente superior a la misma proporción en el caso de las familias "ricas". Asimismo, el tributo no tiene en cuenta el tamaño de la unidad familiar que origina dicho consumo²⁹. En el caso hipotético de que una persona realizara un consumo de agua igual al de una familia de tres miembros, ambos casos recibirían el mismo trata tributarios y, por tanto, estarían sujetos al mismo tipo impositivo en ptas./m³.

En segundo lugar, puede existir un trato no equitativo, desde el punto de vista horizontal, como consecuencia de la aplicación de los coeficientes de concentración demográfica. Concretamente, a medida que aumenta la población de base del municipio (población permanente más población estacional ponderada) la rebaja sobre el tipo impositivo, derivada de la aplicación del coeficiente, se reduce hasta desaparecer para aquellas poblaciones de más de 50.000 habitantes. El resultado de la existencia de los coeficientes de concentración demográfica es el siguiente: por un lado, cada usuario paga en proporción al consumo de agua que realiza; por otro lado, para un mismo consumo, un usuario de una población

²⁹ La consideración del tamaño de la unidad familiar cobra especial importancia cuando se aplica un gravamen estructurado en bloques con precios crecientes. El hecho de que el consumo total de una familia numerosa sea mayor ocasiona un salto de bloque y la sujeción a un precio más elevado.

pequeña paga menos que un habitante de un municipio de mayor tamaño poblacional. Por tanto, hay un trato individual desigual en función del tamaño de la población del municipio donde reside el usuario.

En relación con el carácter redistributivo que se le reconoce al TS, cabe observar que probablemente, en los municipios de poca población no sería posible realizar las obras de saneamiento si éstas tuvieran que financiarse con la recaudación obtenida en los mismos. Pero también es cierto que muchas de las actuaciones de saneamiento tienen un alcance superior a los propio límites municipales, de forma que el gasto no es claramente territorializable. Así pues, cabe plantear si la variable "tamaño de población municipal" es la más adecuada para discriminar entre individuos usuarios domésticos del agua. Sin embargo, es cierto que el argumento de la inequidad asociada a la utilización de los coeficientes de concentración demográfica va perdiendo importancia, puesto que la Ley catalana 16/1997 señala que el coeficiente aplicable será igual a la unidad para los usuarios domésticos cuyas aguas residuales se viertan a sistema público de saneamiento.

En cuanto a los efectos redistributivos del TS entre usuarios pertenecientes a la Zona A y a la Zona B respectivamente, pueden considerarse irrelevantes debido a la diferencia mínima que existe entre los tipos aplicables en una y otra zona.

Usuarios industriales

La variable que determina el reparto del coste de saneamiento entre los usuarios industriales es el volumen de agua corregido por las concentraciones de los parámetros de contaminación. Se trata de una variable muy adecuada dado que lo que se pretende es la contribución según el alcance de la responsabilidad de la

empresa en cuanto a los costes incurridos como consecuencia de los vertidos contaminantes.

En este caso, no se aplican coeficientes discriminatorios según el tamaño de la población municipal. Sí que se utilizan otros coeficientes que intentan recoger comportamientos de las industrias que afectan al daño ambiental que posiblemente generan (por ejemplo, la existencia de "puntas" en la contaminación generada).

Sin embargo, existe un trato fiscal desigual a favor de las industrias que vierten al cauce público respecto a las que vierten a sistema público de saneamiento. Dicha desigualdad se produce a través de permitir cualquier valor del tipo individualizado para las primeras, por muy bajo que éste sea, mientras que el TS para las industrias que vierten a sistema público de saneamiento está sujeto a una restricción mínima relacionada con el tipo impositivo doméstico (ver subapartado *D. Esquema básico de tributación* en apartado 3.3.4.1.). Es probable que los motivos de este trato discriminatorio estén relacionados con el hecho de que las empresas que vierten a cauce público deben cumplir con unas exigencias ambientales mucho más fuertes que las que vierten a sistema, y, por tanto, tienen que hacer grandes inversiones en depuración³⁰. Como contrapartida, el tributo de saneamiento puede ser tan bajo como sea posible de acuerdo con las características de la contaminación que se genere.

³⁰ La regulación de las condiciones de vertido al cauce público se encuentra en el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (Anexo del Título IV del Real Decreto 849/1986, del 11 de abril de 1986). Por su parte, la Junta de Saneamiento ha elaborado el Reglamento guía para los vertidos a la red de alcantarillado.

3.3.5.5. Compatibilidad con el principio "Quien Contamina Paga"

De hecho, este criterio sólo se cumple cuando el TS se basa en la carga contaminante emitida, es decir, en el caso de las industrias sujetas a un tipo individualizado. La legislación del tributo ya señala explícitamente que en los consumos industriales, la cuantía del TS debe responder siempre al principio de acuerdo con el cual quien más contamina debe satisfacer un tributo mayor³¹.

3.3.5.6. Capacidad recaudadora

Respecto a la capacidad recaudadora del TS, los tipos de gravamen aplicables se establecen a partir de la estimación del coste total y anual del Plan de saneamiento, de la previsión de recursos no tributarios y de los caudales de agua facturables, de forma que queden equilibrados los ingresos y los gastos.

En la Tabla 3.8 podemos observar cuál ha sido la evolución de la recaudación desde 1991 hasta 1998. Se ha escogido 1991 como año inicial porque es a partir de dicho ejercicio que la aplicación del TS se generaliza a todo el territorio de Cataluña. Destaca la moderación en el crecimiento de los ingresos por TS que se produce a partir de 1995, llegando a disminuir entre 1996 y 1997. Asimismo, para relativizar la cifra de recaudación por TS, se aporta la información adicional en cuanto a la proporción que supone dicha recaudación sobre el total de ingresos pertenecientes al capítulo 1 del presupuesto de ingresos de la Generalitat de Cataluña. Dicha proporción se sitúa alrededor del 9% reduciéndose en 1997 al 5% debido a la aplicación de la cesión parcial del IRPF a las CCAA.

³¹ Ver art.28.6 de la Ley catalana 7/1994, de 18 de mayo (DOGC núm.1907 del 10/6/94).

Tabla 3.8.-Ingresos obtenidos por TS (millones de pesetas)

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
ITS	11.523	13.094	14.600	15.803	16.304	16.704	17.455	18.752
CS	2.279	3.037	3.611	4.499	4.300	4.078	3.701	4.121
Intereses demora			58	98	124	185	103	273
Sanciones y recargos			324	182	161	497	78	35
Total	13.802	16.131	18.593	20.582	20.889	21.464	21.337	23.181
% s/total cap.1	7,04	7,65	8,83	8,85	8,99	8,86	4,70	nd

nd: no disponible

Fuente: Memoria de actividades de la Junta de Saneamiento (diversos años), Nota d'Economia núm.63 y elaboración propia.

3.3.5.7. Viabilidad administrativa

Este criterio pretende evaluar la adaptabilidad del tributo a los mecanismos de administración tributaria existentes. En este sentido, es posible aplicar aquí los problemas administrativos que habitualmente se presentan al poner en práctica tributos ambientales de nueva creación, especialmente los que gravan emisiones contaminantes. Básicamente, se trata de los inconvenientes derivados del hecho que estos tributos generalmente se gestionan desde agencias ambientales (en el caso del TS, la Junta de Saneamiento es el organismo gestor) y no desde las autoridades fiscales habituales. Además existe el requerimiento de medir las emisiones, lo que genera también costes adicionales.

En el caso concreto del TS, es evidente que su existencia está claramente ligada a la creación y desarrollo del Departamento de Medio Ambiente de la Generalitat de Cataluña y, en concreto, de la Junta de Saneamiento. Así pues, su aplicación se relaciona con la necesidad de realizar un nuevo gasto institucional así como de infraestructuras.

Asimismo, cabe señalar dos elementos que influyen de forma importante en los costes de administración del TS. Por un lado, el desarrollo de los mecanismos administrativos que han permitido generalizar el proceso de medición de las emisiones contaminantes en el caso industrial; por otro lado, la participación de las entidades suministradoras de agua en el proceso de gestión y cobro del tributo.

Como ya se ha explicado en la descripción del TS, la aprobación del Decreto 286/1992 supuso la introducción de la obligación para las industrias (establecimientos con CNAE-74 en el intervalo que va del 0000 al 4999) de declarar su contaminación a la Junta de Saneamiento a través de cumplimentar los impresos oportunos. En este sentido, la responsabilidad del proceso de medición se traslada a los contaminadores aunque la Generalitat facilita el acceso a unos laboratorios homologados debido a la dificultad técnica asociada a la información requerida y evidentemente controla la fiabilidad de los datos declarados. El cumplimentar la *declaración de carga contaminante vertida* es un proceso que inevitablemente genera costes³² aunque, por otra parte, no se trata de un proceso recurrente sino que sólo es necesario cuando se produzcan cambios en el proceso productivo que puedan alterar las características de contaminación de la industria.

En lo referente al TS aplicado sobre el agua procedente de compañía suministradora (modalidad denominada *incremento de tarifa*), la Ley impone a tales entidades la obligación de facturar y percibir el TS de sus abonados³³. En consecuencia, las facturas-recibo que emiten deben incorporar la cuota tributaria especificando el volumen de agua constitutiva de la base imponible, el tipo de gravamen aplicable y el hecho de que se trata de un tributo de la Generalitat³⁴. La

³² La Generalitat asume hasta 100.000 ptas. Por los costes relativos a las tareas técnicas (por ejemplo, toma de muestras).

³³ Art. 25.1 Ley cat. 19/1991, de 7 de noviembre (DOGC núm.1520 del 20/11/91).

³⁴ Arts. 15.2 Ley cat. 5/1990 y 28.2 D.cat. 320/1990, de 21 de diciembre (DOGC núm.1387 del 31/12/90).

implicación de las compañías suministradoras facilita el proceso de gestión y ahorra recursos, ya que éstas disponen directamente de la información relativa al consumo de agua, que constituye la base imponible del tributo. Asimismo, el TS debe aparecer diferenciado del resto de componentes de la factura, por lo que en principio no se pierde perceptibilidad por parte del contribuyente.

Sin embargo, la introducción en particular del TS en la factura-recibo del agua o, más en general, de otros conceptos tributarios que se añaden a la tarifa por el servicio de suministro puede tener también inconvenientes. Básicamente, la presentación conjunta de diversos tributos junto con la tarifa de suministro, con objetivos relacionados con el ciclo del agua pero diferenciados en su estructura (algunos incorporando progresividad, otros proporcionales, etc.) puede distorsionar la propia filosofía de las tarifas y complicar más aún el aspecto de la percepción del precio por parte del usuario. De hecho, esta dificultad ya se produce con la propia tarifa de suministro, debido a que a menudo dicha tarifa se estructura en bloques con precios crecientes además de la aplicación de un mínimo de facturación o de una cuota fija de acceso al servicio. Se plantea, en consecuencia, la cuestión de cuál es el precio relevante o aquél que sirve de pauta para el comportamiento del usuario: el coste medio, el coste marginal o un valor intermedio entre los anteriores. Si además de la propia tarifa de suministro se incorporan otros tributos con sus propios mínimos de facturación (como es el caso del TS) y con unas características particulares en cuanto a progresividad /proporcionalidad respecto al consumo de agua, esta complejidad introduce una mayor incertidumbre en cuanto al conocimiento de cuál es el precio relevante para el usuario.

Un ejemplo de esta situación lo encontramos en la factura-recibo del agua de Barcelona y los municipios de su área metropolitana. La complejidad de la factura emitida por Sociedad General de Aguas de Barcelona (SGAB) debido a la

introducción sucesiva de diversos tributos ha provocado una especie de "rebelión fiscal" donde un grupo de contribuyentes ha optado por no pagar los tributos que se han venido añadiendo a la estricta tarifa de suministro.

3.3.5.8. Aceptabilidad social

Una de las características, en cuanto al diseño de los tributos ambientales, que se valora como positiva para mejorar la aceptabilidad de éstos por parte de los contribuyentes es la de afectación de su recaudación a finalidades ambientales concretas. El hecho de concretar cuál es el destino de los recursos obtenidos clarifica la relación entre el impuesto y el gasto correspondiente ante la colectividad. En este sentido, el TS tiene la ventaja de nacer como figura afectada a la financiación de las infraestructuras de saneamiento por lo que, en principio, los contribuyentes conocen la relación entre el pago impositivo y el gasto que se financia.

Otra cuestión distinta es que la introducción y posterior desarrollo del TS han coincidido, en el ámbito de Barcelona y de su área metropolitana, con una aplicación progresiva en el tiempo de nuevas figuras más o menos relacionadas con el ciclo del agua (por ejemplo, el canon de infraestructura hidráulica o la tasa ambiental de gestión de residuos municipales). Esta situación ha provocado una opinión pública contraria a la "sobreexplotación" de la base imponible constituida por el consumo de agua. Sin embargo, no puede considerarse que haya habido una oposición en particular al TS, precisamente una de las figuras más justificables, a nuestro entender, tanto desde la perspectiva ambiental como financiera.

3.3.5.9. Incentivación del progreso tecnológico

En general, la tributación ambiental ofrece incentivos al desarrollo de tecnologías limpias, si bien la calidad del diseño impositivo puede influir de forma importante sobre esta variable.

Tiene sentido valorar este criterio únicamente en el caso del TS como gravamen sobre la carga contaminante vertida (caso industrial). En ese caso, se interpretaba que la estructura del TS encajaba en la de impuesto sobre emisiones por lo que, en principio, favorecería la adopción de tecnologías de limpieza final o depuración más que incentivar el cambio de proceso productivo por parte de la industria. Este incentivo puede ser más o menos adecuado en función de cuál sea la solución reductora de la contaminación más eficiente para cada sector industrial. En este sentido, cabe señalar que para sectores clave en cuanto a la contaminación de las aguas residuales como el textil, el de curtidos, el sector del papel o el químico es importante considerar las posibilidades de utilización de materiales con propiedades ecológicas (por ejemplo, productos biodegradables en el sector textil) así como las posibilidades de renovación de la tecnología (por ejemplo, la aparición de máquinas que ahorran el uso de productos químicos también en el caso del textil) además de la estricta depuración de las aguas residuales.

3.3.5.10. Conformidad con estructuras multi-nivel

De acuerdo con la Teoría del Federalismo Fiscal es preferible asignar la tributación ambiental al nivel territorial más bajo posible en el que se engloben los efectos ambientales a regular.

En este sentido, el TS parece muy adecuado ya que constituye una manifestación de la capacidad que tienen las comunidades autónomas, de acuerdo con la LOFCA, para crear sus propios tributos aunque con ciertas limitaciones. La restricción más importante consiste en que los tributos autonómicos no pueden recaer sobre áreas que ya hayan sido gravadas por el Estado (aunque se realiza una interpretación flexible de esta restricción). Por tanto, el TS es una muestra del ejercicio del principio de autonomía financiera en el ingreso, así como de la voluntad de prestar el servicio de saneamiento de las aguas residuales (problema de ámbito regional) a un nivel adecuado a las necesidades propias de Cataluña. En otras palabras, se cumple el llamado principio de equivalencia entre el conjunto geográfico de individuos contribuyentes y el conjunto geográfico de individuos que se benefician del servicio.

3.4. OTROS TRIBUTOS DE SANEAMIENTO AUTONÓMICOS

Tras la experiencia de Cataluña iniciada a partir de la Ley 5/1981 y la consiguiente aplicación del TS, otras CCAA han ido estableciendo figuras tributarias ligadas a la política ambiental e hidráulica. En este sentido, y por orden cronológico, Navarra, Baleares, Valencia, Galicia, Asturias y La Rioja han desarrollado *cánones de saneamiento* similares al catalán.

Como aspectos comunes a dichas figuras cabe destacar los siguientes:

- En general, los cánones de saneamiento se desarrollan en un contexto normativo que tiene como objetivo fundamental la defensa de la calidad de las aguas, ligada a la construcción de sistemas de depuración y, por tanto, a la necesidad de la correspondiente financiación. Por este motivo, la recaudación de la mayoría de los tributos sobre saneamiento de aguas residuales se halla afectada íntegramente a la financiación de las obras de saneamiento.
- La carga impositiva recae sobre el coste del metro cúbico de agua consumida para usos domésticos e industriales, estando estos últimos a menudo más gravados de acuerdo con el principio *quien contamina paga*. Los usuarios agrícolas (regadío) suelen estar exentos siempre que no se superen ciertos límites de contaminación especificados legalmente.
- En los cánones de saneamiento no se considera la capacidad de pago de los usuarios del agua o, en todo caso, se considera de forma indirecta a través del consumo realizado de la misma.
- En cuanto a los tipos de gravamen, pueden clasificarse según el uso que se le dé al agua en domésticos e industriales. Suelen ser tipos fijos (proporcionales)

respecto al consumo de agua, aunque pueden venir corregidos por coeficientes o índices relacionados con determinadas circunstancias (concentración de población, uso interno del agua en la industria, etc.).

- En lo referente a aspectos administrativos, el devengo se produce en el momento del suministro del agua o de la obtención de la misma cuando se trata de captaciones propias. La gestión de estos tributos suele estar encomendada a un ente autónomo que asume, a su vez, la gestión de los programas de inversión y mantenimiento de los servicios de depuración de aguas residuales. Sin embargo, las entidades suministradoras participan en la facturación y recaudación del tributo, obviamente cuando el abastecimiento se realiza a través de compañía. En este caso, la cuantía del canon debe especificarse de forma diferenciada del resto de conceptos que configuran la factura-recibo del agua.

A partir de estos aspectos comunes, diversas características técnicas diferencian la aplicación de estos impuestos en cada territorio. En nuestro caso, nos vamos a centrar especialmente en cómo se incorpora el criterio valorativo de la carga contaminante en la estructura de estos tributos. Previamente se revisan, a través de una serie de tablas, los rasgos fundamentales de cada uno de los cánones de saneamiento desarrollados por las CCAA, donde destaca la similitud respecto al TS catalán. Por ello, vamos a comentar únicamente las peculiaridades de cada caso.

En el **caso asturiano**, destaca como rasgo novedoso la posibilidad de introducir medidas compensatorias para contribuyentes en caso de necesidad económica, así como de recargos para usuarios domésticos con un consumo abusivo o desproporcionado de agua.

El **canon de saneamiento balear** es quizás el que se aparta más del ejemplo catalán, ya que no introduce el criterio valorativo de la carga contaminante en su estructura. Por el contrario, el esquema de la cuota tributaria es más similar al de una tarifa por servicio de suministro de agua. Es decir, la cuota tributaria viene integrada por la suma de dos cuotas. La llamada *cuota variable* es el resultado de aplicar el correspondiente tipo de gravamen (en ptas./m³) a la base imponible (consumo de agua en m³). La denominada *cuota fija* puede consistir en una determinada cantidad de pesetas por vivienda o tener en cuenta ciertos elementos tributarios, en los casos no domésticos, como el número y categoría de las plazas hoteleras, el tipo de restaurante o el calibre del contador.

En el **caso gallego**, resulta de interés dejar constancia que los usos domésticos están sujetos a un tipo cero por lo que, en realidad, están exentos del canon.

En la estructura de los **cánones de saneamiento de Navarra y Valencia** destaca el tratamiento de la contaminación, en los consumos no domésticos, a través del cálculo del índice por carga contaminante que trataremos con detalle en la siguiente subsección.

Tabla 3.9.-Canon de saneamiento de Asturias

Legislación	Ley asturiana 1/1994, de 21 de febrero: regula el abastecimiento y saneamiento de agua; Decreto 19/1998, de 23 de abril
Finalidad	Gastos de explotación, mantenimiento, gestión y, en su caso, de inversión de las infraestructuras de depuración de interés regional
Hecho imponible	Consumo real o potencial de agua de cualquier procedencia, independientemente de dónde se realice el vertido
Supuestos no sujetos	*suministro en alta a otros servicios públicos de distribución de agua potable *uso del agua para alimentación de fuentes públicas *uso agrícola del agua para regadío cuando no produzca contaminación *uso del agua en actividad ganadera si hay instalaciones adecuadas y no se generan vertidos a red de alcantarillado
Exenciones	Consumo de agua para usos domésticos en municipios sin sistema de depuración (en servicio o en proyecto). Posibilidad de declarar exentos a los núcleos o localidades que no dispongan de red de alcantarillado.
Sujeto pasivo	Contribuyentes: consumidores de agua Sustitutos: entidades suministradoras
Usos domésticos	Consumos de agua realizados en viviendas que producen aguas residuales generadas por el metabolismo humano y por las actividades domésticas
Usos industriales	Consumos de agua realizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial. Medición directa de la contaminación: Canual > 6.000m ³ o carga contaminante diaria vertida > 200 hab-e
Base imponible	General: volumen de agua consumido o estimado (m ³) Contaminante: contaminación efectivamente producida o estimada (usos industriales que generen vertidos con cargas contaminantes específicas)
Tipo de gravamen	Específico y expresado en ptas./m ³ o ptas./unidad de contaminación, en función de la base imponible a la que debe aplicarse. Se contempla la posibilidad de medidas compensatorias para contribuyentes en situación de necesidad económica así como de recargos para usuarios domésticos con un consumo abusivo o desproporcionado.
Gestión	Participación de las entidades suministradoras en la facturación y recaudación del tributo, cuando el abastecimiento es a través de compañía; autoliquidación en los supuestos de abastecimiento de agua por medios propios o de determinación de base por carga contaminante.

Tabla 3.10.-Canon de saneamiento de Baleares

Legislación	Ley bal. 9/1991, de 27 de noviembre
Finalidad	Recaudación íntegramente afectada a la financiación de las actuaciones de política hidráulica que realice la "Junta d'Aigües"
Hecho imponible	Vertido de aguas residuales manifestado a través del consumo real, potencial o estimado de aguas de cualquier procedencia.
Supuestos no sujetos	Aguas pluviales recogidas en aljibes o cisternas
Exenciones	*Vertido de aguas residuales realizado por explotaciones agrícolas, ganaderas, forestales o mixtas. *Agua destinada a servicios públicos de extinción de incendios.
Sujeto pasivo	Contribuyentes: consumidores de agua Sustitutos: entidades suministradoras y transportistas del agua que no hayan satisfecho el canon a la entidad suministradora
Usos domésticos	Consumos de agua realizados en viviendas
Usos industriales	Consumos de agua realizados para efectuar cualquier actividad comercial, industrial, profesional o económica
Cuota tributaria	Variable y formada por la suma de dos cuotas: Cuota variable = agua consumida (m ³) × tipo (ptas./m ³) Cuota fija: *Tarifa doméstica: "x" pesetas por cada vivienda *Tarifa industrial: según número y categoría de las plazas hoteleras, del tipo de establecimiento de restauración o del calibre del contador
Bonificaciones	Del 75% de la cuota fija para viviendas cuando los ingresos anuales del contribuyente atribuidos a la unidad familiar no superen cierto límite. Del 50% sobre las cuotas devengadas en suelo urbano en zonas sin depuradora. En suelo no urbanizable se aplica una bonificación del 50% sobre las cuotas.
Gestión	Participación de las entidades suministradoras en la facturación y recaudación del tributo, cuando el abastecimiento es a través de compañía; cuando se trata de suministros propios se procederá al ingreso directo del canon en la administración autonómica.

Tabla 3.11.-Canon de saneamiento de Galicia

Legislación	Ley gallega 8/1993, de 23 de junio, de administración hidráulica; Ley gall.6/1994, de 29 de diciembre, de Presupuestos Generales para 1995
Finalidad	Recaudación íntegramente afectada a la financiación de gastos de inversión y de explotación de infraestructuras de evacuación en alta y de tratamiento de aguas residuales
Hecho imponible	Producción de vertidos de aguas y de productos residuales, realizados directa o indirectamente, manifestados a través del consumo potencial o real de agua de cualquier procedencia
Supuestos no sujetos	*suministro en alta a servicios de distribución de agua potable *alimentación de fuentes públicas o monumentales, bocas de riego y extinción de incendios a cargo de entidades públicas *uso del agua para riego agrícola
Exenciones	Consumo de agua para usos domésticos en núcleos donde la población de derecho no supere los 500 habitantes (límite que puede variar según Ley de Presupuestos Generales de Galicia)
Sujeto pasivo	Contribuyente: quien realiza el vertido o, en su caso, consuma agua Sustituto: entidades suministradoras
Usos domésticos	Supuestos de utilización del agua que no tengan la consideración de industriales o asimilados
Usos industriales	Consumo anual $\geq 3.000\text{m}^3$ o cuando exista contaminación de carácter especial (>200 habitantes equivalentes)
Base imponible	General: volumen de agua consumido (m^3) Contaminante: contaminación efectivamente producida o estimada
Tipo de gravamen	Específico y expresado en ptas./ m^3 o ptas./unidad de contaminación, en función de la base imponible a la que debe aplicarse. Usos domésticos: tipo cero Coeficientes: Usos domésticos \rightarrow posibilidad de establecer coeficientes de concentración demográfica Coeficientes aplicables a los vertidos efectuados al mar mediante instalaciones de saneamiento privadas
Gestión	Corresponde al organismo autónomo "Aguas de Galicia". Participación de las entidades suministradoras en la facturación y recaudación del tributo, cuando el abastecimiento es a través de compañía; cuando se trata de suministros propios o se grave según carga contaminante se procederá al ingreso directo del canon en la administración autonómica.

Tabla 3.12.-Canon de saneamiento de Navarra

Legislación	Ley foral 10/1988, de 29 de diciembre; D.Foral Nav. 82/1990, de 5 de abril
Finalidad	Recaudación destinada a financiar las obras de construcción de instalaciones de depuración de vertidos de aguas residuales y de los colectores generales que unen las redes de alcantarillado locales a dichas instalaciones; la gestión y explotación de los servicios de tratamiento y depuración.
Hecho imponible	Vertido de aguas residuales realizado directa o indirectamente a través de redes de alcantarillado
Supuestos no sujetos	Consumo de agua para riego agrícola si no se sobrepasan los niveles de contaminación determinados reglamentariamente
Sujeto pasivo	Contribuyente: quienes realizan vertidos de aguas residuales
Usos domésticos	Sin definir
Usos no domésticos	Sin definir. Medición directa de la contaminación: Consumo anual >6.000m ³
Base imponible	General: volumen de agua consumido (m ³) Consumos no domésticos: además, se tiene en cuenta la carga contaminante
Tipo de gravamen	Específico para vertidos domésticos (ptas./m ³) Específico para vertidos no domésticos (ptas./m ³): 25% más sobre tarifa doméstica, aplicando en su caso, el índice por carga contaminante
Gestión	Encomendada a la Sociedad Pública Navarra de infraestructuras locales (Nilsa, S.A.). Participación de las entidades suministradoras en la facturación y recaudación del tributo, cuando el abastecimiento es a través de compañía; cuando se trata de suministros propios el cobro se realiza directamente por la empresa pública.

Tabla 3.13.-Canon de saneamiento de La Rioja

Legislación	Ley 7/1994, de 19 de julio, de saneamiento y depuración de aguas; Decreto 42/1997, de 22 de agosto.
Finalidad	Recaudación destinada a la financiación de los gastos de explotación, mantenimiento y gestión de las obras e instalaciones de depuración de aguas residuales así como de los gastos de inversión en las mismas
Hecho imponible	Vertidos de aguas residuales realizados directa o indirectamente a través de redes de alcantarillado
Sujeto pasivo	Contribuyente: quienes realicen los vertidos
Usos domésticos	Consumos de agua realizados en viviendas que producen aguas residuales generadas por el metabolismo humano, por las actividades domésticas y por los servicios complementarios del uso de vivienda
Usos no domésticos	Consumos de agua realizados desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial, profesional, industrial o de servicios (en general, cualquier otro uso distinto del doméstico y del riego agrícola)
Base imponible	General: volumen de agua consumida Usos no domésticos: además, la carga contaminante
Tipo de gravamen	Vertidos domésticos: ptas./m ³ Vertidos no domésticos: ptas./m ³ (25% más sobre la tarifa doméstica) aplicando en su caso, el índice por carga contaminante
Gestión	Encomendada al Ente Gestos de Saneamiento de Aguas Residuales de La Rioja. Participación de las entidades suministradoras cuando el abastecimiento es a través de compañía; en suministros propios, el cobro se realiza directamente por el Ente.

Tabla 3.14.-Canon de saneamiento de Valencia

Legislación	Ley val. 2/1992, de 26 de marzo, de evacuación, tratamiento y reutilización de las aguas residuales; D.val. 266/1994, de 30 de diciembre.
Finalidad	Recaudación destinada a los fines de la ley
Hecho imponible	Producción de aguas residuales manifestada a través del consumo de agua de cualquier procedencia
Exenciones	*Usos domésticos de aquellos municipios donde la suma de la población de derecho y la ponderada de concentración estacional sea inferior a 500 habitantes. *Posibilidad de extender la exención a las aldeas, pedanías o núcleos de población separados con la misma situación de población detallada anteriormente. *Consumos de agua para sofocar incendios, para regar parques y jardines públicos, así como la alimentación de agua a las fuentes públicas.
Sujeto pasivo	Contribuyente: quienes realizan cualquier consumo de agua susceptible de producir aguas residuales
Usos domésticos	Consumo de agua realizado en viviendas que dé lugar a aguas residuales generadas por el metabolismo humano y las actividades domésticas; consumo de agua para llenado de piscinas y riego de superficies no afectas a una explotación agraria.
Usos no domésticos	Consumo de agua realizado desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial (en general, usos distintos del doméstico y del riego agrícola). Obligación de presentar Declaración de Producción de Aguas Residuales: secciones B a E (CNAE-93)
Base imponible	Volumen de agua consumida para usos domésticos o industriales
Tipo de gravamen	Establecido en Ley de Presupuestos anualmente Existe una cuota de servicio (ptas./año) y una cuota de consumo (ptas./m ³) Bonificación del 50% sobre las cuotas del canon sobre usos domésticos en los municipios sin sistema de depuración en servicio o en proyecto.
Gestión	Encomendada a "Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana". Participación de las entidades suministradoras como colaboradoras de la administración en la recaudación del tributo.

3.4.1. Tratamiento de la contaminación en la estructura impositiva

3.4.1.1. Navarra

En el caso de Navarra, se ha visto que la base imponible del canon está constituida por el volumen de agua consumido por los usuarios, si bien, en el caso de consumos no domésticos, se tendrá en cuenta como criterio adicional el de la carga contaminante. En concreto, la contaminación se tiene en cuenta en la estructura del canon a través del cálculo de un *índice corrector* que multiplica el volumen de vertido³⁵.

El índice corrector (Ic) se calcula a partir del concepto de *vertido doméstico tipo* que sirve de referencia³⁶, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$Ic = 0,55 \times MO/312 + 0,34 \times MES/286 + 0,11 \times NKT/52$$

Siendo:

MO: materia oxidable (mg/l)

MES: materia en suspensión (mg/l)

NKT: nitrógeno orgánico y amoniacal (mg/l)

Es decir, la materia oxidable es el parámetro que tiene mayor ponderación en la fórmula (55%), seguido de la materia en suspensión (34%) y del nitrógeno

³⁵ El volumen de vertido puede coincidir con el volumen de agua consumido pero, en el caso de que difieran, se tendrá en cuenta el primero (art.14 Decreto Foral 82/1990, de 5 de abril).

³⁶ El *vertido doméstico tipo* es aquél que teniendo su origen en los aparatos sanitarios e instalaciones domésticas tiene las siguientes características (art.16 Decreto Foral 82/1990, de 5 de abril):

- Dotación media: 175,00 litros/hab.día.
- Producción de DBO: 45,00 gramos/hab.día.
- Producción de MES: 50,00 gramos/hab.día.
- Producción de NKT: 9,00 gramos/hab.día.
- Relación DBO/DQO: 0,61

(11%). Asimismo, se establece la restricción, en el caso de vertidos a colectores públicos, de que dicho índice sea como mínimo igual a 0,5.

En cuanto a la *medición directa* de vertidos y del nivel de contaminación producida, puede ser implantada de oficio por la Sociedad Pública Navarra de Infraestructuras Locales (NILSA) o puede ser solicitada por los usuarios no domésticos con una base superior a 6.000m³/año. En este último caso, el usuario debe seguir un procedimiento que se inicia con la petición de medida directa, la declaración del programa de vertidos (características y variación temporal) y la adecuación de los desagües con dispositivos de aforamiento continuo de caudal para facilitar la toma de muestras.

Los gastos que se generan debido a la necesidad de realizar los análisis correspondientes son asumidos por la administración, siempre que no superen los aplicados en caso de estimación de vertidos y carga contaminante, o los derivados de anteriores mediciones. En todo caso, el usuario se responsabiliza de la adecuación de los desagües y de los gastos que superen los límites anteriores.

Existe la posibilidad de realizar una medición simplificada, con un número reducido de muestras, cuando el efluente sea suficientemente regular. Por el contrario, cuando los establecimientos realizan emisiones de sustancias contaminantes de forma muy esporádica, la medida directa será completada o sustituida por la estimación de la contaminación basada en el consumo observado de materias primas o en la producción del output.

3.4.1.2. Asturias

En el canon de saneamiento de Asturias, la base imponible en función de la carga contaminante se aplica en el caso de usos industriales que provocan vertidos con características de contaminación específicas. De un modo similar al canon de saneamiento catalán, la cuota tributaria se determina a partir de la siguiente fórmula polinómica:

$$C \text{ (ptas./m}^3\text{)} = a + (b \times \text{SS}) + (c \times \text{DQO}) + (d \times \text{NTK})$$

Siendo:

- SS: la concentración media del vertido en sólidos en suspensión (Kg/m³)
- DQO: la concentración media del vertido en demanda química de oxígeno (Kg/m³)
- NTK: la concentración media del vertido en nitrógeno total kjeldahl (Kg/m³)
- a: coeficiente independiente de la contaminación (ptas./ m³)
- b, c, d: coeficientes que indican el precio por unidad de contaminación del parámetro correspondiente (ptas./Kg)

Por tanto, se trata de una función donde interviene la concentración de los parámetros de contaminación establecidos -sólidos en suspensión, DQO y nitrógeno total-, ponderados con su precio unitario correspondiente. En cuanto al coeficiente "a", se define como el precio asignado exclusivamente al volumen vertido en el sistema general de saneamiento, expresado en pesetas por metro cúbico. Por esta razón, cuando el vertido se realiza de forma directa al medio, se prescinde de este coeficiente a la hora de aplicar la fórmula anterior.

El procedimiento de *medición directa* de la contaminación es muy similar al expuesto anteriormente en el caso de Navarra, por lo que incidiremos

únicamente en las escasas diferencias. En Asturias, es la Junta de Saneamiento quien puede realizar de oficio este tipo de medición. Puede tener lugar también a petición de los usuarios con un consumo de agua superior a $6.000\text{m}^3/\text{año}$, o cuando la carga contaminante diaria vertida sea superior para alguno de los parámetros a la de 200 *habitantes equivalentes*.

Los gastos derivados del proceso de medición (toma de muestras y análisis correspondientes) corren a cuenta de los usuarios en cuestión. Sin embargo, cuando el importe del canon resultante sea, al menos, un 25% inferior al aplicado por estimación o al calculado en anteriores mediciones, es la Junta de Saneamiento la que asume tales gastos.

El hecho de considerar, como base imponible, el volumen de vertido en lugar del volumen de agua consumido cuando hay diferencias importantes entre ambos, está sujeto a ciertas condiciones. Los establecimientos industriales con un consumo anual de agua superior a 22.000m^3 que se hallan en esta situación (por evaporación o incorporación de agua a producto) deben justificar la diferencia entre ambos caudales, consumido y vertido, a la Junta de Saneamiento. La base imponible consistirá en el volumen de agua efectivamente vertido cuando se demuestre que la diferencia entre dichos caudales es superior al 40%.

3.4.1.3. Valencia

El Decreto 266/1994 introduce como novedad, respecto a la Ley 2/1992, la regulación del procedimiento de determinación del canon de saneamiento para los usos industriales. En este sentido, se desarrollan de forma específica los criterios que la ley apuntaba que podían tenerse en cuenta, en concreto, los siguientes:

- La incorporación del agua a los productos fabricados, la pérdida por evaporación o la adición de agua procedente de materias primas.
- La carga contaminante que se incorpora al agua utilizada.
- La depuración por parte de la propia industria.

El procedimiento para tener en cuenta la contaminación en el cálculo del tributo consiste en la aplicación de un *coeficiente corrector* sobre la tarifa general para usos industriales, el cual se establece de acuerdo con los anteriores criterios. Para el cálculo del coeficiente corrector, como en el caso catalán, se requiere la presentación de una *Declaración de Producción de Aguas Residuales* cuya información permite individualizar el cálculo del canon de saneamiento por usos industriales según las características del vertido. Están obligados a presentar esta declaración tanto los usuarios que realizan una actividad propiamente industrial como los que desarrollan una actividad comercial³⁷.

El coeficiente corrector (C) del canon de saneamiento para usos industriales es el resultado de multiplicar los tres índices siguientes:

1. *Índice corrector de volumen* (ICV): representa la fracción del consumo global de agua que origina aguas residuales.

$$ICV = \frac{A + B0 - B1 - B2}{A}$$

donde:

A = volumen anual total de agua consumida

B0 = volumen anual total de agua extraída de materias primas

³⁷ Se consideran actividades industriales las incluidas en las secciones C, D y E de la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE-1993) y comerciales las contempladas en la sección B.

B1 = volumen anual total de agua incorporada a productos

B2 = volumen anual total de agua perdida por evaporación

2. *Indice punta* (IP): expresa la relación existente entre la carga contaminante vertida con valores superiores a los valores medios del vertido y dichos valores medios.

$$IP = \begin{cases} 1 & \text{para } R \leq 0,25 \\ 0,83 + 0,67 \times R & \text{para } R > 0,25 \end{cases}$$

R, o *parámetro punta de vertido*, toma el valor máximo de los parámetros Ri (parámetros punta parciales relativos a cada parámetro de contaminación) correspondientes a dicho vertido³⁸.

Cuando no es posible determinar el valor para el índice punta, éste toma un valor por defecto de 1,25.

3. *Indice de carga contaminante* (ICC): se define a partir del vertido urbano de referencia³⁹ y, en concreto, se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$^{38} Ri = \frac{(Ci_{punta} - Ci_{med}) \times Vi_{punta}}{Ci_{med} \times V}$$

, siendo Ci_{punta} , la concentración instantánea máxima del parámetro i en el vertido; Ci_{med} , la concentración media anual del parámetro i en el vertido; Vi_{punta} , el volumen anual de vertido con concentración para el parámetro i superior a la media; V, el volumen anual total vertido.

³⁹ El vertido urbano que sirve de referencia es aquél que tiene su origen en los aparatos sanitarios e instalaciones domésticas y que cumple las siguientes características:

- SS: 300 mg/l
- DBO5: 300 mg/l
- DQO: 500 mg/l
- NKT: 50 mg/l
- PT: 20 mg/l
- COND: 2.000 μ S/cm
- TOX: 3 UT

$$ICC = 0,14 \frac{\Delta SS}{300} + 0,14 \frac{\Delta DBO5}{300} + 0,18 \frac{\Delta DQO}{500} + 0,07 \frac{\Delta NKt}{50} + 0,11 \frac{\Delta PT}{20} + 0,11 \frac{\Delta COND}{2.000} + 0,25 \frac{\Delta TOX}{3}$$

Donde:

ΔSS : incremento de sólidos en suspensión (mg/l)

$\Delta DBO5$: incremento de la demanda bioquímica de oxígeno (mg/l)

ΔDQO : incremento de la demanda química de oxígeno (mg/l)

ΔNKt : incremento de nitrógeno kjeldahl total (orgánico y amoniacal) (mg/l)

ΔPT : incremento de fósforo total (mg/l)

$\Delta COND$: incremento de conductividad eléctrica ($\mu S/cm$)

ΔTOX : incremento de toxicidad en unidades de toxicidad (UT)

Los incrementos se calculan como diferencia entre el valor medio de salida en el vertido y el valor en las aguas de abastecimiento. Por otro lado, las ponderaciones que se presentan son aplicables tanto si se trata de vertidos realizados a colectores como al dominio público hidráulico⁴⁰.

El coeficiente corrector que se obtenga, como producto de los tres índices explicados, multiplica la cuota de consumo y la cuota de servicio aplicables con carácter general a los usos industriales. Además tiene carácter indefinido, a no ser que se modifiquen las circunstancias de producción de aguas residuales y deba formalizarse una nueva declaración. Por otra parte, dicho coeficiente corrector está sujeto a unos límites mínimos y máximos que se determinan en las sucesivas leyes de presupuestos.

⁴⁰ Cuando se trata de vertidos al mar, los pesos de cada uno de los términos son: p1=0,16; p2=0,16; p3=0,20; p4=0,08; p5=0,12; p6=0,00; p7=0,28 (anexo 1, punto 4 del Decreto val. 266/1994, de 30 de diciembre).

La Declaración de Producción de Aguas Residuales no es recurrente, por lo que debe realizarse una sola vez por cada establecimiento y el coeficiente corrector resultante tiene carácter indefinido. En el caso de que se modificaran las circunstancias de producción de aguas residuales, debería formalizarse una nueva declaración y la correspondiente determinación de un nuevo índice corrector. Para facilitar las operaciones de toma de muestras y medición de caudales u otros parámetros, los usuarios industriales están obligados a instalar a su cargo una arqueta de registro en las condiciones establecidas legalmente. Asimismo, se contempla la posibilidad de habilitar programas de ayuda para facilitar la cumplimentación de la declaración por parte de los contribuyentes.

3.4.1.4. Galicia

La consideración de la contaminación en el canon de saneamiento gallego está en la línea del canon de Cataluña. Así pues, se calcula un tipo individualizado (ptas./m³) a partir de una fórmula polinómica donde intervienen los parámetros de contaminación establecidos por la legislación, ponderados con sus precios unitarios. La fórmula, con los precios para 1995 es la siguiente:

$$ti = MES \times 8,8\text{ptas./kg} + SOL \times 141\text{ptas./S/cm.m}^3 + MO \times 17,6\text{ptas./kg} \\ + MP \times 396\text{ptas./kg equimetal} + MI \times 1,8\text{ptas./equitox}$$

siendo:

- MES: materias en suspensión
- SOL: sales solubles
- MO: materias oxidables
- MP: metales pesados
- MI: materias inhibidoras

Asimismo, se podrá tener en cuenta a través de un *coeficiente corrector de volumen*, la relación existente entre el caudal de agua vertida y el caudal suministrado.

3.5. FISCALIDAD AMBIENTAL SOBRE EL AGUA EN EL RESTO DE EUROPA

La mayoría de los países europeos han tratado el problema de la contaminación de las aguas fundamentalmente a través de formas de regulación conocidas habitualmente como de "mandato y control", es decir, estableciendo normas sobre niveles máximos permitidos en cuanto a las emisiones o requiriendo el uso de ciertas tecnologías de control de la contaminación. A menudo junto a este instrumento de regulación se han aplicado tasas sobre las emisiones al agua como mecanismo para la obtención de los recursos necesarios para llevar a cabo el control de la contaminación. Aunque se trata de tributos con el objetivo prioritario de alcanzar una recaudación determinada, en ciertos casos su estructura abre un potencial para esperar algún efecto incentivo. Son particularmente interesantes los ejemplos de Alemania, Francia y Holanda en este sentido.

3.5.1. Alemania

En 1981 se introduce la tributación sobre la contaminación del agua en tres estados (*Länder*), concretamente en Schleswig-Holstein, Hessen y Saarland generalizándose desde 1983 a toda la República Federal⁴¹. Asimismo, tras la reunificación, el sistema ha sido extendido a la antigua Alemania del este en dos

⁴¹ La legislación a nivel de la Federación (*Bund*) relativa a esta tributación es de 1976, (*Abwasserabgabengesetz, AbwAG*).

fases. A partir de 1991 las empresas que ya estaban sujetas a algún impuesto sobre emisiones bajo la legislación anterior pasan a tributar según el sistema de la República Federal y desde 1993 el sistema se generaliza por completo.

Se trata de un tributo que recae únicamente sobre los vertidos realizados directamente al cauce público (ríos, lagos, mar, aguas subterráneas) de origen industrial y municipal. Es decir, los vertidos realizados indirectamente a través de las redes de alcantarillado o, en general, de sistemas de saneamiento no están gravados. Sin embargo, los titulares de dichos sistemas de depuración, los cuales están obligados al pago del tributo, repercuten los costes asociados al mismo a los usuarios servidos por el sistema.

El gravamen está basado en una fórmula bajo la cual las unidades de contaminación se definen en términos de una serie de parámetros entre los que se incluyen la demanda química de oxígeno (DQO), fósforo, nitrógeno, ciertos compuestos orgánicos y algunos metales. La ponderación de los distintos contaminantes se recoge en la Tabla 3.15.

Tabla 3.15.-Ponderaciones de los parámetros de contaminación

	Ponderación correspondiente a una unidad
Demanda química de oxígeno	50kg de oxígeno
Fósforo	3kg
Nitrógeno	25kg
AOX (halógenos orgánicos absorbibles)	2kg
Mercurio	20g
Cadmio	100g
Níquel	500g
Plomo	500g
Cobre	1kg

Fuente: Smith, 1995.

Por tanto, una unidad de contaminación es, por ejemplo, equivalente a 50kg de DQO o 20g de mercurio. Cabe señalar que la consideración del fósforo y nitrógeno como parámetros sujetos a tributación se ha producido con posterioridad, en concreto, desde 1991.

En cuanto al tipo impositivo, éste ha sufrido un aumento anual gradual desde el inicio de la aplicación del tributo en 1981 con un tipo igual a DM12 por unidad hasta los DM70 por unidad en 1997 (Tabla 3.16).

Tabla 3.16.-Tipo impositivo

DM por unidad de contaminación	
1981	12
1982	18
1983	24
1984	30
1985	36
1986	40
1991	50
1993	60
1997	70

Fuente: Smith, 1995.

Es importante destacar que la legislación del tributo está muy relacionada con la legislación relativa a la gestión hidráulica⁴². Esta legislación establece los requerimientos de permisos y licencias tanto para realizar captaciones de agua como para realizar los vertidos de las aguas residuales. De este modo, el tributo está basado habitualmente en un volumen de vertido y en una concentración de los parámetros esperados. Dichas previsiones se corresponden con los límites de descarga acordados bajo la legislación (*Wasserhaushaltsgesetz*). Es decir, cuando

⁴² Legislación a nivel federal (*Wasserhaushaltsgesetz, WHG*), también introducida en 1976.

la administración autoriza el vertido también notifica las unidades de contaminación que previsiblemente van a tenerse en cuenta para el cálculo del tributo de acuerdo con los límites de emisión permitidos.

Si las características del vertido en realidad no se ajustan a lo previsto según la legislación, el tributo se aumenta en consonancia con el carácter ocasional o recurrente de la disparidad producida. Es decir, si se sobrepasan los valores legalmente previstos en una ocasión aislada se sujeta a gravamen la mitad del exceso de emisiones ocurridas. Mientras que si el incumplimiento es reiterado queda sujeto a gravamen el total del exceso de emisiones producidas.

Asimismo, el tributo puede ser reducido cuando los contaminadores adoptan tecnologías modernas de reducción de la contaminación o cuando construyen o mejoran significativamente las instalaciones de depuración. Es decir, se trata de una forma de incentivar al cumplimiento de los estándares establecidos en cuanto a tecnología⁴³.

Por otra parte, los titulares de sistemas de saneamiento pueden reducir el nivel de emisiones acordado a través de una declaración de vertido, con el compromiso de mantener el nivel de emisiones como mínimo un 20% por debajo del nivel inicial durante al menos los tres meses siguientes, lo que resulta en una menor tributación.

Para evitar un exceso de gravamen sobre los sujetos que vierten el agua directamente a cauce público, el sistema permite compensar los costes de invertir en equipo descontaminante con el tributo.

⁴³ Si el contaminador se sujeta a los estándares de tecnología requeridos antes de lo previsto por la ley, el tipo de gravamen se reduce en un 75%.

En cuanto a la gestión del tributo, éste es administrado por los Länder, aunque los tipos aplicados son uniformes entre estados. Los Länder se apropian de la recaudación la cual se destina al gasto en instalaciones de saneamiento así como al gasto en investigación y desarrollo de técnicas para mejorar la calidad del agua. En 1990 se alcanzó una recaudación aproximada de DM340 millones. En cuanto a los costes de administración se contabilizan alrededor de DM50 millones, es decir, sobre un 15% de la recaudación bruta. En este sentido, cabe señalar que se ha tratado de minimizar los costes asociados a la medición de las emisiones, a través de basar el tributo en unos valores de volumen y concentración de vertido previsible. La responsabilidad de cumplir con la normativa queda en manos de los contaminadores (auto-control) aunque sujeta a controles aleatorios de la administración. La frecuencia de tales controles depende del tamaño de la industria y de las sustancias descargadas.

3.5.2. Francia

En Francia el tributo de saneamiento se introduce en 1968 afectando tanto a los usuarios domésticos como no domésticos del agua, así como a los vertidos directos al cauce público o indirectos a sistemas de saneamiento. El tributo se recauda por cada uno de los organismos de cuenca (actualmente seis) y se destina a las inversiones de saneamiento propias.

La determinación del tributo es distinta según el tipo de usuario. En el caso doméstico, el tributo se aplica en los municipios mayores de 400 habitantes y si el volumen de vertido es inferior a 6.000m³/año. El gravamen constituye en este caso un sobreprecio respecto al precio por m³ de agua distribuida y se calcula teniendo en cuenta las siguientes características municipales:

- vertido diario por habitante determinado cada 5 años;
- número de habitantes (se tiene en cuenta la población estacional ponderada con un factor de 0,4);
- factor de aglomeración que aumenta de acuerdo con el vertido por municipio.

En el caso no doméstico, el tributo se aplica sobre fuentes privadas o públicas cuyo vertido es como mínimo equivalente al de una población de 200 habitantes. Si se trata de usuarios conectados al sistema público de saneamiento, son tratados como no domésticos aquéllos cuyo consumo de agua supera los 6.000m³/año. Cada fuente de emisión es evaluada individualmente y asignada a una categoría de contaminación. Es decir, la contaminación correspondiente a cada uno de los parámetros considerados se determina de acuerdo con los valores establecidos para cada sector industrial y a una magnitud característica de cada establecimiento industrial (nivel de actividad entendida como el vertido diario normal máximo por mes). Sin embargo, también cabe la posibilidad de medir las emisiones a instancia de los organismos de cuenca o del propio usuario.

La determinación del tributo se realiza a partir de la siguiente fórmula: $\sum C_i P_i$, donde C_i es la contaminación medida o asignada al establecimiento industrial (no en términos de concentración sino de carga contaminante); P_i es el precio unitario por la carga contaminante de cada parámetro. La Tabla 3.17 recoge los parámetros de contaminación que son considerados, aunque cada organismo de cuenca tiene posibilidad de fijar los precios y la aplicación de los parámetros según sus necesidades y/o prioridades.

Tabla 3.17.-Parámetros de contaminación considerados

1. Materias en suspensión
2. Materias oxidables
3. Sales solubles
4. Materias inhibidoras
5. Nitrógeno
6. Fósforo
7. Metales ponderados según la relación: M = 10 Arsénico + 30 Cadmio + Cromo + 5 Cobre + 50 Mercurio + 10 Plomo + Zinc

Fuente: Junta de Sanejament (1996).

3.5.3. Holanda

Las figuras utilizadas en Holanda para el control de la calidad de las aguas están en funcionamiento desde 1969. Las competencias ambientales se distribuyen entre el gobierno central -aguas marítimas y ríos y canales principales- y los denominados Consejos Locales de Aguas. Ambos niveles de gobierno aplican instrumentos similares en cuanto a fiscalidad de las aguas. Sin embargo, la recaudación obtenida por los Consejos está afectada a la financiación de los costes de alcantarillado y tratamiento de aguas. La agencia estatal también tiene afectada la recaudación para ciertos usos, fundamentalmente subsidios para inversiones a las empresas contaminadoras y compensaciones a las víctimas de la contaminación.

Los contaminadores pagan tributos que reflejan el número de equivalentes de contaminación emitidos. Los parámetros de contaminación considerados en el sistema son principalmente aquéllos que imponen una demanda extraordinaria de oxígeno en las aguas, aunque también se tienen en cuenta las emisiones de metales pesados. El nivel de gravamen por equivalente varía entre las distintas instituciones, ya que cada Consejo debe autofinanciarse. El sistema funciona con

el establecimiento de cuotas fijas a familias y pequeñas empresas. Las empresas de tamaño medio pueden solicitar medición directa o pagar de acuerdo a una estimación indirecta que considera número de empleados, consumo de agua, etc. Por último, empresas con grandes emisiones pagan según mediciones reales de la cantidad y concentración de éstas.

En comparación con otros países europeos, la tributación holandesa en este campo es relativamente elevada y se ha duplicado entre 1980 y 1992. De hecho, Klok y otros (1994) consideran que la mejora experimentada en los niveles de calidad ambiental de las aguas de Holanda se debe en buena medida a la existencia de figuras impositivas con elevados tipos. Como subproducto, se estima que la afectación de la importante recaudación de estos tributos parece haber producido una provisión excesiva de instalaciones de tratamiento, tanto en empresas (vía subvenciones) como en Consejos.

CAPÍTULO 4

***LOS TRIBUTOS AMBIENTALES SOBRE EL AGUA Y
SU RELACIÓN CON LA OFERTA Y
LA TARIFICACIÓN DEL RECURSO***

4.0. INTRODUCCIÓN

En los capítulos anteriores hemos visto que los tributos ambientales que se aplican en el ámbito de la contaminación de las aguas suelen incidir en la fase de vertido, una vez se ha utilizado el agua en procesos de consumo o de producción. Puede decirse que el vertido de aguas residuales tiene dos dimensiones inseparables: la dimensión *cantidad*, es decir, la magnitud del caudal vertido y la dimensión *calidad* o carga contaminante vertida. La composición del caudal vertido (en términos de presencia y concentración de ciertos parámetros de contaminación) suele constituir el objeto de gravamen de los tributos ambientales al proporcionar una medida de la contaminación que, sin embargo, debe ponderarse en relación con la cantidad de agua vertida. En el uso industrial del agua, el consumo inicial y el volumen final vertido pueden diferir, por ejemplo, si es necesaria la incorporación del agua al producto como ocurre en las industrias de bebidas. Pero en todo caso, siempre será posible hallar la relación entre el volumen de entrada y de salida del agua para cada establecimiento industrial.

Por esta razón, el diseño de los tributos ambientales sobre el agua aunque tenga como principal objetivo la reducción de la contaminación, no puede desvincularse del consumo¹ que se realiza del recurso en sus distintos usos alternativos. En otras palabras, aunque a menudo, en la práctica, la política de gestión ambiental del agua (control de la contaminación) se desarrolle de forma separada de la política de gestión económica (control de precios) del recurso, ambas están fuertemente relacionadas². Es por tanto una cuestión política la de encontrar vías para instrumentar la regulación simultánea de ambas gestiones.

¹ Utilizamos el concepto de *consumo* como sinónimo del de *utilización*. En realidad, en el consumo puede distinguirse entre agua usada y consumida realmente. Si el agua es consumida será un bien final mientras que si se trata de agua sólo usada pero devuelta al medio, será un bien intermedio. Por el momento, sin embargo, no realizamos esta diferenciación.

² De hecho, si la regulación ambiental o relativa a la calidad del recurso se desvincula de la regulación económica del mismo existe una fuente potencial de ineficiencia. Se trata de un caso

Si los tributos ambientales guardan relación, en último término, con el consumo de agua inicial es necesario conocer cómo se valora y cómo se paga por la obtención de este recurso. El agua tiene un valor económico en todos y cada uno de sus usos alternativos y debería ser tratada como cualquier otro bien económico. El valor del agua depende de aspectos como la cantidad, la calidad, la disponibilidad temporal y la geográfica o física. A su vez, la cantidad y calidad necesarias dependen del uso que se pretenda hacer y, si hay agua, la tecnología es un factor decisivo tanto para reducir la demanda como para adecuar la calidad. La distribución temporal y espacial del recurso también afecta a la demanda y a la oferta, y obliga a realizar obras de regulación (como embalses) y obras de trasvase. Asimismo, el factor tiempo se ha de ajustar al factor espacio, ya que las infraestructuras involucradas conllevan largos períodos de ejecución, por lo que deben plantearse objetivos a corto y a largo plazo.

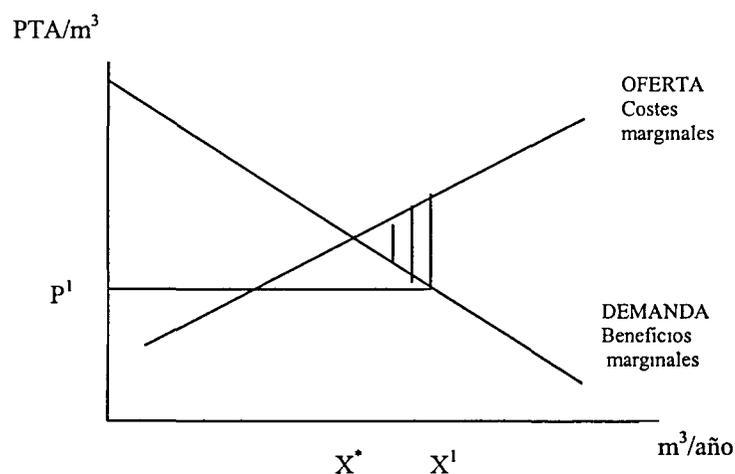
El capítulo se inicia con una sección donde se definen algunos conceptos previos sobre la valoración del recurso agua. En la sección 4.2 se repasan las características económicas de la oferta de agua, en particular, los rasgos de monopolio natural de este servicio, así como las políticas de precios que pretenden conseguir una mayor eficiencia asignativa a través de distintos criterios de discriminación. El capítulo termina con una sección dedicada a la caracterización de la oferta municipal de agua en España que es útil para ilustrar los conceptos teóricos surgidos a lo largo de las secciones anteriores.

especial del problema de la "agencia común", donde un agente, en este caso la empresa, tiene varios principales (reguladores) (Baron, 1985).

4.1. ALGUNOS CONCEPTOS PREVIOS: VALOR Y COSTE DEL AGUA

El agua, como cualquier otro bien, tiene un *valor* para los consumidores quienes manifiestan su disposición al pago y, en principio, utilizarán el recurso hasta que los beneficios de consumir un metro cúbico adicional se igualen a los costes que supone tal consumo. El Gráfico 4.1. muestra cuál es el consumo óptimo, en este caso representado por X^* .

Gráfico 4.1



Si se establece un precio inferior al coste marginal de ofrecer el agua tal como P^1 , el consumo será igual a X^1 , es decir, superior al óptimo. El incremento en los costes (el área bajo la curva de oferta) excede del incremento en los beneficios (el área bajo la curva de demanda) y, por tanto, se produce una pérdida de bienestar (*deadweight loss*) representada por el área del triángulo rallado.

La idea implícita es que el valor que cualquier individuo puede otorgar al agua estará en función del bienestar y la satisfacción que obtenga de su uso. Así, el mismo Gráfico 4.1. es útil para mostrar el comportamiento de un individuo, de un

grupo de consumidores (por ejemplo, los usuarios industriales) o de la sociedad en su conjunto, en cuyo caso se trata de una valoración colectiva o agregada de todos los individuos. Es decir, el bienestar social se maximiza cuando el precio del agua se iguala a su coste marginal y el recurso se utiliza hasta el punto donde el coste marginal es igual al beneficio marginal.

Sin embargo, el hecho de que el agua se utilice para distintas finalidades por los diferentes grupos de consumidores introduce cierta complejidad a la hora de valorarla como un recurso económico. Asimismo, la inexistencia de un mercado del agua propiamente dicho (o su existencia con un funcionamiento altamente imperfecto) conlleva la necesidad de aplicar una serie de métodos³ para estimar su valor en cada uso final alternativo (Gibbons, 1986).

Siguiendo la exposición de Briscoe (1996), las conclusiones generales a las que llegan los distintos estudios que tratan de determinar el valor relativo del agua en los diferentes usos son las siguientes⁴:

- En cuanto al valor del agua utilizada para regadío es importante señalar que el uso agrícola supone una elevada proporción respecto al uso total del agua, especialmente en áreas deficitarias en cuanto a disponibilidad del recurso. El valor del agua para cultivos escasamente valorados (tales como cereales y piensos) es universalmente muy bajo mientras que puede ser alto, e incluso similar en magnitud al valor del agua para usos municipales e industriales, cuando se trata de cultivos cotizados (como frutas, verduras y flores).

³ Dichos métodos incluyen: estimación de las curvas de demanda e integración de las correspondientes áreas; estimación de funciones de producción y simulación de la pérdida de output que resultaría de consumir una unidad menos de agua; estimación del coste de provisión del agua si una fuente existente dejara de estar disponible; preguntando a los usuarios en cuanto valoran el recurso a través del método de "valoración contingente" (Arrow et al., 1993 y Griffin et al., 1995).

⁴ Destacan, en este sentido, los trabajos del Banco Mundial, 1995; Gibbons, 1986; Goodland, 1996; Moore y Willey, 1991; Shah, 1993.

- El valor a corto plazo del agua para generación de energía eléctrica en los países industrializados es típicamente bastante bajo y a menudo no supera el valor del agua utilizada para riego agrícola (Gibbons, 1986), mientras que el valor a largo plazo es incluso menor. Asimismo, la viabilidad económica del sector hidroeléctrico depende de la disponibilidad del recurso así como de la competencia existente entre sus usos alternativos.
- El valor de agua para uso doméstico es habitualmente mucho mayor que el valor del uso agrícola. Sin embargo, dentro de los usos domésticos del agua, el valor en términos de capacidad para satisfacer necesidades humanas básicas es muy superior al valor para otros usos secundarios (tales como jardín o piscina).
- El valor del agua para finalidades industriales suele ser de una magnitud similar al de los usos domésticos.
- El valor ambiental del agua (por ejemplo, para mantenimiento de caudales ecológicos) puede variar considerablemente pero suele estar comprendido entre el valor del agua en la agricultura y el valor en usos municipales.

Una cuestión muy relacionada con el valor económico del agua y que, a su vez, tiene importantes consecuencias sobre la política de gestión del recurso es la estimación de cómo los usuarios reaccionan a los cambios en el precio del agua, a través del concepto de *elasticidad*⁵. A este respecto, las conclusiones que se obtienen en la literatura sobre la elasticidad precio de la demanda de agua, en general, coinciden en apuntar: por un lado, que la elasticidad precio es significativamente negativa; por otro lado, que la elasticidad precio está

⁵ Dicho concepto mide, en nuestro caso, el cambio porcentual en el uso del agua como consecuencia del incremento porcentual en el precio de la misma.

relacionada con el nivel de precios del agua (cuanto mayor es el precio, mayor es la elasticidad).

Finalmente, en cuanto al valor que se otorga al tratamiento de las aguas residuales o el valor en términos de calidad ambiental, suele determinarse de forma implícita a través del establecimiento de estándares (relativos al tipo de tratamiento requerido, a la calidad del vertido o a la calidad del medio receptor del mismo). Puede interpretarse que ésta es una forma de aproximación al valor ambiental del recurso (Thomas, 1963).

En cuanto al concepto de *coste* del agua y más concretamente de provisión de la misma, pueden señalarse dos tipos de coste (Briscoe, 1996): el coste de uso y el coste de oportunidad.

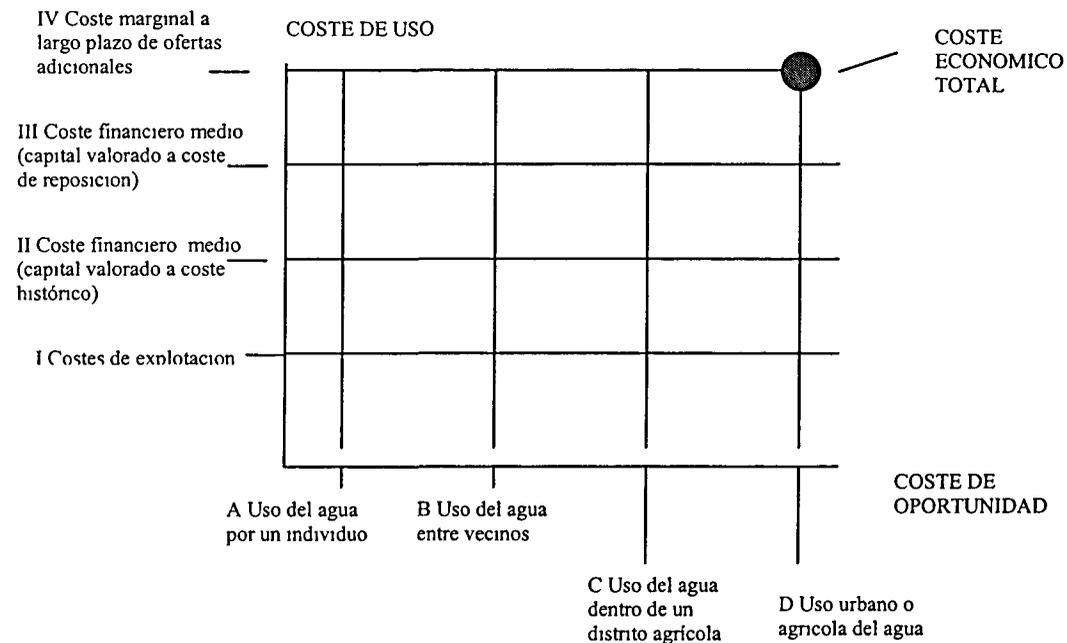
El *coste de uso* engloba los costes de construcción y funcionamiento de las infraestructuras necesarias para almacenar, tratar y distribuir el agua. La interpretación de este concepto puede realizarse en términos de *coste histórico* (el sistema de precios reproduce los pagos correspondientes a la deuda asumida para llevar a cabo las infraestructuras); *coste de reposición* (es decir, el coste de reponer los activos); *coste marginal* (el coste de ampliar la capacidad para producir un metro cúbico adicional de agua) (Turvey y Warford, 1974).

El *coste de oportunidad* se refiere al valor del agua en su mejor uso alternativo, por lo que es un concepto difícil de medir en la práctica. Sin embargo, cabe señalar algunas ideas. En primer lugar, el coste de oportunidad impuesto a otros por un determinado uso del agua se relaciona inversamente con el valor de la misma. Es decir, si se analiza el coste de oportunidad del agua de uso municipal respecto a la alternativa del uso agrícola, se trata de un coste mucho menor que si se invierte la comparación (coste de oportunidad del agua de uso agrícola frente al

uso municipal). En segundo lugar, los costes de oportunidad incrementan substancialmente a medida que se intensifica el uso del agua (tanto en términos cuantitativos como cualitativos), por ejemplo, en el contexto de una cuenca hidrográfica. En tercer lugar, la existencia de los costes de oportunidad puede generar y/o aumentar los conflictos entre usuarios, a menos que se desarrollen mecanismos institucionales para reconocer tales costes y asegurar que son internalizados por los usuarios del recurso.

De las anteriores definiciones se desprende una cierta ambigüedad de los conceptos coste de uso y coste de oportunidad del agua, por lo que en el Gráfico 4.2. se concretan las interpretaciones que habitualmente se han realizado de éstos.

Gráfico 4.2

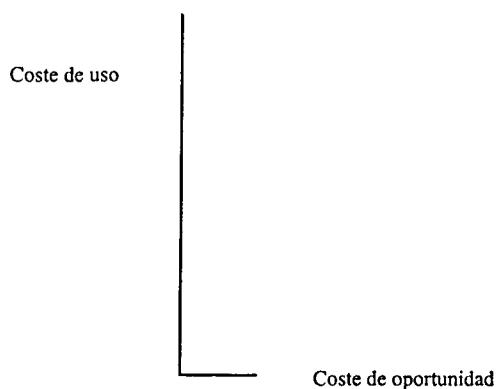


El Gráfico 4.2. representa esquemáticamente las definiciones de coste de uso (eje vertical) y de coste de oportunidad (eje horizontal). A medida que nos desplazamos a lo largo del eje de ordenadas, el concepto de coste de uso es más amplio y riguroso. Asimismo, el desplazamiento a lo largo del eje horizontal implica un mayor número de usos alternativos compitiendo por el recurso agua.

Como muestra, asimismo, el Gráfico 4.2, un usuario se enfrenta al coste económico completo cuando: (a) tiene que pagar un coste de uso igual al coste marginal de la oferta de agua que disfruta y (b) incurre en un coste de oportunidad que refleja el valor del agua en su mejor uso alternativo.

En general, la oferta urbana⁶ de agua se caracteriza por unos elevados costes de uso (asociados a la infraestructura necesaria para el suministro a grandes concentraciones de población) y unos costes de oportunidad impuestos a otros usos relativamente bajos⁷. Es decir, que para la oferta urbana de agua el Gráfico 4.2 tomaría una forma tal como:

Gráfico 4.3



⁶ Si se considera no sólo la provisión regular de un agua de calidad sino también el tratamiento de las aguas residuales correspondientes, puede hablarse de *servicios urbanos de agua*, concepto más amplio que el de oferta urbana de agua.

⁷ En España el abastecimiento de la población representa un 14,5% del uso total del agua; el uso agrícola representa un 79% y el 6,5% restante corresponde al uso del agua por parte de industrias de suministro independiente (Libro Blanco del Agua, Ministerio de Medio Ambiente, 1998).

En cuanto a la consideración del coste económico total en el sistema de precios (Gráfico 4.2), la oferta urbana de agua en los países industrializados se desvía del "óptimo económico" por diversas razones. En primer lugar, las empresas de suministro suelen aplicar un sistema de tarifas que permita cubrir el coste medio (en términos del nivel III del Gráfico 4.2), debido a las características de monopolio natural del servicio, así como al hecho de tratarse de un criterio simple y transparente. En segundo lugar, los costes de oportunidad a menudo no son perceptibles por las empresas de suministro debido a la inconexión que hay entre los distintos sistemas de gestión del agua. En cualquier caso, ya se ha comentado que estos costes de oportunidad son pequeños en relación con los costes de extracción, transporte, tratamiento y distribución del agua urbana⁸. Por ello, puede afirmarse que los sistemas de tarifas de la oferta urbana de agua en los países industrializados se desvían relativamente poco del óptimo económico (Briscoe, 1996).

4.1.1. Particularidades del uso industrial del agua

Hasta ahora se han discutido los conceptos de valor y coste especialmente en el caso del *agua urbana*, concepto que es útil para diferenciarla básicamente del uso agrícola de la misma. Sin embargo, la oferta de agua urbana atiende las necesidades de distintos tipos de usuarios: los usuarios domésticos, los usuarios industriales (que no sean de suministro independiente, es decir, al margen de la red urbana) así como los usos municipales del recurso (fuentes públicas, bocas de riego y de extinción de incendios, limpieza viaria, etc.).

⁸ Los costes de oportunidad relativamente bajos del agua urbana pueden entenderse mejor dada la importancia de satisfacer las *necesidades humanas básicas*, lo que concede un valor al agua urbana superior al valor en su mejor uso alternativo.

Dado que esta investigación se centra en el estudio de la estructura de la demanda de agua que realiza el sector industrial, vale la pena profundizar en el significado de aquéllos conceptos para el caso industrial. En concreto, se hará referencia a ciertas peculiaridades del concepto de coste.

Si se parte de la idea de coste de uso como coste de provisión del agua (Briscoe, 1996), es correcto hablar del *coste de uso del agua urbana* ya que es una misma red de infraestructuras la que abastece al conjunto de usos domésticos, industriales y municipales que conforman el uso urbano del agua. Sin embargo, es útil analizar determinados factores que influyen en el coste de uso y en la posible repercusión de éste sobre un tipo concreto de usuario, en nuestro caso, el usuario industrial.

En este sentido, el **origen o procedencia del agua** es uno de los factores determinantes de la magnitud del coste de uso. Una industria puede abastecerse de agua procedente de fuentes propias (ya sean superficiales o subterráneas), de agua proveniente de compañía suministradora o de una combinación de ambas. El uso de un agua de fuentes propias (básicamente agua de pozo) supone unos costes asociados de captación y distribución, más concretamente, costes energéticos de mantenimiento y de inversión del sistema de bombeo y depósitos. Por su parte, el coste del agua de compañía abarca costes de captación, tratamiento, distribución, gestión, explotación y mantenimiento de la red de distribución, así como la amortización de la inversión realizada. En consecuencia, el coste del agua de la red pública de abastecimiento es sensiblemente más elevado que el coste del agua de fuentes propias (autoabastecimiento).

Por tanto, desde la perspectiva de la industria consumidora de agua puede darse una relación tanto de sustitución como de complementariedad entre ambas procedencias del recurso. Probablemente, para niveles de consumo relativamente

bajos, el agua de fuentes propias y el agua contratada a una compañía son bienes sustitutivos⁹, mientras que a partir de ciertos niveles de consumo puede existir una relación de complementariedad. Dado un consumo elevado de agua es probable que la industria no pueda abastecerse exclusivamente con agua de pozo y que, por tanto, escoja una combinación determinada de ambas fuentes de suministro¹⁰. Los trabajos de Renzetti (1993) y Mody (1997) estiman modelos probit para investigar la elección de las industrias respecto a la procedencia de la oferta de agua. Ambos autores concluyen que al tomar esta decisión las empresas tienen en cuenta el sistema de tarifas (cuota fija de servicio y precios por m³) y que las empresas que se abastecen de agua de compañía muestran valores de la elasticidad precio más elevados que las empresas que optan por el autoabastecimiento.

Un segundo factor que influye en el coste de uso es la propia **localización de la industria en el territorio**. En principio, las industrias situadas en zonas con pocos recursos hídricos soportarán unos costes adicionales en comparación con las que se sitúan en zonas con mayor disponibilidad, debido a las deseconomías de escala de obtener el agua de fuentes cada vez menos accesibles (por ejemplo, en el caso de trasvases entre cuencas). Además, en las áreas más secas, el agua suele tener una salinidad más elevada y, por tanto, aumentan los costes de tratamiento para su uso industrial¹¹.

En cuanto a la decisión de la industria relativa a su localización geográfica, dada la heterogeneidad territorial del precio final del agua, pueden ser aplicables a

⁹ Dos bienes son sustitutos brutos si un aumento del precio del bien i da lugar a un aumento del exceso de demanda del bien j (Varian, 1998).

¹⁰ Asimismo, los usuarios valoran intensamente la regularidad o estabilidad de la oferta de agua (Banco Mundial, 1993). Por esta razón, aunque una industria pueda efectivamente por niveles de consumo abastecerse con fuentes propias ello comportaría un riesgo excesivo ya que, por ejemplo, en años secos la mayoría de pozos se agotan y, en consecuencia, aumenta la demanda a la red.

¹¹ Hasta aquí se ha hecho referencia a factores que pueden influir en el coste de uso del agua. Otra cuestión es cómo acabe repercutiendo dicho coste en el sistema de tarifas al que se enfrenta el usuario, puesto que a menudo ha existido una política partidaria de subsidiar el sector del agua y, en consecuencia, unos precios ficticiamente bajos (OCDE, 1997b).

esta cuestión los argumentos de *distorsiones de movilidad* que a menudo se plantean cuando hay diferencias en el tratamiento fiscal de una misma actividad entre jurisdicciones¹².

Para las industrias que son grandes consumidoras de agua, la decisión acerca de los factores mencionados (procedencia del suministro y localización geográfica) puede ser especialmente relevante, al constituir el coste del agua un elemento más de su competitividad.

4.2. CARACTERÍSTICAS ECONÓMICAS DE LA OFERTA DE AGUA

4.2.1. El abastecimiento de agua como monopolio natural

El proceso que hace posible la oferta de agua al usuario final incluye la captación del recurso, su tratamiento y la fase de la distribución. En concreto, el agua se capta de las fuentes superficiales tales como ríos, lagos y embalses y de las fuentes subterráneas denominadas acuíferos. En función del régimen de lluvias en cada país, el agua de origen subterráneo puede ser un recurso agotable y, en ese caso, es preciso determinar la tasa óptima de utilización del stock existente (Gisser, 1983).

A través del tratamiento del recurso se pretende conseguir un agua apta para el consumo. En general, el tratamiento es más complejo cuando el agua es de origen superficial dado que el agua subterránea es filtrada de una forma natural en

¹² De hecho, el precio final del agua en cada jurisdicción municipal es un conglomerado de conceptos: por un lado, la tasa correspondiente a la prestación del servicio de suministro; por otro lado, diversos conceptos tributarios habitualmente relacionados con la realización y mantenimiento de una serie de infraestructuras. Por lo que las posibles distorsiones de movilidad asociadas al uso industrial del agua pueden deberse tanto a la existencia de diferencias fiscales interjurisdiccionales como al distinto coste del input agua (por razones de escasez o de origen del recurso).

su circulación hasta el acuífero. Sin embargo, la captación del agua subterránea es más costosa al requerir un sistema de bombeo para extraer el recurso desde cierta profundidad.

El sistema de abastecimiento consta de una *red básica* que engloba las obras de captación, plantas de tratamiento de agua para potabilización, conducciones y depósitos y las estaciones de bombeo que sean susceptibles de aportar agua a más de una red secundaria. Las *redes secundarias* son aquellas instalaciones que, partiendo de la red básica de abastecimiento, pueden efectuar el suministro conjunto de un ámbito territorial formado por diferentes municipios. Finalmente existen las *redes domiciliarias* de ámbito municipal¹³.

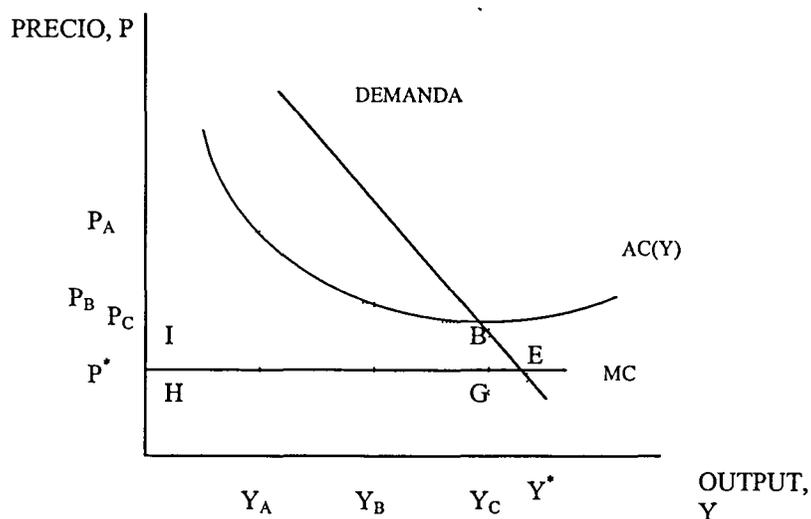
El abastecimiento de agua es un servicio público esencial (*public utility*) al igual que el suministro de electricidad o gas. La intervención del sector público en este tipo de actividades económicas ha constituido una práctica habitual en la mayoría de países. En síntesis, dicha intervención puede consistir en el establecimiento de empresas públicas o en la regulación de las empresas privadas (regulación de precios, producciones o beneficios) que realizan tales actividades.

La justificación de la intervención pública en la provisión de servicios esenciales se apoya en argumentos de eficiencia económica, en concreto, en los rasgos de *monopolio natural* que se atribuyen a este tipo de servicios. La perspectiva "tradicional" asocia el concepto de monopolio natural a la existencia de *economías de escala* (o *rendimientos crecientes a escala*) en una industria. Kahn (1971) describe el concepto de monopolio natural como el caso en que la tecnología de ciertas industrias o el carácter del servicio es tal que exige la existencia de una sola empresa para producir al coste medio mínimo posible. Es

¹³ En estos términos se define el sistema de abastecimiento en la Ley catalana 4/1990, de 9 de marzo, de ordenación del abastecimiento de aguas en el área de Barcelona.

decir, en esta situación, el coste medio disminuye al aumentar el output a lo largo del rango de la producción en el mercado. Scherer (1980) supone la existencia de un monopolio natural allí donde las economías de escala son tan persistentes que sólo una empresa puede atender la demanda del mercado a un coste unitario menor que si lo hicieran dos o más empresas. El Gráfico 4.4 muestra el "clásico" problema del monopolio natural¹⁴:

Gráfico 4.4



El Gráfico 4.4 ilustra un mercado con una única empresa produciendo un output no almacenable (o servicio) cuyo nivel viene representado por Y , para el que existe una demanda (inversa) dada por $P(Y)$, donde P se refiere al precio del output. La empresa produce un output dado al coste total mínimo posible, $C(Y)$, y el coste medio de producción se representa por $AC(Y) = C(Y)/Y$ ¹⁵.

¹⁴ En contraste con esta perspectiva "clásica" o "tradicional" del problema del monopolio natural, investigaciones más recientes han demostrado que una definición más apropiada asocia el monopolio natural al concepto de *subaditividad de costes* más que al de economías de escala. Ambos conceptos están relacionados pero no son idénticos. Sin embargo, y dado que la diferencia entre ellos es particularmente importante cuando el proceso de producción implica varios outputs, no es relevante por ahora profundizar en esta cuestión.

¹⁵ De hecho, la función de costes depende también de un vector de precios de los factores. Sin embargo, se simplifica la notación al suponer que dichos precios son constantes.

Se supone inicialmente que existe un precio uniforme de mercado dado que la empresa no recibe ningún tipo de subsidio, ni es capaz por el momento de discriminar precios. Para asegurar su viabilidad económica, el productor necesita cubrir el total de costes. En consecuencia, el precio cargado por cada empresa debe ser como mínimo igual a su coste medio de producción. Tal y como muestra el Gráfico 4.4, ninguna empresa puede entrar y producir $Y > Y_C$, puesto que el output no puede almacenarse y, en ese caso, los beneficios serían negativos. Por otro lado, si una empresa con la misma tecnología entra en el mercado y produce $Y_A < Y_C$, otra empresa podría entrar y producir Y_B , donde $Y_A < Y_B \leq Y_C$; esta segunda empresa operaría a un precio situado en el rango $AC(Y_B) \leq P < AC(Y_A)$, expulsando a la primera empresa del mercado. Para un output $Y = Y_C$, con $P = P_C$, se anulan los beneficios de entrada en el mercado por parte de una nueva empresa, por lo que la competencia no es posible *dentro* de este mercado¹⁶.

El problema que se plantea es que si el monopolista produce en el nivel en el que el precio es igual al coste marginal (*first best*), el resultado es una cantidad eficiente, Y^* , pero no se cubren costes. De hecho, si se interpreta el área IBGH como el montante de los costes fijos, para Y^* , la empresa tiene unos beneficios negativos iguales a dicha área por lo que sería necesario un subsidio de la misma magnitud para garantizar su viabilidad económica.

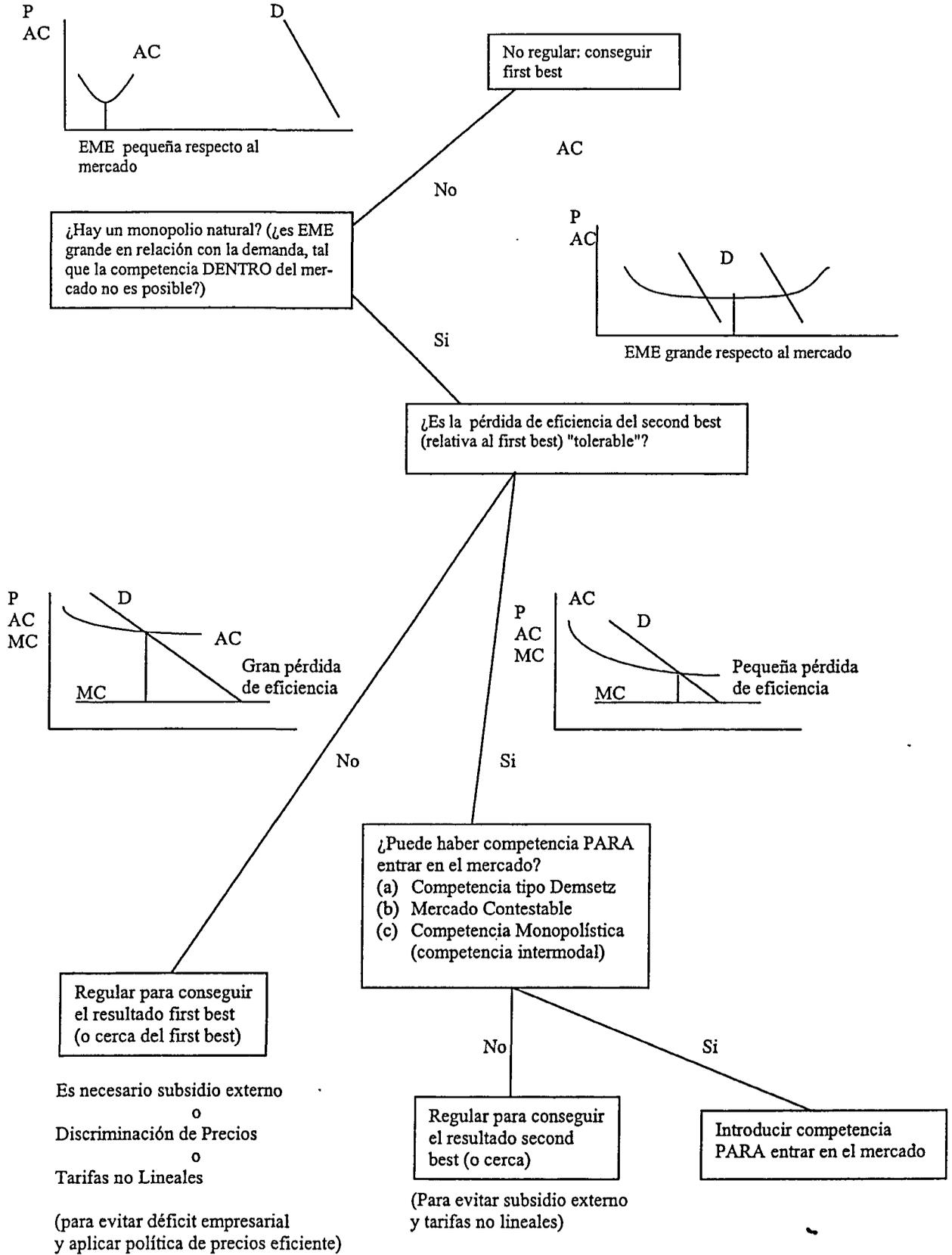
Si se prescinde, por el momento, de la posibilidad de discriminar precios o recibir subsidios externos a la empresa, y dada la restricción de viabilidad (tal que los beneficios de la empresa $\pi \geq 0$), la solución de *second best* ocurre al precio $P = P_C$. En esta situación se produce una pérdida de eficiencia en relación con la solución *first best* igual al área BGE.

¹⁶ El problema del monopolio natural adquiere una complejidad añadida cuando la entrada y salida del mercado conlleva costes y además se tiene en cuenta la dimensión temporal del problema (Braeutigam, 1989).

En síntesis, por un lado, si se opta por seguir la regla *precio igual a coste marginal* será necesario subvencionar las pérdidas correspondientes que se producen al no cubrir el total de costes. Esta regla tiene varios inconvenientes (Albi et al., 1994): "la información contable necesaria es costosa de obtener para el regulador, la ausencia de una restricción presupuestaria efectiva para la empresa no incentiva la minimización de costes y, finalmente, la financiación de las pérdidas con cargo a impuestos genera distorsiones". Por otro lado, la aplicación de la regla *precio igual a coste medio* conlleva una pérdida de eficiencia de mayor o menor magnitud según el caso.

Planteado el dilema en los términos del párrafo anterior, la cuestión clave es determinar si en cualquier caso está justificada la intervención pública para regular el monopolio natural. El esquema planteado por Braeutigam (1989) resulta muy útil para analizar esta cuestión. A continuación se va a utilizar esta "guía" para la regulación para tratar en particular la situación de la industria del agua.

Gráfico 4.5



Como se muestra en el Gráfico 4.5, una cuestión crucial al examinar las causas de los monopolios, es la magnitud de la *escala mínima eficiente* (EME) que es el volumen de producción que minimiza el coste medio, en relación con el nivel de demanda del mercado. Si la demanda es grande respecto a la EME es probable que el mercado sea competitivo ya que puede haber muchas empresas y, en consecuencia, no sea adecuada una política de regulación. Por el contrario, si la demanda es pequeña en relación con la EME es probable que se trate de un mercado monopolístico donde, a grandes rasgos, cabe plantear dos alternativas: introducir algún tipo de regulación para evitar que la empresa aplique cualquier precio con resultados ineficientes o encontrar vías para introducir más competencia en el mercado.

En primer lugar nos preguntamos lo siguiente: ¿es la industria del agua un caso clásico de monopolio natural?. Si bien existen economías de escala negativas para la obtención del agua en origen¹⁷, parece que hay economías de escala positivas asociadas a la realización de las infraestructuras que caracterizan el abastecimiento de agua. Dada la necesidad de proveer una red básica de distribución que comporta unos costes fijos elevados ligados a su construcción y mantenimiento, la presencia de dos empresas en un mismo territorio implicaría instalar dos redes, con la mitad de clientes potenciales para cada una y el consiguiente incremento en los costes por cliente. Por otro lado, una vez construida la red, el suministro de unidades adicionales tiene un coste marginal muy pequeño.

No puede afirmarse, sin embargo, que exista un consenso generalizado en cuanto a clasificar la industria del agua como un caso de monopolio natural,

¹⁷ Las economías de escala negativas asociadas a la obtención del agua se explican porque inicialmente se explotan aquellas fuentes más cercanas y menos costosas. Sin embargo, a medida que aumenta la demanda, el agua debe buscarse en fuentes más lejanas o menos asequibles que, en general, resultarán más costosas (Briscoe, 1996).

aunque se tratara de un monopolio local o regional debido a los altos costes de conducir el agua en largas distancias¹⁸. Un cierto número de estudios empíricos sugieren que la presencia de economías de escala positivas en los sistemas de oferta de agua no es tan común como se ha tendido a creer. Ello puede ser especialmente cierto si se analizan por separado las fases del sistema de oferta de agua (almacenamiento, tratamiento, distribución, etc.). En este sentido, Kim (1987) estima un modelo multi-output de los costes de la oferta urbana de agua y halla economías de escala positivas en la parte de la oferta destinada al uso comercial (oficinas, hoteles, centros comerciales, etc.) mientras que la parte destinada al uso residencial o doméstico se caracteriza por presentar rendimientos decrecientes. Otra conclusión a la que llega es que las economías de escala disminuyen con el tamaño de la empresa. Por su parte, Boisvert y Schmidt (1997) demuestran que hay un *tradeoff* entre las economías de escala positivas asociadas al almacenamiento y tratamiento del agua y las deseconomías que aparecen en la fase de distribución, para sistemas de agua en áreas urbanas.

Es ésta una cuestión empírica abierta que, sin embargo, tiene implicaciones importantes a la hora de plantear mejoras de eficiencia en el servicio, en términos de aumentar la escala de operaciones o, por el contrario, de realizar cambios en la estructura de las agencias de agua para mejorar la calidad del servicio (Galal y Shirley, 1995).

Si se acepta que hasta cierto punto prevalecen las economías de escala positivas, siguiendo el Gráfico 4.5 y, en segundo lugar, es preciso valorar cuál es la pérdida de eficiencia asociada a una situación de *second best* (donde prevalece la regla *precio igual a coste medio*). Briscoe (1996) señala que teniendo en cuenta las economías de escala negativas ligadas a la obtención del agua en origen y las

¹⁸ Ver Armstrong, Cowan y Vickers (1994) y Cowan (1995) para una discusión de las condiciones de monopolio natural y su relación con la industria del agua.

positivas asociadas a las obras de abastecimiento, es posible que los costes marginales no difieran (aunque puedan ser menores) excesivamente de los costes medios. Asimismo, la tarificación basada en la cobertura del coste medio es un criterio simple, transparente y de fácil percepción para los usuarios. La conclusión es que los beneficios económicos de acercarse al óptimo, es decir, al criterio *precio igual a coste marginal*, deben contrastarse con los costes administrativos de la intervención pública que pueden ser considerables (ligados a los inconvenientes apuntados en Albi).

Supongamos que la pérdida de eficiencia asociada a una situación de *second best* fuera tolerable en el caso de la industria del agua. En este caso, cabe preguntarse si es posible introducir cierta competencia para que realmente se opere al coste medio mínimo posible. La necesidad de una red básica no es, en sí misma, una barrera para la competencia *dentro* del propio mercado (Cowan, 1995). Las empresas podrían competir en el abastecimiento domiciliario de agua si compartieran el acceso a la red básica. Sin embargo, el grado de competencia que podría generarse sería relativamente pequeño dado que la red básica no es una red nacional. Como se ha dicho anteriormente, el abastecimiento de agua es una actividad esencialmente local o regional debido a los altos costes de llevar el agua en largas distancias. Dicho de otra forma, la industria del agua sería un caso de monopolio natural local (o regional), por lo que existirían empresas geográficamente separadas delimitándose unas áreas de oferta donde las empresas competirían por los grandes consumidores en los límites de dichas áreas.

Otra posibilidad consiste en competir para tener el derecho a operar en el mercado (Demsetz, 1968), en lugar de competir dentro del mercado. La "competencia tipo Demsetz" requiere que se cumplan dos condiciones: primero, los inputs deben estar disponibles para todas las empresas que optan a la provisión del servicio a precios determinados en mercados competitivos; segundo, el coste

de "confabulación" entre los aspirantes debe ser prohibitivamente alto, de forma que el resultado del proceso de competencia se corresponda con el de la empresa que opera al coste medio mínimo¹⁹. Las perspectivas de este tipo de competencia dependen de la legislación que exista en cada país, en este caso, respecto al uso privativo de las aguas. En España, por ejemplo, se requiere la concesión administrativa cuyo otorgamiento es discrecional pero que debe ajustarse a los principios de publicidad y tramitación en competencia²⁰.

El concepto de "contestabilidad" (ver, por ejemplo, Baumol, Panzar y Willig, 1982) es similar a la idea de competencia tipo Demsetz. La idea fundamental es que la competencia para acceder al mercado puede conducir al *second best*, incluso si existen economías de escala, siempre que no haya costes hundidos²¹. Para que la empresa esté dispuesta a entrar en el mercado, debe aplicar un precio que genere recursos suficientes para cubrir tanto los costes variables como los costes hundidos (a soportar estos últimos durante x años, aunque cese la producción). Pero en competencia contestable, la empresa desconoce el período temporal durante el cual permanecerá en el mercado, por lo que debería cargar un precio superior al coste medio para protegerse contra la posible entrada de otra empresa antes de los x años relevantes. En consecuencia, no se alcanzaría una situación de *second best*, en presencia de costes hundidos.

En particular, el abastecimiento de agua es una actividad capital-intensiva donde la mayor parte de los activos conllevan costes hundidos, debido a los pocos

¹⁹ La "competencia tipo Demsetz" no está exenta de problemas ya que se basa en un contrato entre la autoridad gubernamental y la empresa, con las correspondientes dificultades para incluir en él todas las posibles contingencias (Braeutigam, 1989).

²⁰ El principio de competencia se puede eliminar cuando se trate de abastecimientos de agua a poblaciones (art.71.2 de la Ley 29/1985).

²¹ Los costes hundidos se definen como aquella porción de los costes fijos que no pueden recuperarse si la empresa decide retirarse de la actividad en cuestión y emplear los bienes en cualquier otra parte. Por tanto, todo coste hundido es un coste fijo pero lo contrario no es cierto (Varian, 1998).

usos alternativos y a que su valor de reventa es inferior al coste de reposición. Por tanto, probablemente no será viable la introducción de este tipo de competencia.

Si finalmente no es posible asegurar una situación de *second best* ("precio igual a coste medio") a través de introducir cierto grado de competencia será necesaria la intervención del sector público, por ejemplo, a través del control del precio fijado por el monopolio. Por ejemplo, en el sector de distribución de agua, exigiendo que las tarifas de las empresas tengan que ser aprobadas por la administración pública competente. En este caso, las autoridades reguladoras intervienen en la fijación de los precios que puede cobrar la empresa suministradora a través de la aceptación de unas tarifas para las cuales se supone que la empresa ni gana ni pierde, es decir, produciendo en un punto donde el precio es igual al coste medio. El problema entonces de los reguladores es averiguar cuales son los verdaderos costes de producción, lo que suele hacerse a través de comisiones reguladoras que investigan los costes del monopolio para determinar el coste medio correcto y aceptar la fijación de un precio que lo cubra.

Si por el contrario se supone que la pérdida de eficiencia asociada a la situación de *second best* es intolerable (coste medio y coste marginal difieren considerablemente), cabe defender la regulación para buscar la aproximación a una situación *first best*. En este contexto, la *discriminación de precios por bloques de demanda o tarifas multibloque* puede ser una vía para conseguir mayor eficiencia. Se trata de una situación en la que el precio unitario varía con la cantidad adquirida por el consumidor. Este modo de discriminación se conoce como *discriminación de segundo grado* (Pigou, 1920) y un ejemplo de su aplicación se halla precisamente en las tarifas del agua.

Otro tipo de discriminación que suele hacerse en el servicio de suministro de agua es la distinción de los consumidores en grupos diferentes, fijando un

precio distinto para cada grupo (*discriminación de tercer grado*). Los grupos suelen determinarse atendiendo al uso del agua realizado: doméstico, industrial, comercial, agrícola, recreativo u otro.

La intervención del sector público también puede instrumentarse a través de la concesión de un subsidio para que la empresa cubra todos sus costes (aún siguiendo la regla "precio igual a coste marginal"). En cualquier caso, cabe señalar que cualquier intervención pública es costosa, por ejemplo, en términos de los costes administrativos asociados al mantenimiento de una comisión reguladora (Wiedenbaum, 1978).

4.2.2. La discriminación de precios

A continuación se revisan las cuestiones más importantes de las distintas situaciones de discriminación de precios practicadas, especialmente las que caracterizan el servicio de suministro de agua, y que constituyen una de las posibilidades de aproximación a la solución *first best*.

4.2.2.1. Discriminación de primer grado

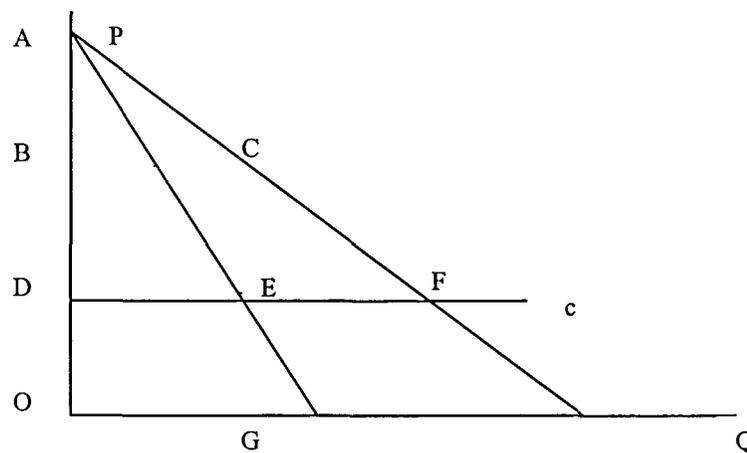
En este epígrafe se describe brevemente en qué consiste la discriminación de primer grado o discriminación perfecta puesto que constituye un punto de referencia para el análisis de las otras situaciones de diferenciación de precios, especialmente en lo que se refiere al análisis del bienestar.

Se trata de aquella situación en la que el vendedor fija precios diferentes para cada consumidor y para cada unidad comprada. Es decir, cada una de las

unidades se vende al individuo que más la valore, por tanto, al precio máximo que esté dispuesto a pagar por ella. En consecuencia, en ese mercado, el productor extrae todo el excedente del consumidor.

Para ver las características de esta situación, el Gráfico 4.6 compara la discriminación perfecta de precios con la inexistencia de discriminación (donde (1)cada unidad adquirida por un consumidor se vende al mismo precio; (2)el precio por unidad es el mismo para todos los consumidores).

Gráfico 4.6



El precio de monopolio sin discriminación es B, siendo G la cantidad vendida. En este caso, el beneficio del monopolista es el área BCDE y el excedente del consumidor es el triángulo ABC. Alternativamente, en situación de discriminación perfecta, el monopolista cobra un precio igual a la disposición a pagar de cada consumidor entre A y F. El beneficio del monopolista es, por tanto, el área ADF y el excedente del consumidor se anula.

La discriminación perfecta de precios conduce a un resultado eficiente en el sentido de Pareto. Comparando las dos situaciones se observa que el excedente total es mayor con discriminación perfecta de precios (ADF) que con la aplicación

de un único precio (ADEC). Asimismo, con discriminación se produce una transferencia de los consumidores al monopolista, cuyas consecuencias sobre la equidad cabe considerar.

4.2.2.2. Discriminación de segundo grado

La discriminación de segundo grado se utiliza frecuentemente en las empresas de servicios públicos. Se trata de aquella situación en la que el precio unitario varía con la cantidad adquirida pero no con la identidad del consumidor. Se denomina también *fijación no lineal* de los precios puesto que el precio por unidad de producción no es constante²². Es decir, la "no linealidad" se refiere al precio medio, no a la tarifa total.

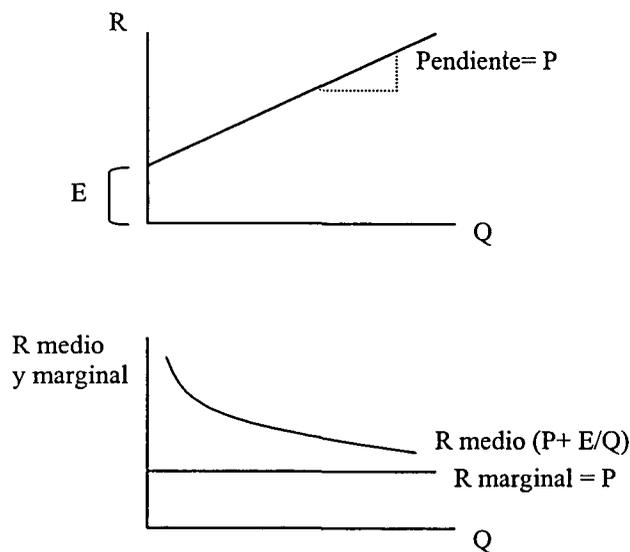
En el caso de un esquema no lineal de precios, el desembolso o pago total que realiza el consumidor no varía proporcionalmente con la cantidad consumida puesto que existen *descuentos sobre cantidad* o *primas sobre cantidad*. La denominada *tarifa de dos partes* puede considerarse la forma más sencilla de fijación no lineal de los precios. Dicha tarifa consiste en dos componentes: una cuota fija o "cuota de enganche" al servicio, E, de cuantía independiente del consumo efectivo del bien y un precio marginal por unidad, P. Es decir, el pago total, R, por el consumo de una determinada cantidad del bien ($Q > 0$) puede expresarse como:

$$R(Q) = E + P \cdot Q$$

²² Hay una extensa literatura sobre fijación no lineal de precios (ver, por ejemplo, Brown y Sibley (1986), Leland y Meyer (1976), Mirman y Sibley (1980), Oi (1971), Schmalensee (1981), Spence (1981), Stiglitz (1977) y Tirole (1988)).

El Gráfico 4.7 muestra una tarifa de dos partes donde el precio marginal al que se enfrenta el consumidor es constante e igual a P . Asimismo, en la parte inferior se representan el desembolso marginal (constante) y el desembolso medio (no lineal) correspondientes.

Gráfico 4.7



En 1946 Coase propuso una tarifa de dos partes concreta consistente en un precio marginal igual al coste marginal de la empresa regulada y una cuota fija de cuantía suficiente como para cubrir los costes totales de la empresa. La tarifa propuesta consigue orientar eficientemente las decisiones de consumo (al basarse en la regla "precio igual a coste marginal") y al mismo tiempo cubrir los costes totales de la empresa a través de E .

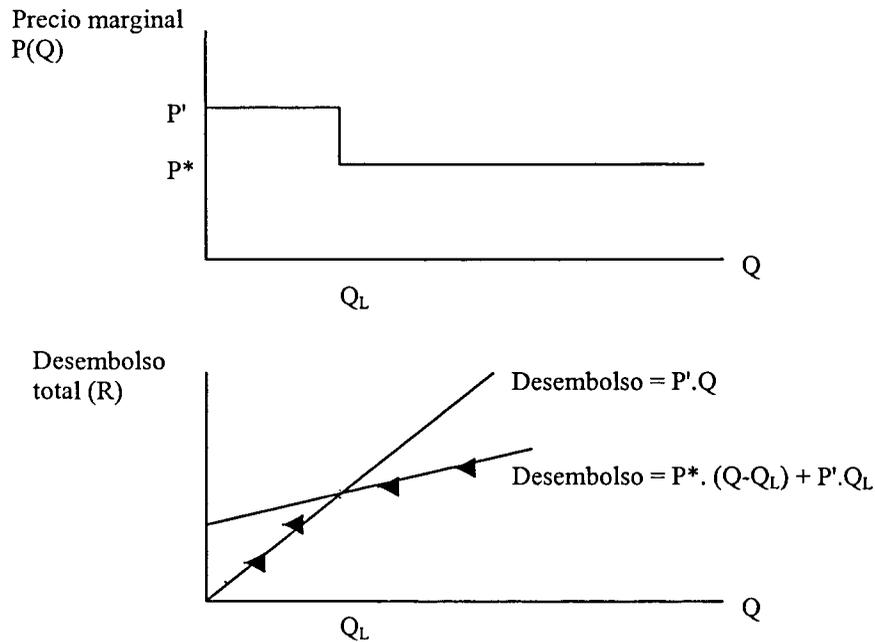
Sin embargo, hay otra cuestión a considerar y es el hecho de que el mercado tenga un número "correcto" de participantes (Brown y Sibley, 1986). Podría ocurrir que, tras fijar un precio igual al coste marginal de la empresa, fuera necesario establecer una cuota fija tan elevada que causara la expulsión de demasiados consumidores del mercado²³.

En consecuencia, puede existir un *tradeoff* entre el objetivo de capturar a los consumidores de menor demanda en el mercado (por razones de eficiencia y posiblemente de equidad) y el de fijar una tarifa próxima al coste marginal.

La aproximación ideal consistiría en fijar diferentes tarifas para grupos de consumidores con gustos semejantes que podrían escoger el esquema de precios más favorable para ellos. Los consumidores de menor demanda preferirían una tarifa con una cuota fija reducida y un precio marginal elevado, mientras que los grandes consumidores podrían afrontar una cuota fija alta si el precio marginal fuera relativamente bajo. En el Gráfico 4.8 puede observarse la relación entre la oferta de dos opciones tarifarias alternativas y un esquema de precios no uniforme (en concreto, un ejemplo de las denominadas *tarifas multibloque*).

²³ La decisión de no consumir puede parecer irracional en un mercado de un bien de primera necesidad como el agua. Sin embargo, optar por un consumo nulo de agua de compañía sí tiene sentido, en el caso de los usuarios industriales, puesto que existe la alternativa del autoabastecimiento a través de fuentes propias de suministro. Se entiende que los consumidores expulsados serían aquellos con una menor demanda tal que les impide "amortizar" una elevada cuota fija del servicio.

Gráfico 4.8



En la parte superior del Gráfico 4.8 se representan dos opciones alternativas en términos de su coste marginal: adquirir el bien a un precio uniforme (P')²⁴ o sujeto a una tarifa de dos partes. En la parte inferior del gráfico se demuestra que hasta el nivel de consumo Q_L el precio uniforme P' (1ª opción) domina sobre la tarifa de dos partes (2ª opción), ya que para $Q < Q_L$ el desembolso correspondiente a la primera opción es menor que el de la segunda opción dado el tamaño de la cuota de enganche al servicio. Para niveles de consumo superiores a Q_L , el menor precio marginal correspondiente a la tarifa de dos partes (P^*) hace que este esquema sea preferible al de precio uniforme, a pesar de la cuota de enganche. El recorrido que señalan las flechas representa la mejor alternativa que es realidad una combinación de ambas opciones de tarifas (precio uniforme y

²⁴ Obsérvese que una tarifa de dos partes con una cuota de enganche nula es precisamente una tarifa uniforme.

tarifas de dos partes). El efecto combinado equivale a un esquema de precios no uniforme o tarifa multibloque, en este caso, con dos bloques de demanda.

En consecuencia, puede extenderse este enfoque a tarifas con más de dos partes o tarifas multibloque. Bajo un esquema tarifario de este tipo, el precio de adquirir una unidad adicional del bien varía con la cantidad consumida. En concreto, una tarifa de n-partes consta de una cuota fija E y n-1 bloques de demanda, cada uno sujeto a su propio precio²⁵. Por ejemplo, una tarifa de cuatro partes vendría definida del siguiente modo:

$$R = \begin{cases} E + P_1 \cdot Q & \text{si } Q \leq Q_1 \\ E + P_1 \cdot Q_1 + P_2 \cdot (Q - Q_1) & \text{si } Q_1 \leq Q \leq Q_2 \\ E + P_1 \cdot Q_1 + P_2 \cdot (Q_2 - Q_1) + P_3 \cdot (Q - Q_2) & \text{si } Q_2 \leq Q \end{cases}$$

Brown y Sibley (1986) resumen las ideas fundamentales asociadas a la óptima fijación de precios no uniformes en el caso de un único producto que son:

- Cuando la aplicación de la regla "precio igual a coste marginal" no permite cubrir los costes totales de la empresa, los precios no uniformes pueden utilizarse para aumentar el excedente total respecto al nivel alcanzable con precios uniformes.
- La fijación de precios no uniforme es una forma de adaptar los precios a los diferentes consumidores de un mismo mercado, de acuerdo con sus preferencias por el bien en cuestión.
- La empresa regulada no puede identificar a los consumidores individuales según categorías ni cargar a cada consumidor un precio específico. En lugar de

²⁵ En realidad, no es necesario que la tarifa multibloque conste de una cuota fija sino que puede estar formada directamente por los n-bloques de demanda sujetos a su correspondiente precio (Braeutigam, 1989).

ello, la empresa interpreta la cantidad consumida como un indicador de las preferencias del consumidor por el bien y diseña un esquema de precios no uniforme que permite cargar distintos precios a los consumidores en función de la cantidad que adquieran del bien.

- En relación con un esquema uniforme donde el precio es mayor que el coste marginal, el diseño adecuado de un esquema no uniforme de precios puede conseguir que tanto los consumidores como la empresa estén mejor (habrá *ganadores* y ningún *perdedor*).
- Para maximizar el excedente total, el regulador puede diseñar un esquema no uniforme de precios tal que (a) la mayoría de los consumidores se sitúen en niveles de consumo donde los precios marginales estén más cerca del coste marginal en comparación con una situación de precios Ramsey²⁶ y (b) es posible cubrir el coste total de la empresa asegurando que los consumidores de mayor demanda realizan contribuciones elevadas por sus unidades inframarginales de consumo.

Una cuestión adicional es que la fijación no lineal de precios puede basarse en una relación funcional creciente o decreciente respecto al nivel de consumo. Las *tarifas decrecientes en bloque* (TDB) se definen como aquella estructura de precios a través de la cual un bien está sujeto a un precio inicial relativamente alto hasta un determinado nivel de consumo (bloque) y a partir de este nivel se aplica un precio menor o varios precios decrecientes a los bloques de consumo adicionales.

Tradicionalmente, la aplicación de las TDB se ha justificado a partir de dos argumentos. En primer lugar, las empresas de servicios esenciales tales como la electricidad o el agua se enfrentan a unos costes fijos muy elevados. Una parte de

²⁶ Se denominan precios Ramsey aquellos que maximizan el excedente total sujeto a la restricción de viabilidad de la empresa (Brown y Sibley, 1986).

estos costes es cubierta a través de las cuotas fijas que cualquier consumidor debe pagar al margen del consumo que realice. A menudo, los costes fijos también se cubren a través del componente tarifario sensible al consumo. Para ello, se diseña una tarifa decreciente en bloque donde parte de los costes fijos se cubre a través del precio cargado a los consumidores por sus primeras unidades de consumo del bien. En segundo lugar, a menudo se afirma que es más barato (desde el punto de vista marginal) realizar la provisión para elevados niveles de consumo. En este sentido, el diseño de tarifas decrecientes en bloque estaría justificado porque incentivaría un mayor consumo así como el establecimiento de plantas suministradoras más eficientes (Brown y Sibley (1986), Renzetti (1998a)).

Las *tarifas crecientes en bloque* (TCB) se definen como aquel esquema de precios a través del cual un bien está sujeto a un precio inicial relativamente bajo hasta un cierto nivel de consumo (bloque) y a partir de éste se aplica un precio mayor o varios precios crecientes a los sucesivos bloques de consumo.

En este caso, la aplicación de TCB se justifica, en primer lugar, por razones de equidad. Los hogares de menor renta tienden a utilizar menos agua que los de mayor renta debido a que disponen de menos aparatos consumidores de agua y a la menor probabilidad de gasto en usos no esenciales (tales como el jardín o la piscina). En este sentido, el precio del agua para el primer bloque es reducido, habitualmente se trata de un precio subsidiado ("*lifeline rate*"), para no desincentivar un consumo considerado esencial para satisfacer las necesidades humanas básicas (estimado en 25-50 litros per capita y día). Una segunda justificación para el diseño de TCB es que los precios crecientes cargados más allá del bloque inicial de consumo incentivan un uso racional del recurso o, dicho de otro modo, promueven la conservación del mismo. Alternativamente, las TCB pueden defenderse como instrumentos para señalar los costes crecientes de oferta del agua (Whittington (1992), Renzetti (1998a)).

Finalmente, a modo de resumen, una de las conclusiones generalizadas a las que llega la literatura sobre el tema, es que el diseño eficiente de esquemas de precio no lineales depende tanto de características de la oferta como de la demanda de los servicios en cuestión. Por tanto, en principio, si el analista combina información sobre la estructura y distribución de la demanda con información relativa a los costes de ofrecer el servicio pueden conseguirse aumentos del bienestar permitiendo que los consumidores se autoseleccionen a lo largo del esquema de precios.

4.2.2.3. Discriminación de tercer grado

Este tipo de discriminación corresponde a la situación en la que el vendedor distingue a los consumidores en grupos diferentes, fijando un precio diferente para cada grupo, aunque cada consumidor pague el mismo precio por cada una de las unidades adquiridas. La fijación de precios diferenciados cuando hay demandas fluctuantes encaja dentro de esta categoría. Por ejemplo, la demanda de electricidad registra un "pico" o "demanda alta" durante el día y un "valle" o "demanda baja" por la noche y la demanda de agua tiene su momento punta en los meses de verano.

Es preciso que se cumplan ciertas condiciones para poder poner en práctica una estrategia de discriminación de tercer grado. En primer lugar, el vendedor debe ser capaz de identificar el precio que cada consumidor (o como mínimo diferentes grupos de consumidores) estarían dispuestos a pagar por el servicio. Asimismo, se requiere que no sea posible la reventa, ya sea por razones legales o tecnológicas, para impedir que un consumidor compre el servicio a bajo precio y venda a otro consumidor a un precio mayor.

Para ver como este tipo de discriminación puede ser útil para mejorar la eficiencia económica, permitiendo a la empresa evitar un déficit, podemos basarnos de nuevo en el Gráfico 4.4. Supongamos que se cumplen las dos condiciones del párrafo anterior y que la empresa carga un precio igual a P_C a todos los consumidores cuya disposición al pago es mayor o igual que P_C , esto es, todos los consumidores situados a la izquierda del punto B a lo largo de la curva de demanda (consumidores tipo I). Del mismo modo, la empresa carga un precio igual a P^* a cada uno de los consumidores dispuestos a pagar un precio mayor o igual que P^* , pero no superior a P_C (consumidores tipo II). Las rentas generadas por los consumidores tipo I cubrirían no sólo los costes variables de producir Y_C unidades sino también el total de costes fijos (IBGH). Mientras que las rentas generadas por los consumidores tipo II cubrirían justo los costes variables de proveer $(Y^* - Y_C)$ unidades de servicio. En consecuencia, con la aplicación de este esquema de precios se cubren los costes totales de la empresa sin necesidad de recurrir a un subsidio externo para asegurar su viabilidad. Asimismo, cada consumidor dispuesto a pagar como mínimo un precio igual al coste marginal de producir el servicio lo recibe, mientras que no se realiza la provisión a los consumidores cuya disposición al pago es inferior a dicho coste marginal de producción. Por tanto, dicho esquema de precios genera un resultado económicamente eficiente.

Como veremos en la siguiente sección, en el abastecimiento de agua es habitual que se aplique este tipo de discriminación de precios, distinguiendo grupos de consumidores según el uso que realizan del agua (básicamente doméstico, industrial o comercial). Sin embargo, puede darse una combinación de la discriminación de tercer grado con la de segundo grado y, en ese caso, los consumidores pertenecientes a un mismo grupo se enfrentarían a un precio unitario variable con la cantidad adquirida del bien.

4.3. CARACTERIZACIÓN DE LA OFERTA MUNICIPAL DE AGUA EN ESPAÑA

Esta sección pretende ser un ejemplo real y aplicado de cómo se resuelven en la práctica las cuestiones teóricas planteadas en la sección 4.2, básicamente referidas al problema del monopolio natural y a las posibilidades alternativas de fijación de precios en ese caso. Como justificaremos a continuación, en España las competencias locales en materia de agua son incuestionables y, por esta razón, centramos la exposición en el análisis de la oferta municipal de agua.

En primer lugar, cabe recordar que el municipio puede promover toda clase de actividades y prestar cuantos servicios públicos contribuyan a satisfacer las necesidades y aspiraciones de la comunidad vecinal. Además de esta declaración general de competencias, se establecen una serie de materias respecto a las cuales los municipios han de ejercer, en todo caso, competencias en los términos previstos por la legislación estatal y autonómica²⁷. Es decir, se asegura un mínimo de competencias a los municipios en ciertas materias, siendo una de ellas el *suministro de agua* (art.25.2.1 LBRL) y llegando a calificar el *abastecimiento domiciliario de agua potable* como servicio de prestación obligatoria para todos los municipios (art.26.1.a LBRL). Asimismo, se declara la reserva a favor de las entidades locales de los servicios de abastecimiento y depuración de aguas (art.86.3 LBRL). En este sentido, cabe señalar que, en general, los servicios esenciales reservados por la ley a las entidades locales pueden prestarse en régimen de libre concurrencia o de monopolio. En este último caso, debe justificarse la conveniencia y oportunidad de este régimen, por razones de interés general²⁸.

²⁷ Ver art.25.1 y 25.2 de Ley 7/1985, de 2 de abril, reguladora de las Bases del Régimen Local (LBRL).

²⁸ Ver art.86.3 LBRL así como los art.181 a 187 del Decreto catalán 179/1995, de 13 de junio, por el que se aprueba el Reglamento de obras, actividades y servicios de los entes locales.

Con este marco legal, es posible afirmar sin ninguna duda que el suministro de agua es una competencia municipal. Sin embargo, la Ley de Aguas de 1985 califica el agua como un *bien de dominio público estatal*, de forma que el derecho al uso o aprovechamiento privativo queda sujeto a *concesión administrativa*²⁹. En consecuencia, los municipios tienen una posición preferente para obtener del Estado la concesión del aprovechamiento de las aguas, para poder ejercer de una forma efectiva la competencia de su suministro domiciliario (Tornos Mas, 1989).

Una vez obtenida la concesión, el ayuntamiento puede prestar el servicio de distribución del agua a través de cualquiera de las fórmulas de gestión previstas por el ordenamiento jurídico y que revisamos en la siguiente subsección.

4.3.1. Formas de gestión del servicio de suministro de agua

Como se ha señalado anteriormente, la legislación básica estatal establece que el abastecimiento domiciliario de agua potable es una competencia de obligada prestación por parte de los municipios. La misma idea se recoge en la *Ley Municipal y de Régimen Local de Cataluña* (de 15 de abril de 1987), en sus artículos 63 y 64. Asimismo, la prestación del servicio puede ser realizada por las entidades locales a través de una gestión directa, indirecta o utilizando fórmulas de carácter mixto.

Antes de repasar cuáles son las principales características de los distintos regímenes de gestión, es relevante señalar que empieza a ser práctica habitual la prestación del servicio asociado al *ciclo integral del agua*. Se trata de la prestación del servicio de abastecimiento de aguas conjuntamente con el servicio público de alcantarillado y el de depuración de aguas residuales. Este hecho es importante ya

²⁹ Ver art.2 y 57.1 de la Ley 29/1985 de Aguas.

que permite una gestión más racional de unos servicios que tradicionalmente estaban separados. Sin embargo, también plantea problemas de superposición y concurrencia de diferentes entidades y niveles de actuación, con participación de las administraciones central, autonómica y local, lo que a menudo repercute en las tarifas como veremos más adelante.

4.3.1.1. Gestión directa

Las fórmulas de gestión directa establecidas legalmente son las siguientes:

A.1. Una posibilidad consiste en la gestión del servicio de suministro por la propia entidad local de forma no diferenciada del resto de la actividad administrativa que desarrolla, es decir, sin crear un órgano específico de gestión. En este caso, los ingresos y gastos correspondientes al servicio forman parte del presupuesto de la entidad local.

A.2. La gestión del servicio de suministro puede ser realizada por la entidad local con organización especializada, fórmula que supone la interposición de dos órganos: el consejo de administración y un gerente, entre la entidad titular del servicio y los usuarios del mismo.

A.3. Otra posibilidad consiste en la creación por parte de la administración titular del servicio de un organismo autónomo, entidad de Derecho Público que tiene a su cargo la prestación del servicio, disfrutando de personalidad jurídica propia.

A.4. Finalmente, la prestación del servicio puede realizarse por la entidad local a través de una sociedad mercantil donde el capital pertenece íntegramente a la entidad local, rigiéndose por el Derecho Mercantil. En este caso, el precio por la

prestación del servicio no tiene la consideración de precio público o tasa, sino que se trata de un precio privado. Asimismo, los trabajadores de dichas sociedades no tienen la condición de funcionarios sino de trabajadores por cuenta ajena, sujetos al Estatuto de los Trabajadores.

4.3.1.2. Gestión indirecta

Cuando las entidades locales optan por prestar el servicio de suministro de agua potable a través de fórmulas de gestión indirecta, trasladan su explotación a empresas privadas, sin perder sus potestades legales sobre aspectos como la regulación, control, fiscalización, modificación por necesidades de interés público, aprobación de las tarifas, etc. En cuanto a la contratación, cabe señalar que las fórmulas de gestión indirecta se adjudican preferentemente por concurso según la Ley de Contratos de las Administraciones Públicas. La misma ley establece un plazo máximo de duración de las fórmulas de gestión indirecta de 75 años.

B.1. Mediante la concesión la administración titular del servicio encarga, bajo determinadas condiciones, a otro ente (concesionario) la actividad de gestión y explotación del servicio. El concesionario asume, por sus propios medios y bajo su riesgo, la gestión y explotación del servicio durante un período no superior a los 75 años. La concesión puede ser de obra y explotación o sólo de explotación del servicio. La retribución del concesionario consiste en la percepción de la tarifa que se cobra directamente de los usuarios. Sin embargo, la tarifa y sus revisiones han de ser aprobadas por la administración titular del servicio, que es quien tiene la potestad tarifaria. En una segunda fase, la tarifa aprobada por la entidad local ha de ser sometida a la consideración de la *Comisión de Precios de Cataluña*³⁰.

³⁰ Decreto 149/1988, de 28 de abril, sobre Procedimiento de aprobación de Precios Autorizados y Comunicados.

B.2. Bajo la modalidad de arrendamiento, la administración titular del servicio contrata a un contratista especializado una serie de actividades propias de la gestión del servicio. Habitualmente se trata del arrendamiento de personal y de los materiales necesarios para la prestación del servicio de suministro. La titularidad de las tarifas corresponde en este caso a la entidad local. Asimismo, la retribución del contratista será mayor o menor en función de las actividades que le hayan sido encargadas, pudiendo aproximarse mucho al importe de la tarifa pagada por los usuarios, en caso de que el arrendamiento incluya la práctica totalidad de las actividades propias del servicio público de abastecimiento de agua.

B.3. Bajo la fórmula de empresa mixta, el servicio se desarrolla por una sociedad mercantil de la cual forman parte como socios la entidad titular del servicio (con participación mayoritaria o minoritaria) y uno o más socios privados. Puede constituirse cualquier tipo de sociedad de las previstas en la legislación mercantil. Como en las otras formas de gestión indirecta, la duración máxima de la empresa mixta no puede exceder de 75 años.

Para ver cuáles son las modalidades que predominan en la gestión del servicio de abastecimiento de agua, la Tabla 4.1 recoge esta información según el tamaño de la población municipal. Los datos proceden de un estudio de la *Agrupación de Servicios de Agua de Catalunya (ASAC)* y se refieren al año 1998. Existe un predominio de la gestión indirecta sobre la directa para cualquier dimensión del municipio. Sin embargo, la gestión directa del servicio es relevante en los municipios menores de 1.500 habitantes (29,6%), bajo la forma carente de órgano específico de gestión, y en los que tienen una población superior a 50.000 habitantes (25%), bajo la forma de sociedad mercantil.

Dentro de la gestión indirecta, la fórmula de arrendamiento es la más utilizada en los municipios menores de 1.500 habitantes, mientras que en el resto predomina la concesión. Cabe señalar que la concesión de la *Societat General d'Aigües de Barcelona* (AGBAR) incide fundamentalmente en los municipios de más de 20.000 habitantes.

4.3.2. Sistemas tarifarios

La política de tarificación en la industria de suministro de agua suele tener los siguientes objetivos:

- el equilibrio económico del servicio,
- el reparto de las cargas entre los usuarios de acuerdo con criterios de política social,
- incentivar determinados comportamientos de los usuarios en relación con el nivel de consumo (uso racional).

El primer objetivo viene determinado por la necesidad de que las tarifas sean suficientes para la autofinanciación del servicio. El abastecimiento de agua a poblaciones es una materia sujeta al régimen de precios autorizados y, en concreto, de ámbito autonómico. La *Comisión de Precios de Cataluña* puede corregir al alza la tarifa presentada por la entidad local si no está claro el mantenimiento del equilibrio financiero del servicio. Del mismo modo, dicha Comisión podrá reducir las tarifas propuestas cuando estime que superan excesivamente la autofinanciación del servicio.

Cabe la posibilidad de establecer tarifas inferiores a lo que exigiría el cumplimiento de la autofinanciación del servicio (fijación de precios políticos),

pero en este caso deben existir las compensaciones económicas correspondientes, es decir, la subvención de los costes no trasladados a tarifas.

Con respecto al segundo objetivo, es habitual diferenciar a los usuarios precisamente según el uso que realizan del agua (doméstico, industrial, agrícola, recreativo u otro). Asimismo, el reparto de las cargas entre usuarios puede variar de acuerdo con otros criterios objetivos tales como:

- características de la instalación consumidora (por ejemplo, diámetro del contador);
- situación geográfica, cotas, tipo de urbanización;
- niveles de consumo;
- otros (por ejemplo, diferenciando residencia fija o temporal).

La selección de criterios para fijar el reparto de cargas depende de la voluntad política de las entidades locales.

El tercer objetivo persigue un uso racional del agua puesto que los procesos de abastecimiento a poblaciones y el consiguiente tratamiento pueden ser muy costosos. En este sentido, la señal transmitida a través de los distintos conceptos de precio del agua a los consumidores es importante y está estrechamente relacionada con el sistema tarifario que se establezca.

Para clasificar los sistemas de tarifas es necesario determinar los elementos que los definen. Evidentemente la tarifa y la forma en que se articula ésta es una pieza fundamental de cualquier sistema tarifario. Puede tratarse de una tarifa proporcional, progresiva o regresiva en relación con la cantidad de agua consumida. En el primer caso, existe un único precio por metro cúbico sea cual sea el consumo realizado. En los otros dos casos se trata de una tarifa que discrimina

bloques de consumo a través de la aplicación de precios crecientes o decrecientes respectivamente.

Los *mínimos de facturación* son otro elemento a tener en cuenta, e implican un determinado nivel de consumo de agua que inevitablemente se considera realizado aunque efectivamente no se haya llegado a él. En consecuencia, existe un precio marginal nulo para el tramo de metros cúbicos que integran el mínimo de facturación.

A partir de estos dos elementos, la tarifa y el mínimo de facturación, pueden clasificarse los sistemas tarifarios en los siguientes grupos:

<p><u>A.Tarifas polinómicas</u> A1.Tarifas en bloques A11. Precios crecientes A12. Precios decrecientes A2.Tarifas proporcionales (precios constantes)</p> <p><u>B.Tarifas con mínimo de consumo</u> B1.Precios crecientes B2. Precios decrecientes</p>

La Tabla 4.2 muestra cuál es la frecuencia de uso de estos sistemas tarifarios en el caso de una muestra de municipios de Cataluña. Los datos proceden del estudio mencionado en la subsección 4.3.1, de la ASAC. Según estos datos, en el 49% de los municipios se aplican tarifas polinómicas mayoritariamente con precios crecientes; un 29,1% de los municipios tienen tarifas con mínimo de consumo, predominando igualmente los precios crecientes; finalmente, en un 21% de los municipios se aplica otro tipo de sistema, ya sean tarifas *a tanto alzado* o alguna combinación de los sistemas anteriores. Cuando se analiza conjuntamente

el suministro doméstico e industrial, aumenta la importancia del grupo "Otros" puesto que es habitual que se apliquen sistemas tarifarios distintos según los grupos de usuarios y que aparezcan como una combinación de sistemas. En términos de usuarios, más del 80% están sujetos al sistema tarifario A11 o tarifa polinómica con precios crecientes.

La Tabla 4.3 proporciona la misma información, es decir, utilización de los distintos sistemas de tarifas relacionada, en esta ocasión, con el tamaño de la población municipal. De nuevo se confirma el predominio de los sistemas de tarifas con precios crecientes, ya sea tarifas polinómicas o con mínimo de consumo, para cualquier tamaño de población municipal.

Finalmente señalar que, en la práctica, la tarifa por el consumo de agua o *cuota de suministro* puede venir acompañada de otra tarifa, denominada *cuota de servicio*, que puede ser fija o variable según el contrato de aforo o el diámetro del contador. En realidad, la aplicación de mínimos de consumo facturables y de cuotas fijas o de servicio tiene los mismos efectos prácticos, puesto que, en cualquier caso, constituye una parte del esquema tarifario independiente del consumo realizado.

Asimismo, en ocasiones se añade una tercera cuota para la *conservación del contador*. La aplicación o no de estos conceptos es relevante porque aumentar los componentes fijos en el pago por el servicio, supone disminuir la progresividad introducida a través de la parte variable de la tarifa según consumo (siempre que se trate de sistemas de tarifas con precios crecientes que es lo más habitual).

Tabla 4.1.-Régimen de gestión del servicio según dimensión de los municipios

RÉGIMEN DE GESTIÓN	Munic. < 1.500		Nº Munic. 1.500 – 5.000		Nº Munic. 5.000-20.000		Nº Munic. 20.000-50.000		Nº Munic. > 50.000		Total	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%
A. Directa	8	29,6	13	20,6	10	14,9	2	10,0	4	25,0	37	19,2
A.1.	8	29,6	12	19,0	5	7,5	0	0	0	0	25	13,0
A.2. i A.3.	0	0	1	1,6	2	2,9	2	10,0	0	0	5	2,6
A.4.	0	0	0	0	3	4,5	0	0	4	25,0	7	3,6
B. Indirecta	19	70,4	50	79,4	57	85,1	18	90,0	12	75,0	156	80,8
B.1.	7	25,9	30	47,6	35	52,2	13	65,0	10	62,5	95	49,2
B.2.	11	40,7	19	30,2	22	32,8	3	15,0	0	0	55	28,5
B.3.	1	3,7	1	1,6	0	0	2	10,0	2	12,5	6	3,1
TOTAL	27	100	63	100	67	100	20	100	16	100	193	100

Fuente: Elaboración propia a partir de *Els serveis d'abastament d'aigua a Catalunya*, ASAC, 1999.

Tabla 4.2.-Sistemas tarifarios según colectivo de usuarios

TIPO DE USUARIO	SISTEMA TARIFARIO						
	A11	A12	A2	B1	B2	Otros	Total
Doméstico + Industrial	43,2%	0,5%	5,5%	28,1%	1,0%	21,7%	199
Industrial	81,8%	0,10%	0,2%	7,8%	0,1%	10,0%	2.173.944
	Municipios	60,9%	0,5%	6,5%	29,6%	1,0%	199
	Usuarios	89,9%	0,1%	0,4%	9,5%	0,1%	1.983.736

Fuente: *Els serveis d'abastament d'aigua a Catalunya*, ASAC, 1999.

Tabla 4.3.-Sistemas tarifarios según dimensión de los municipios

NÚMERO DE MUNICIPIOS	SISTEMA TARIFARIO							
	A11	A12	A2	B11	B2	Otros	Total	
Doméstico + Industrial	≤1.500	5	0	8	8	1	7	29
	1.501-5.000	24	1	1	24	0	14	64
	5.000-20.000	27	0	2	23	1	16	69
	20.000-50.000	15	0	0	1	0	5	21
	>50.000	15	0	0	0	0	1	16
	Total	86	1	11	56	2	43	199
Doméstico	≤1.500	10	0	8	9	1	1	29
	1.501-5.000	35	1	2	24	0	2	64
	5.000-20.000	41	0	3	24	1	0	69
	20.000-50.000	19	0	0	2	0	0	21
	>50.000	16	0	0	0	0	0	16
Total	121	1	13	59	2	3	199	

Fuente: *Els serveis d'abastament d'aigua a Catalunya*, ASAC, 1996.

CAPÍTULO 5

<p><i>LA DEMANDA DE AGUA DE USO INDUSTRIAL: MODELOS EMPÍRICOS</i></p>
--

5.0. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se realiza un repaso de parte de la literatura que se ha dedicado al análisis empírico de la demanda de agua desde diversos enfoques. En este sentido, la literatura se ha centrado, por un lado, en contrastar cuál es el concepto de precio relevante para tener en cuenta en la función de demanda de bienes como el agua o la electricidad sujetos a precios no uniformes. La sección 5.1 revisa este enfoque tratando separadamente los modelos que suponen información perfecta, en cuanto a precios, en manos del consumidor y aquéllos que relajan este supuesto al considerar los obstáculos a la adquisición de información que tienen lugar en la práctica. Asimismo, se analizan gráficamente las consecuencias de las hipótesis consideradas en ambas aproximaciones.

El dilema sobre cuál es el precio relevante a la hora de estimar las funciones de demanda de agua es una cuestión aplicable tanto para el análisis de la demanda doméstica o residencial como para el análisis de la demanda industrial. Sin embargo, existen otros aspectos particularmente interesantes cuando nos centramos en la utilización del agua por parte de la industria. Por ello, la sección 5.2 profundiza en la literatura que se ha dedicado a modelizar el uso del agua como input por parte del sector industrial. En este sentido, cabe destacar el enfoque innovador de los trabajos de Renzetti (varios años).

Finalmente, la sección 5.3 trata de recoger otros enfoques empíricos alternativos en el análisis de la demanda industrial de agua.

5.1. LA ESPECIFICACIÓN DE LA VARIABLE PRECIO

El análisis empírico de la demanda de agua se caracteriza por ciertas singularidades, algunas de las cuales son comunes al estudio de la demanda de bienes como la electricidad o el gas, es decir, servicios de suministro básicos. En concreto, la aplicación de *tarifas multibloque* en los esquemas de precio del agua plantea algunas dificultades en comparación con situaciones en las que el consumidor se enfrenta a un precio único.

En el análisis económico tradicional se supone que la cantidad consumida de un bien depende del nivel de renta, del precio de dicho bien y del precio de los restantes n -bienes que se consumen, tal y como se representa en la siguiente expresión:

$$q = f(x, p_1, p_2, \dots, p_n) \quad (1)$$

donde q denota la cantidad consumida del bien en cuestión, x es la renta y p_1, p_2, \dots, p_n representan los precios de los n -bienes. Suele considerarse que los precios y la renta se determinan en el mercado y se supone que q y x están referidos a un consumidor individual o a un hogar.

Este planteamiento se basa en la teoría clásica del comportamiento del consumidor, el cual actúa maximizando una función de utilidad definida en términos de los n -bienes, dada la restricción de su nivel de renta. Si la función de demanda en (1) se obtiene siguiendo este procedimiento puede considerarse que es "teóricamente admisible".

Especificar una función de demanda, en el caso del agua, que sea teóricamente admisible es complicado por el hecho de que el consumidor compra el bien en bloques sujetos a un precio marginal creciente. Como señala Taylor (1975) es evidente que la inexistencia de un precio único ha de tener implicaciones

en el equilibrio del consumidor y, por tanto, en la propia función de demanda. Dicho autor desarrolla el argumento anterior a partir de suponer la existencia de dos bienes: la electricidad (q_1), sujeta a una tarifa en bloques decreciente y el bien q_2 cuyo precio es único e igual a p_2 . El esquema de precios de la electricidad puede mostrarse con la siguiente notación:

Hasta k_1 <i>kwh</i>	z
Entre k_1 y k_2 <i>kwh</i>	π_1/kwh
$>k_2$ <i>kwh</i>	π_2/kwh

donde $\pi_2 < \pi_1$. Asimismo, se supone que el consumidor maximiza una función de utilidad $\Phi(q_1, q_2)$, sujeto a su nivel de renta x . La restricción presupuestaria correspondiente es no lineal debido a la inexistencia de un precio único, de manera que algebraicamente puede representarse por:

$$g(\pi_1, q_1, k_1, k_2) + h(\pi_2, q_1, k_2) + p_2 q_2 = x - z \quad (2)$$

donde

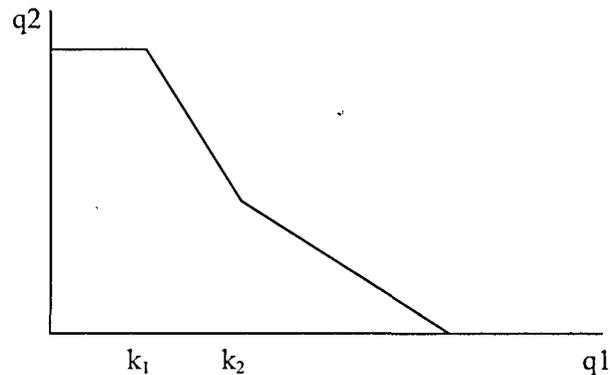
$$g(\pi_1, q_1, k_1, k_2) = \begin{cases} 0 & \text{si } q_1 \leq k_1 \\ \pi_1(q_1 - k_1) & \text{si } k_1 < q_1 \leq k_2 \\ \pi_1(k_2 - k_1) & \text{si } q_1 > k_2 \end{cases} \quad (3)$$

$$h(\pi_2, q_1, k_2) = \begin{cases} 0 & \text{si } q_1 \leq k_2 \\ \pi_2(q_1 - k_2) & \text{si } q_1 > k_2 \end{cases} \quad (4)$$

El carácter no lineal de la restricción presupuestaria también puede ser apreciado en el Gráfico 5.1. El segmento horizontal de la restricción corresponde a la cuota fija z que se paga por los primeros k_1 *kwh* consumidos (o incluso si el consumo fuera igual a cero). El segmento lineal entre k_1 y k_2 tiene una pendiente

igual a $-\pi_1/p_2$ y corresponde al primer bloque del esquema de precios de la electricidad. Finalmente, el segmento a partir de k_2 , con una pendiente igual a $-\pi_2/p_2$ corresponde al segundo bloque tarifario.

Gráfico 5.1



Taylor (1975) señala algunas de las consecuencias que la no linealidad de la restricción presupuestaria tiene para el equilibrio del consumidor, en el plano teórico:

- El equilibrio del consumidor no puede ser derivado analíticamente del modo convencional, es decir, a partir de la solución de las condiciones de primer orden al maximizar la función de utilidad.
- Las funciones de demanda son discontinuas, con saltos en los puntos donde el equilibrio cambia de un segmento de la restricción presupuestaria a otro¹.
- La no convexidad de la restricción presupuestaria puede determinar que, para ciertas configuraciones de los precios, la misma curva de indiferencia sea tangente a la restricción en varios puntos, en cuyo caso las funciones de demanda no estarían definidas para un único valor.

¹ El mismo argumento puede aplicarse a las curvas de Engel, las cuales relacionan la renta con la demanda de cada bien (a precios constantes).

Sin embargo, la literatura se ha centrado en cuestiones más prácticas, especialmente en la discusión sobre cuál es el concepto de precio que debe tenerse en cuenta en la función de demanda (aunque sólo se trate de una aproximación a la verdadera relación de demanda). Para responder a esta cuestión, es fundamental clarificar qué supuesto se realiza acerca del *grado de información* que tiene el consumidor sobre el esquema de precios correspondiente. Por ejemplo, la utilización de tarifas en bloques crecientes, en el caso del agua, puede hacer costoso para el consumidor determinar cuál es el precio marginal al que se enfrenta. Por este motivo, a continuación se resumen las principales aportaciones en cuanto a la elección del concepto de precio a utilizar en la estimación de la función de demanda, distinguiendo el cumplimiento o no del supuesto de información perfecta del consumidor.

5.1.1. Comportamiento del consumidor con información perfecta

Dentro del conjunto de estudios empíricos que tratan de probar cuál es el precio relevante, es decir, aquél que resulta decisivo en la función de demanda de los bienes sujetos a sistemas de tarifas en bloques -crecientes o decrecientes- cabe destacar, en primer lugar, la aportación de Taylor (1975). Su artículo se centra en la demanda de electricidad y en el estudio de las tarifas estructuradas en bloques decrecientes.

Taylor acepta de antemano que es el precio marginal, y no el precio medio, el que debe utilizarse en la ecuación de demanda². El argumento se basa en suponer que el consumidor bien informado que se enfrenta a un precio no uniforme del bien, reacciona al precio marginal porque iguala beneficios y costes

² El autor se apoya en afirmaciones concretas a favor del precio marginal como las de Halvorsen (1973), Mount, Chapman y Tyrrell (1973) o Anderson (1973).

en el margen al tomar su decisión de consumo. Sin embargo, también señala las limitaciones del precio marginal en cuanto a que es el precio decisivo para el consumidor en el bloque concreto al que está asignado según su nivel de consumo actual, pero no explicaría su comportamiento en caso de saltar de bloque. Además, puede ocurrir que un mismo precio marginal esté asociado a distintos esquemas de tarifas.

Finalmente propone utilizar tanto el precio marginal como el precio medio al estimar la función de demanda, éste último para tener en cuenta el *efecto renta* que surge de la diferencia entre el precio marginal y el *intramarginal* (definido como el correspondiente al tramo o tramos anteriores al que se sitúa el usuario). Siguiendo con el ejemplo de tarifa en bloques decreciente expuesto en la página 2, Taylor considera los siguientes casos:

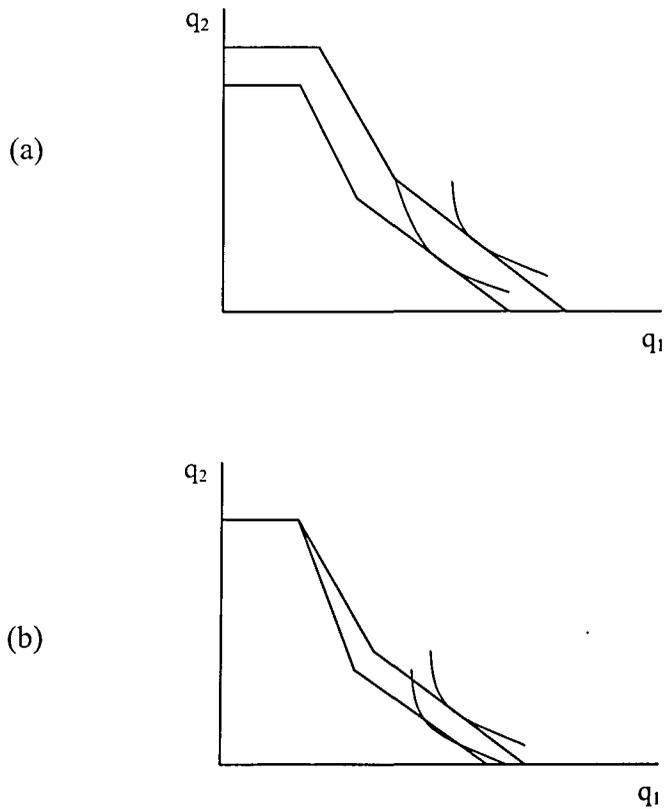
- (a) Un incremento en la cuota fija z , permaneciendo constante π_1 y π_2 (ver Gráfico 5.2a)
- (b) Un incremento en π_1 , permaneciendo constante z y π_2 (ver Gráfico 5.2b)
- (c) Un incremento en π_2 , permaneciendo constante z y π_1 (ver Gráfico 5.2c)

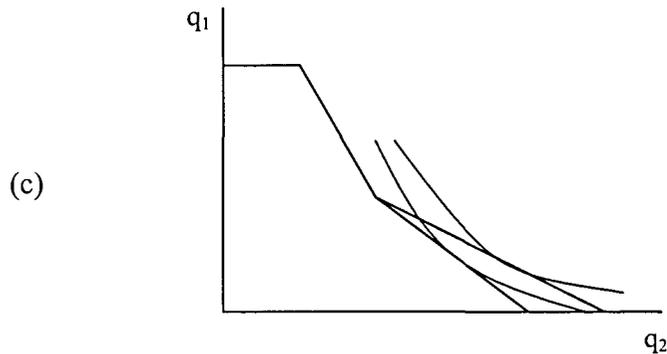
Independientemente de cómo se produzca el incremento de precio (caso *a*, *b* o *c*), es previsible que la cantidad de electricidad consumida, q_1 , disminuya. Sin embargo, las reducciones en el consumo en los casos *a* y *b* se deben exclusivamente a un *efecto renta*. Es decir, un incremento en la cuota fija o en el precio intramarginal son equivalentes en el sentido que generan un *efecto renta* pero no un *efecto sustitución*³. Sin embargo, un cambio en π_2 , es decir, en el precio marginal, produce ambos efectos.

³ Se supone que el equilibrio del consumidor tiene lugar en el segundo bloque. Sin embargo, si el incremento en π_1 fuera tan importante que desplazara el equilibrio del consumidor al bloque 1, entonces se produciría tanto un efecto sustitución como un efecto renta.

La conclusión de Taylor es que en la estimación de la función de demanda debe utilizarse el precio marginal, referido al último bloque que se ha alcanzado por nivel de consumo, y el precio medio, referido este concepto al precio por kilowatio-hora de electricidad consumida *hasta* el bloque final (pero sin incluir el consumo correspondiente a este bloque final). Como alternativa a este segundo concepto también sugiere utilizar el *gasto total* en electricidad *hasta* el bloque final.

Gráfico 5.2





En consecuencia, utilizar sólo un concepto de precio (medio o marginal) y prescindir del otro conducirá, en general, a una sobrestimación de la elasticidad-precio, si ambos están positivamente correlacionados. Por otra parte, el coeficiente relativo al gasto total hasta el bloque final debería ser igual en magnitud, pero de signo contrario, al coeficiente de la renta.

Posteriormente, Nordin (1976) demuestra que una definición más adecuada de la *segunda variable-precio* (además de considerar el precio marginal)⁴, cuando se trata de una tarifa en bloques decrecientes, consiste en la *diferencia entre la factura actual del consumidor y lo que hubiera pagado si todas las unidades del bien se hubiesen adquirido al precio marginal*. Esta segunda variable-precio puede interpretarse como la diferencia entre el excedente del consumidor que existiría si el precio marginal fuera uniforme y el excedente del consumidor del que se beneficia el usuario bajo el esquema actual.

En el caso de tarifas en bloques crecientes, la diferencia entre la factura real y la factura a precio marginal es negativa, representando un ahorro para el

⁴ Recordemos que la denominada *segunda variable-precio* trata de capturar el efecto renta derivado de un cambio en el precio(s) intramarginal(es) o en la cuota fija de acceso al servicio, permaneciendo constante el precio marginal.

consumidor respecto a la situación en la que toda la cantidad del bien se pagara a dicho precio marginal. En otras palabras, es como si se otorgara un *subsidio implícito* por el consumo de agua correspondiente a los bloques intramarginales.

Billings y Agthe (1980) demuestran que en el caso de tarifas en bloques crecientes las definiciones de Taylor de la segunda variable precio producen predicciones incorrectas en determinadas situaciones, mientras que la definición de Nordin obtiene mejores resultados.

En concreto, el modelo que estiman estos autores es el siguiente:

$$Q = f(P, D, S, Y, W) \quad (5)$$

donde,

Q = consumo mensual de agua del hogar medio

P = precio marginal al que se enfrenta el hogar medio

D = diferencia = factura actual (incluyendo tasa de alcantarillado) menos factura a precio marginal

S = gravamen marginal implícito (en concepto de alcantarillado)

Y = renta personal por hogar

W = variable climática

Antes de comentar los resultados que se obtienen a partir del modelo planteado, es interesante profundizar en el significado de la variable *diferencia* bajo distintos tipos de tarifas. En concreto, el signo esperado de la derivada del uso del agua con respecto a la variable diferencia ((dQ/dD)) es negativo, tanto en el caso de tarifas en bloques crecientes como decrecientes. Con **tarifas en bloques crecientes**, la variable diferencia toma valores negativos representando un subsidio implícito. En consecuencia, cuando los precios intramarginales aumentan, la diferencia entre la factura actual y la factura a precio marginal se vuelve menos

negativa, es decir, se reduce el subsidio implícito por lo que disminuye el consumo de agua. Asimismo, en términos de la elasticidad de la demanda de agua respecto a la variable diferencia, se espera un signo positivo⁵. Con **tarifas en bloques decrecientes**, la variable diferencia toma valores positivos, representando un impuesto de suma fija implícito que se exige para poder adquirir unidades adicionales del bien a un precio menor en el bloque marginal. Si aumentan los precios intramarginales, aumenta la diferencia entre la factura actual y la factura a precio marginal (y el impuesto implícito), reduciéndose, en consecuencia, la demanda de agua. Por tanto, el signo esperado de la elasticidad de la demanda de agua respecto a la variable diferencia es negativo⁶. Por último, en el caso de que no existieran precios por bloques o cuotas fijas para acceder al servicio en el sistema de tarifas, el valor de la variable diferencia sería igual a cero.

Por otra parte, es interesante señalar cómo se trata el gravamen sobre alcantarillado en el modelo. Al consistir en una parte fija y otra variable según el consumo, así como variar en función de los meses, Billings y Agthe cuestionan que los consumidores puedan derivar el gravamen marginal. Por esta razón, el modelo formulado incluye el gravamen marginal sobre alcantarillado como variable separada. Si los consumidores son conscientes del gravamen implícito y reaccionan a él, el coeficiente de S debería ser significativo y negativo. Si por el contrario los consumidores de agua no son conscientes del gravamen marginal sino que lo perciben como un aumento de *suma fija* de la factura mensual, el coeficiente de S no debería ser significativo.

⁵ Dado que la elasticidad se calcularía, en este caso, como $(dQ/dD)(D/Q)$, siendo el primer término negativo y la propia diferencia también, por esta razón se espera un signo positivo.

⁶ En este caso, el término (dQ/dD) es también negativo pero (D/Q) es positivo, por lo que se espera que la elasticidad de la demanda de agua respecto a la variable diferencia sea negativa.

En cuanto a los resultados de la estimación del modelo planteado por Billings y Agthe (1980), se obtiene una elasticidad precio de la demanda doméstica de agua igual a $-0,267$ y una elasticidad del uso del agua respecto a la variable diferencia igual a $-0,123$. Cabe señalar que la elasticidad con respecto al precio marginal del agua recoge el impacto total de las variaciones de precio, si los precios intramarginales y marginal aumentan en la misma cantidad, permaneciendo el valor de la variable diferencia constante. Si aumenta la cuota fija de servicio o los precios correspondientes a los bloques intramarginales, sin variar el precio marginal, la elasticidad con respecto a la diferencia describe el impacto total. En el resto de casos, tanto P como D deberían tenerse en cuenta para valorar el impacto de un cambio del precio en la demanda de agua.

5.1.2. Comportamiento del consumidor con información imperfecta

La evolución de los estudios empíricos de demanda de agua (y de electricidad) ha llevado a cuestionar el cumplimiento del supuesto de información perfecta en manos del consumidor. La idea de que el consumidor de agua que se enfrenta a una tarifa multibloque sea capaz de reaccionar al precio marginal es válida si se trata de un consumidor bien informado, es decir, consciente del esquema de precios al que se enfrenta. Sin embargo, la información puede ser costosa de obtener y, en ese caso, nada asegura la reacción a un precio marginal que ha de ser hallado por el propio consumidor destinando tiempo y esfuerzo a este objetivo.

A continuación, se resumen las principales objeciones a la aplicación del supuesto de información perfecta en los modelos de demanda de agua y se plantean las características de los modelos empíricos que surgen como

consecuencia de cuestionar las posibilidades del consumidor para percibir el concepto de precio marginal.

En primer lugar, Foster y Beattie (1981) defienden la elección del precio medio como variable para estimar la demanda anual de agua de los hogares a partir de datos agregados. Dichos autores argumentan que el planteamiento sobre si el consumidor de agua conoce y responde al precio marginal correspondiente es, como mínimo, una cuestión abierta que debe probarse empíricamente. Asimismo, señalan tres aspectos que obstaculizan esta posibilidad: (1) la falta de conocimiento acerca del concepto *marginal* de precio de los consumidores en general; (2) la dificultad del propio esquema de tarifas multibloque; (3) la complejidad de la factura recibida por los consumidores así como su periodicidad⁷. En consecuencia, los posibles beneficios para un consumidor de agua representativo de hallar el precio marginal al que está sujeto es probable que sean inferiores al coste de oportunidad, en términos del tiempo y del esfuerzo requerido para ello.

Por tanto, la conclusión de estos autores es que puede justificarse la utilización del precio medio como variable *proxy* al desconocido precio marginal que teóricamente sería percibido por los consumidores. Además el hecho de trabajar con datos agregados (tanto en lo que se refiere a unidades consumidoras, como en el aspecto temporal al ser datos anuales) genera la necesidad de hallar un tipo de *precio marginal medio*, puesto que las pautas de consumo varían con la estación del año. Por ejemplo, los hogares de bajo nivel de renta, pueden estar

⁷ Con respecto a la factura del agua, cabe señalar algunos aspectos que aumentan su complejidad. En primer lugar, el hecho de que la factura que se recibe en un momento dado se refiere a un consumo realizado en un período anterior. En segundo lugar, los períodos de facturación suelen ser trimestrales, de acuerdo con los períodos de lectura de contadores establecidos. Sin embargo, los esquemas de tarifas a menudo se basan en consumos mensuales, por lo que existe un desajuste entre ambos elementos que obliga a realizar alguna hipótesis para periodificar el consumo.

situados en el primer bloque de consumo durante los meses de invierno y saltar al siguiente bloque en verano.

Opaluch (1982) coincide con Foster y Beattie en afirmar que el concepto de precio al que reacciona el consumidor es una cuestión empírica y, por ello, propone un test para verificar las hipótesis de comportamiento que habitualmente se realizan. En concreto, trabaja con las hipótesis de reacción al precio marginal y al precio medio respectivamente. Opaluch utiliza el siguiente modelo:

$$Q = \beta_0 + \beta_1 P_x + \beta_2 P_2 + \beta_3 \left[\frac{(P_1 - P_2) Q_1}{Q} \right] + \beta_4 (Y - (P_1 - P_2) Q_1) \quad (6)$$

donde Q representa el total de bien adquirido sujeto a tarifas en bloques; P_x representa un índice de precios referido a otros bienes relevantes; P_2 representa el precio de Q en el segundo bloque y se supone que constituye el precio marginal; P_1 representa el precio de Q en el primer bloque; Q_1 representa la cantidad del bien sujeta a P_1 ; finalmente Y representa la renta total del consumidor.

Por otro lado, el precio medio (P_a) es:

$$\frac{P_1 Q_1 + P_2 (Q - Q_1)}{Q}$$

el cual puede ser expresado como:

$$P_2 + \frac{(P_1 - P_2) Q_1}{Q}$$

Es decir, la función de demanda (6) propuesta por Opaluch utiliza una descomposición del precio medio y permite estimar separadamente los coeficientes de cada uno de los componentes. En consecuencia, si los consumidores están "bien informados" y reaccionan al esquema real de tarifas, $\beta_3 = 0$ y el cambio en la cantidad demandada en respuesta a un cambio en P_2 es simplemente β_2 . En este caso, la ecuación de demanda coincide con la propuesta por Nordin. Alternativamente, si los consumidores reaccionan al precio medio, entonces $\beta_2 = \beta_3$ y la ecuación de demanda (6) puede expresarse del siguiente modo:

$$Q = \beta_0 + \beta_1 P_x + \beta_2 P_a + \beta_4 (Y - (P_1 - P_2) Q_1)$$

Para probar las hipótesis de comportamiento del consumidor son útiles, por tanto, los siguientes tests:

Test 1

$H_0: \beta_3 = 0$

$H_1: \beta_3 \neq 0$

Test 2

$H_0: \beta_2 = \beta_3$

$H_1: \beta_2 \neq \beta_3$

Opaluch señala que *a priori* la reacción al precio marginal es más probable que ocurra cuando los bienes representan una proporción relativamente alta del gasto total. En ese caso, los consumidores tendrían un mayor beneficio esperado de dedicar tiempo y esfuerzo a entender el esquema de tarifas e incorporar su estructura en la toma de decisiones. Sin embargo, el inconveniente del método sugerido por Opaluch para probar la hipótesis de comportamiento del consumidor es que se basa en un modelo que no permite la posibilidad de que dicho consumidor reaccione a una función de ambos precios, medio y marginal, sino únicamente a uno de ellos (Shin, 1985).

Por su parte, Polzin (1984) compara tres especificaciones alternativas de la variable precio para estimar la demanda residencial de gas natural. En concreto, utiliza el precio medio, la factura mensual de un consumidor representativo y el precio marginal junto con la *segunda variable-precio* (según Taylor/Nordin). Para la estimación se trabaja con datos de serie temporal referidos a una sola ciudad. La conclusión de Polzin es que ninguna de las tres variables de precio utilizadas resulta superior en términos estadísticos.

Shin (1985) argumenta que es mejor plantear como incógnita el precio al que responde el consumidor y, en cualquier caso, probar empíricamente esta cuestión a partir de los datos disponibles. En particular, el autor señala las siguientes razones que hacen más probable la situación de información no perfecta, debido a los costes asociados a la determinación del precio marginal:

- Es probable que el consumidor no reconozca la diferencia entre el precio medio y el precio marginal y sus efectos sobre el consumo. En otras palabras, es posible que el consumidor no sea consciente de la estructura de precios en bloques que se aplica a los bienes como el agua o la electricidad.
- La complejidad de la estructura de precios en bloques así como del proceso de facturación pueden impedir que el consumidor acumule la información relevante a un coste razonable.
- Suponiendo que el consumidor llegara a detectar el verdadero precio marginal, a través de la comparación del cambio en su factura con el cambio en la cantidad consumida, podría sobrevalorar o subvalorar el precio marginal en una situación en la que se produjera un salto de bloque.

En este sentido, se produce un cambio en el modo de interpretar cómo afecta un esquema de tarifas en bloques, a través del denominado *rate structure premium*⁸ (RSP), al comportamiento del consumidor. La idea es que la aplicación de tarifas en bloques, a través del RSP, modifica la percepción del precio por el consumidor más que entrar en el análisis como un *efecto renta*, tal y como se supone en la mayor parte de los estudios anteriores. En concreto, el modelo de Shin incluye una variable de *percepción del precio* que depende de la *complejidad* del esquema tarifario, medida a partir del cociente del precio medio (AP) respecto al precio marginal (MP). Shin expresa la relación entre estos dos conceptos a través de la siguiente ecuación:

$$AP = E/Q = MP + RSP/Q \quad (7)$$

donde E es la factura mensual de electricidad y Q representa el consumo mensual en kilovatios-hora. Si el beneficio esperado de la determinación del precio marginal es menor que su coste, probablemente el consumidor no calculará este precio marginal y reaccionará al precio medio (comparando simplemente el gasto total con su consumo total en la factura). Por el contrario, si el coste de determinar el precio marginal no es mayor que el beneficio esperado, cabe pensar que el consumidor hallará este precio y reaccionará a él. También cabría la posibilidad intermedia de que el consumidor iniciara el cálculo del precio marginal hasta el punto en que el beneficio marginal esperado de obtener más información se igualara a su coste marginal. En este caso, el precio percibido tomaría un valor situado entre el precio marginal y el precio medio.

⁸ El *rate structure premium* se define como el exceso de gasto en el bien considerado sobre el coste del bien a precio marginal. Este concepto toma un valor negativo cuando se aplican tarifas crecientes.

Finalmente, el modelo de demanda especificado incluye la variable *precio percibido* (P^*) construida como una función del precio medio, el precio marginal y un parámetro de percepción k tal que:

$$P_i^* = MP_i (AP_i / MP_i)^k \quad (8)$$

si $k=0$, el consumidor reacciona al precio marginal;

si $k=1$, el consumidor reacciona al precio medio;

si $0 < k < 1$, el consumidor percibe un precio situado entre el medio y el marginal.

Asimismo, Shin apunta la posibilidad de que la percepción del precio por parte del consumidor varíe según cuál sea la compañía suministradora, dependiendo de la información que cada una transmita al usuario, sobre todo, en cuanto al precio marginal.

Finalmente, de la estimación de la demanda de electricidad con datos agregados se obtiene un parámetro k de percepción próximo a la unidad, es decir, se acepta la reacción del consumidor al precio medio cuando éste se enfrenta a un esquema de tarifas en bloques decrecientes.

Nieswiadomy y Molina (1991), en la misma línea que Shin (1985), insisten en la necesidad de conocer a qué concepto de precio responden los consumidores de agua, para que las compañías suministradoras puedan promover un uso eficiente del recurso. Por ello, intentan probar si la percepción del precio en la función de demanda de agua varía según el esquema de tarifas (en bloques decrecientes o crecientes), siguiendo el modelo de Shin. Para la estimación se utilizan datos individuales de consumo mensual de agua, enfrentándose los usuarios a tarifas en bloques decrecientes en el primer período y crecientes en el segundo período.

La variable dependiente es el consumo mensual de agua del hogar. Como variables independientes se usan el consumo mensual de agua retardado, la renta mensual del hogar, el precio correspondiente al bloque marginal de consumo donde se sitúa el hogar y la variable de percepción del precio. Esta última variable es una función del precio marginal, el precio medio y un parámetro de percepción del precio k , definido en los mismos términos que Shin (1985). Cabe señalar que el precio medio incluye las cuotas fijas, tanto del servicio de suministro de agua como de alcantarillado. Asimismo, se incluye una variable climática y otra variable relativa a la disponibilidad de terrenos por parte del hogar.

Los resultados muestran que el usuario doméstico de agua reacciona al precio marginal cuando se enfrenta a tarifas en bloques crecientes y al precio medio cuando las tarifas son decrecientes. Sin embargo, cabe esperar que si aumentaran las tarifas (o alguno de los tributos incluidos en la factura del agua), el consumidor se esforzaría en conocer mejor el esquema de precios y, por tanto, modificaría una vez más su percepción del precio del recurso.

Asimismo, del artículo de Nieswiadomy y Molina destaca el análisis gráfico que se realiza del comportamiento del consumidor, sujeto a un esquema de tarifas en bloques crecientes, el cual se estudia con detalle en la siguiente subsección.