

Análisis de la aplicación del sistema tarifario multiusuario de saneamiento: el caso de la ciudad de Medellín – Colombia

SILVIA URIBE MANTILLA*
YAROMIR MUÑOZ MOLINA**
GUSTAVO LÓPEZ ÁLVAREZ***

RESUMEN

El artículo presenta un análisis de los efectos de la aplicación del sistema tarifario multiusuario de saneamiento en las unidades residenciales de estratos altos de la ciudad de Medellín. La metodología utilizada combina lo cualitativo con lo cuantitativo. En la parte cuantitativa se hace una descripción de resultados y se modelizan, desde una perspectiva económica, los efectos encontrados. Se resaltan los logros en cuanto a la disminución de la tasa de saneamiento y los efectos positivos en la reducción de desechos. Se discuten, finalmente, aspectos relativos a programas complementarios como el uso de mercadeo social para promover la disminución tanto en la parte industrial como residencial.

Palabras clave: desechos, tarifa multiusuario, reciclaje, desarrollo sostenible.

JEL: Q53, Q58, H31

Analysis of the multi-user waste fee system: case study of Medellín, Colombia

SUMMARY

This article presents an analysis of the effects of applying a multi-user waste fee in residential buildings pertaining to the higher socioeconomic groups in the city of Medellín. The methodology used combines qualitative and quantitative tools; the quantitative section provides a detailed description of results and a model pattern of the effects found, based on an economic perspective. The study highlights the achievements associated with a decreasing waste fee and the positive effects on waste reduction. Finally, the article discusses complementary programs, such as the use of social marketing, to promote a decrease in waste in both industrial and residential areas.

Keywords: waste, multi-user waste fee, recycle, sustainable development.

JEL: Q53, Q58, H31

* Economista y Magíster en Administración. Profesora de Departamento de Mercadeo de la Universidad EAFIT, Colombia. Correo electrónico: suribema@eafit.edu.co.

** Psicólogo y PhD. en Administración. Profesor del Departamento de Mercadeo de la Universidad EAFIT, Colombia. Correo electrónico: ymunoz@eafit.edu.co.

*** Economista y Magíster en Economía. Profesor del Departamento de Economía de la Universidad EAFIT, Colombia. Correo electrónico: glopezal@eafit.edu.co.

Los autores agradecen los comentarios y sugerencias recibidas de parte de los pares anónimos, ya que ello permitió mejorar la presentación final del artículo.

INTRODUCCIÓN

El incremento en los niveles de consumo ha generado un aumento significativo en la cantidad de residuos sólidos producidos por los hogares. La situación es aún más crítica al analizar el estado actual de los rellenos sanitarios, muchos de los cuales, en el caso colombiano, ya cumplieron su vida útil. Ello implica la búsqueda de nuevos sitios de emplazamiento con el consiguiente efecto en los costos por un lado, y por otro, en la generación de situaciones conflictuales y de condiciones negativas de salubridad asociadas a daños ambientales que afectan las comunidades aledañas. En este sentido, la intervención del Estado se hace necesaria, ya sea a través de la restricción directa con instrumentos de comando y control o mediante la regulación basada en el uso de incentivos económicos.

La utilización de incentivos en la gestión ambiental ha ganado terreno en la última década a nivel mundial (Acquatella 2001). En esa línea, en el caso del servicio público domiciliario de saneamiento en el área metropolitana de Medellín, se implementó el sistema tarifario multiusuarios, el cual es un incentivo económico orientado a reducir la generación de desechos sólidos y, a su vez, incrementar la separación de residuos en la fuente. La clave de este sistema radica en la noción de agrupamiento, es decir, en lugar de tratar individualmente a los hogares, contempla como unidad a un conjunto de viviendas y la tasa de saneamiento se calcula basándose en un costo fijo predeterminado por la empresa prestadora del servicio más un costo variable que corresponde a la densidad y al volumen de la basura generada.

Con el objetivo de comprender mejor el funcionamiento del sistema y determinar cuál ha sido su impacto, este artículo analiza y modeliza los efectos de la opción tarifaria multiusuario en suscriptores residenciales del servicio de saneamiento en la ciudad de Medellín, Colombia.

1. REVISIÓN DE LA LITERATURA

Uno de los aspectos esenciales del cambio en la constitución realizado en Colombia, en 1991, es la modernización de las políticas sobre el medio ambiente, las cuales fueron actualizadas para responder al concepto de desarrollo sostenible, entendido como «aquel que privilegia el desarrollo que satisface las necesidades del presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para cubrir sus propios requerimientos» (Gilpin 2003: 87). Durante las fases de creación, implementación, ejecución y control de la nueva normatividad ambiental ha sido necesaria la intervención del Estado que, con el diseño de políticas tanto preventivas como correctivas, ha sido el encargado de asegurar la protección ambiental y la apropiada utilización de los recursos naturales.

Las políticas preventivas se caracterizan por la creación de instrumentos orientados a la prevención de la contaminación y del daño ambiental. Las políticas correctivas,

por su parte, «buscan reducir las externalidades negativas (contaminación ambiental) derivadas de un fallo en el mercado, ya sea mediante restricciones directas a la generación de sustancias contaminantes (medidas de control), o a través de incentivos (instrumentos económicos o de mercado) para motivar a que los agentes reduzcan sus emisiones» (Escobar y López 2008: 177).

Aunque estos mecanismos (restricciones directas e incentivos) son complementarios, los incentivos económicos han ganado un mayor espacio en la regulación ambiental debido a que se consideran más eficientes en tanto buscan efectos de largo plazo y son más flexibles porque «permiten a los agentes reducir el costo de cumplir con la regulación, minimizando así el costo total que la sociedad debe incurrir para lograr sus metas de calidad ambiental» (Acquatella 2001: 13). Los incentivos, al ser parte de los instrumentos de mercado o económicos, «funcionan estableciendo un precio tal que los agentes se ven enfrentados a la alternativa de pagar o reducir su contaminación, ya sea implementando procesos de producción más limpia o construyendo plantas y sistemas de tratamiento para sus fuentes contaminantes» (Escobar y López 2008: 179).

Dentro de las formas posibles de incentivos económicos, en Colombia, se encuentra la opción tarifaria multiusuario del servicio de saneamiento¹, la cual es conocida en la literatura relativa al manejo de los residuos sólidos con las siglas PAYT (*pay as you throw*), PBU (*pay by use*) o bajo los nombres de tasas variables y pagos por generación². Esta opción busca disminuir la generación de residuos sólidos a través de la reducción y/o separación en la fuente.

Según el informe de la OECD (2004), las formas de pago vinculadas a la generación de residuos son un mecanismo efectivo en términos ambientales y económicos. Desde la perspectiva ambiental, su aplicación ha producido un incremento entre el 15% y el 30% del reciclaje y una disminución entre el 30% y el 40% de los desechos que se depositan en rellenos sanitarios, alargando así su vida útil y creando un impacto positivo en el ámbito social. En términos económicos, la eficiencia se presenta debido a que los costos de tratamiento y disposición, así como las tarifas aplicadas a los suscriptores se ajustan a la cantidad de residuos generados (NCDENR 1999).

¹ En Colombia, el multiusuario del servicio de saneamiento se ha definido según el Decreto 1713 de 2002 como: «todos aquellos usuarios agrupados en unidades inmobiliarias, centros habitacionales, conjuntos residenciales, condominios o similares bajo el régimen de propiedad horizontal vigente o concentrados en centros comerciales o similares, que se caracterizan porque presentan en forma conjunta sus residuos sólidos a la persona prestadora del servicio [...] y que hayan solicitado el aforo de sus residuos para que esta medición sea la base de la facturación del servicio ordinario de saneamiento. La persona prestadora del servicio facturará a cada inmueble en forma individual, en un todo de acuerdo con la regulación que se expida para este fin [...]». Las siguientes resoluciones, la 17 de 1996, la 151 de 2001, la 233 de 2002, la 236 de 2002 y la 247 de 2003, definen la forma de facturación, de realizar los aforos, de presentar los residuos, de reemplazar el tipo de servicio, de acceder a la opción tarifaria, entre otras.

² Para unificar conceptos en adelante se utilizará el término de *pago por generación* para referirse a esta modalidad de incentivos económicos.

No obstante, los logros mencionados, también se han encontrado algunos inconvenientes. En el estudio de Fullerton y Kinnaman (1996) se muestra que los beneficios sociales de la aplicación del sistema de pago por generación no compensaban los costos administrativos de su implementación. Asimismo, el estudio de Jenkins *et al.* (2000) concluye que el efecto sobre el reciclaje es prácticamente nulo, aunque los programas de pago por generación proveen un incentivo directo para la reducción de desechos.

Se debe considerar que las diferencias encontradas en la literatura obedecen a la confluencia de múltiples variables, como por ejemplo, las características demográficas, sociales y económicas de las comunidades estudiadas, el tipo de sistema de pago por generación implementado, la existencia o inexistencia de programas de reciclaje y la sensibilidad de la población al tema ambiental, entre otros.

2. EXPERIENCIAS INTERNACIONALES

La literatura reseña que los primeros programas de pago por generación fueron implementados en las comunidades de Richmond y Berkeley, ambas en California, en los años de 1916 y 1924, respectivamente (Kutzmark y Canterbury 1996).

Entre los factores que han favorecido el auge y la aceptación de los programas de pago por generación se encuentran la flexibilidad para implementarlos o desmontarlos en cortos períodos y la versatilidad para diseñarlos y/o adaptarlos a las necesidades de las distintas comunidades. En cuanto a la flexibilidad, esta se puede ilustrar con la experiencia de Torres de Llobregat, una pequeña localidad española, que adoptó, a comienzos de 2003, el sistema de pago por generación, el cual fue suprimido ocho meses después debido a la oposición de los nuevos partidos políticos que llegaron al poder (Puig-Ventosa 2008). Respecto a la versatilidad, el caso francés indica la forma en que las administraciones locales adoptan distintos sistemas de pago por generación, lo que les permite armonizar criterios administrativos y ambientales (Le Bozec 2008).

Las experiencias internacionales muestran, por un lado, que los programas de pago por generación son efectivos en cuanto a la optimización del espacio en rellenos sanitarios, el mejoramiento de la eficiencia en las rutas de recolección y transporte, la reducción en la generación de residuos y el incremento en los niveles de reciclaje (Kutzmark y Canterbury 1996, Canterbury 1998, Horton 1999). Por otro lado, también hay experiencias documentadas que evidencian desventajas asociadas a las actividades de diseño, implementación, ejecución y control de este tipo de programas. Dichas actividades pueden incurrir en costos adicionales como aforo y/o medición de la cantidad de desechos dispuestos, fijación de tarifas, proyección de ingresos, cambios en el sistema de facturación y cobro del servicio, así como capacitaciones y programas de educación ciudadana (Skumatz y Freeman 2006).

En la década de los noventa se da un fuerte auge de estos sistemas promovidos por los agentes reguladores con el objetivo de reducir los costos ambientales y económicos

generados por los desechos sólidos. Tal situación se vio reflejada, principalmente, en Estados Unidos, país que experimentó, entre 1993 y 1997, un incremento del 42,7% en el total de comunidades inscritas a algún sistema de pago por generación (Skumatz y Freeman 2006).

Es precisamente Estados Unidos el país que reporta la mayor cantidad de publicaciones sobre la efectividad de los programas de pago por generación (EPA 2009). La investigación de Miranda *et al.* (1994) revela que, con la implementación del programa, se lograron reducciones del 40% en la cantidad de toneladas que llegaban a los rellenos sanitarios; además, una disminución del 30% en los desechos generados y un incremento del 126% en las toneladas recicladas. De igual forma, en el estudio de Skumatz (1996), en más de 1.000 comunidades de los Estados Unidos, se encontró que los sistemas de pago por generación ayudaban a reducir en un 17% el peso de los residuos sólidos.

En un estudio posterior, Skumatz (2000) señaló que entre el 5% y el 7% de la reducción municipal de residuos sólidos podía ser atribuida directamente a la aplicación de sistemas de pago por generación. Este resultado fue obtenido luego de descontar el efecto de los programas de reciclaje y compostaje. Con la investigación de Kinnaman y Fullerton (2000) se estimó que, a partir de la implementación de programas de pago por generación, se obtenía una reducción en la producción de residuos de 187 kg/persona/año, aproximadamente un 44%, y un incremento del reciclaje de 14 kg/persona/año. Según la conclusión de los autores, la diferencia significativa entre la producción y el reciclaje podría ser explicada, en parte, por la reducción en la fuente, el compostaje o el *dumping* ilegal de basuras.

En otros países también hay documentados casos exitosos en la implementación de sistemas de pago por generación. La experiencia lograda en Japón muestra que, con la adopción de este tipo de sistemas, algunas regiones alcanzaron un incremento en los niveles de reciclaje de hasta un 121% y reducciones en la cantidad de desechos de un 25% (Sakai *et al.* 2008). En Irlanda, la aplicación de estos programas data desde 2005 y los resultados revelan incrementos hasta del 40% en la tasa de reciclaje y disminuciones de la cantidad de desechos dispuestos en rellenos sanitarios de hasta un 12% (Dunne *et al.* 2008).

3. DISPOSICIÓN Y TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS EN ANTIOQUIA³

Los 125 municipios del departamento de Antioquia generaban, en 2006, un promedio de 3293 toneladas de basura al día, de las cuales el 56,1% (1847 toneladas) provenía de la ciudad de Medellín (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios 2006).

³ Antioquia es una de las 32 provincias o departamentos de Colombia y su capital es la ciudad de Medellín. Según cifras del Departamento Nacional de Estadística (2011) la población de Antioquia, para 2010, estaba estimada en 6 066 377 de habitantes.

Del total de toneladas dispuestas por la ciudad, el 67% procedía del sector residencial, siendo los estratos socioeconómicos altos⁴ (5 y 6) los que producían cerca del 45% del total residencial (GAB *et al.* 2008). El porcentaje restante se distribuyó entre el sector comercial con un 11%, seguido por el sector industrial con un 10% y, finalmente, el sector institucional con un 5% (Área Metropolitana del Valle de Aburrá *et al.* 2006).

La ciudad experimentó una reducción del 24,6% en el total de toneladas dispuestas durante el período comprendido entre 2006 y 2009 (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios 2009). Esta disminución pudo ser ocasionada por la convergencia de distintos factores tales como: la adopción, desde el 2006, del PGIRS⁵ (Plan de Gestión Integral de Residuos Sólidos) para el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, la entrada en vigencia de la Resolución 526 de 2004⁶ y la implementación del sistema tarifario multiusuario de saneamiento. La puesta en operación de estos planes, normativas y estructuras tarifarias han dado origen, a su vez, a proyectos de capacitación y educación ciudadana en el manejo integral de desechos y al fortalecimiento de asociaciones para el aprovechamiento del material reciclable, que han favorecido la disminución de la producción de residuos sólidos en Medellín.

4. METODOLOGÍA

Este artículo está basado en un estudio de tipo descriptivo con diseño transversal. La recolección de información se efectuó a través del uso de métodos cualitativos y cuantitativos. En la fase cualitativa, la información se consiguió a partir de la utilización de tres técnicas: la primera consistió en una revisión de archivos que generó un diagnóstico del estado actual del sector de saneamiento en Colombia. La segunda utilizó entrevistas a expertos sobre el tema de regulación económica del servicio urbano de saneamiento y la tercera se sirvió de entrevistas en profundidad con administradores y habitantes de unidades residenciales respecto a la adopción de la tarifa multiusuario.

La fase cuantitativa se diseñó para medir y modelizar los efectos de la aplicación del sistema multiusuario en los suscriptores residenciales de la ciudad de Medellín. La recolección de datos se realizó con la aplicación de un cuestionario estructurado y estos fueron analizados con el programa econométrico *E-views*.

⁴ Para la clasificación socioeconómica, en Colombia, se utiliza la denominación de estrato. El estrato 6 corresponde al nivel socioeconómico alto, el 5 al nivel socioeconómico medio alto y el 4 al nivel socioeconómico medio.

⁵ Es el eje rector de la gestión integral de residuos sólidos en el Valle de Aburrá para el período 2006-2020 (Sepúlveda y Agudelo 2007).

⁶ En esta Resolución se establece la capacitación y acompañamiento en PMIRS (Plan de Manejo Integral de Residuos Sólidos) a los usuarios residenciales agrupados (multiusuarios) y a los sectores industrial, institucional, comercial y de servicios (Área Metropolitana del Valle de Aburrá 2004).

4.1. PROCEDIMIENTO

Basándose en la información cualitativa se construyó un primer cuestionario que fue aplicado mediante una prueba piloto a 37 elementos de la población seleccionados aleatoriamente. Dicha cantidad fue escogida siguiendo la recomendación de distintos autores sobre el número de elementos para una prueba piloto, los cuales pueden oscilar entre veinte y setenta dependiendo de criterios como el tamaño y la heterogeneidad de la población así como del juicio del investigador (Czaja 1998, Hernández, Fernández y Baptista 1999).

Esta actividad además de mejorar el cuestionario también permitió determinar los valores de los estadísticos p y q , necesarios para la estimación de la varianza. Para este procedimiento se tomó la pregunta 6 de la encuesta (véase Anexo 1) por ser aquella que permitía identificar si las unidades residenciales se encontraban acogidas al sistema tarifario multiusuario. El cuadro 1 resume los datos encontrados.

Cuadro 1. Tabulación pregunta número 6 de la prueba piloto

Pregunta 6	Número de respuestas	Porcentaje	Estadísticos
No	10	27	$q = 0,27$
Sí	27	73	$p = 0,73$
Total general	37	100	–

Fuente: Elaboración propia.

Con los valores de p y q se procedió a calcular la varianza, que en este caso fue de 0,1971.

$$S^2 = p(1 - p) = (0,73) \times (1 - 0,73) = 0,1971$$

Luego, se elaboró un marco muestral, cuyo elemento fueron las unidades residenciales localizadas en Medellín pertenecientes a los estratos socioeconómicos 4, 5 y 6. Se obtuvo una base de 3642 unidades residenciales inscritas en la entidad de catastro de la Gobernación de Antioquia, a partir de la cual se calculó un tamaño de muestra de 141 elementos, correspondiente a un nivel de confianza del 95% y a un error muestral de 7,2%.

$$n = \frac{S^2}{\frac{E^2}{Z^2} + \frac{S^2}{N}} = \frac{0,1971}{\frac{(7,2)^2}{(1,96)^2} + \frac{0,1971}{3642}} = 140,4289 \approx 141$$

Finalmente, se utilizó el procedimiento de muestreo aleatorio simple, en el que se seleccionaron al azar 590 unidades residenciales para alcanzar el tamaño de muestra deseado. La fase cuantitativa cubrió los estratos 4, 5 y 6 de la ciudad de Medellín y el trabajo de campo se realizó entre el 16 de abril y el 15 de junio de 2007.

4.2. DESCRIPCIÓN DE LA MUESTRA

El perfil socioeconómico de las unidades residenciales seleccionadas para el estudio se dividió de la siguiente forma: el estrato 6 contenía el 44,6% del total de la muestra, el estrato 5 el 31,7% y el 4 el 23,7%. En cuanto a la cantidad de viviendas por unidad residencial la muestra estaba integrada por un 36,7% que contenía menos de 20, un 30,9% que incluía entre 21 y 40, un 23,1% que oscilaba entre 41 y 80 y un 9,3% con más de 80. El promedio de viviendas por unidad residencial según el estrato socioeconómico se configuró así: el 4 presentó un promedio de 53 residencias, el 5 de 38 y el estrato 6 de 36.

En cuanto a las tasas de adopción del sistema tarifario multiusuario se determinó que el 44% de las unidades residenciales encuestadas se encontraban acogidas al sistema. Dicho porcentaje se distribuyó así: un 30% pertenecía al estrato 6, un 9% al estrato 5 y un 5% al estrato 4. Se encontró, además, que el 27% de las unidades estaban en proceso de adopción y el 29% restante aún no lo había implementado.

5. HALLAZGOS

A continuación se analizan los hallazgos sobre el funcionamiento e impacto del sistema tarifario multiusuario en la ciudad de Medellín. Para este análisis se utilizó como fuente de información los datos obtenidos por medio de la encuesta aplicada a los administradores de unidades residenciales de estratos 4, 5 y 6. La primera parte del análisis describe la situación actual de las unidades acogidas al sistema y expone las razones para la adopción o no adopción por parte de las unidades residenciales del sistema tarifario multiusuario. En segunda instancia, se desarrolla un ejercicio de modelación económica, basándose en los datos provenientes de la encuesta, para determinar con más precisión los efectos de la aplicación del sistema.

5.1. SITUACIÓN DE LAS UNIDADES ACOGIDAS AL SISTEMA TARIFARIO MULTIUSUARIOS

La primera reducción tarifaria asociada a la implementación del sistema multiusuario de saneamiento en la ciudad de Medellín se remonta al año 2003. Durante los años siguientes hubo un incremento paulatino en el número de unidades acogidas al sistema, siendo el período comprendido entre 2006 y el primer semestre de 2007 el que reportó la mayor cantidad de inscripciones.

En lo referente a las tasas de aseo, las unidades acogidas al sistema experimentaron una reducción tarifaria del 67% (véase cuadro 2). Antes de su implementación, un suscriptor residencial pagaba en promedio una tasa de \$31 675 (17,5 USD⁷) mensuales,

⁷ Se tomó como base una tasa de cambio de \$1818 por dólar, vigente el 6 de noviembre de 2010 (Banco de la República de Colombia 2010).

pero con la aplicación de la opción multiusuario, dicha tarifa disminuyó a un promedio de \$10 311 (5,7 USD). Particularmente se aprecia que, posterior a la adopción, el 56% de las unidades residenciales percibieron una tarifa inferior a \$10 000 (5,5 USD) mensuales, un 41% de los suscriptores se ubicaron en el rango de \$10 001 y \$20 000 (entre 5,5 y 11 USD) y ningún usuario sobrepasó los \$30 000 (16,6 USD) mensuales.

Cuadro 2. Tasas de saneamiento cobradas antes y después de la implementación del sistema tarifario multiusuarios, por rango de tarifas

Rangos tarifarios antes de la implementación de multiusuario (\$)	Participación (%)	Tarifa promedio (\$)
Menos de 10 000	0	–
Entre 10 001 y 20 000	10	12 409
Entre 20 001 y 30 000	26	25 759
Entre 30 001 y 40 000	64	37 066
Promedio ponderado	100	31 675
Rangos tarifarios después de la implementación de multiusuario (\$)	Participación (%)	Tarifa promedio (\$)
Menos de 10 000	56	7 235
Entre 10 001 y 20 000	41	13 634
Entre 20 001 y 30 000	3	21 064
Entre 30 001 y 40 000	0	–
Promedio ponderado	100	10 311

Fuente: Elaboración propia.

Aunque para cada uno de los niveles socioeconómicos se observó disminución en la tasa de saneamiento, hubo diferencias importantes en la reducción promedio por estrato. En el estrato 6 se produjo una reducción tarifaria del 68%, en el 5 la disminución fue del 69% y en el 4 del 51% (véase cuadro 3). Asimismo, la aplicación del sistema multiusuario trajo como consecuencia un descenso en la brecha tarifaria entre estratos. Antes de la aplicación del sistema, un suscriptor del estrato 6 pagaba en promedio una tasa de aseo de \$35 895 (19,8 USD) mensuales, monto tres veces superior a la tarifa de un suscriptor de nivel socioeconómico 4. Después de la adopción del sistema multiusuario, la diferencia tarifaria entre ambos estratos se redujo en un 50% aproximadamente.

Cuadro 3. Tasas de saneamiento cobradas antes y después de la implementación del sistema tarifario multiusuario, por nivel socioeconómico

Estrato socioeconómico	Tarifa promedio (\$)		Reducción promedio (%)
	Antes	Después	
4	11 291	5 587	51
5	26 937	8 405	69
6	35 895	11 585	68
Promedio ponderado	31 675	10 311	67

Fuente: Elaboración propia.

Al examinar las tarifas en relación al número de suscriptores (viviendas) por unidad residencial se encontró que, previo a la implementación del sistema multiusuario, las tasas de saneamiento eran muy similares entre sí y no había una conexión clara entre el valor de la tarifa y el número suscriptores por conjunto agrupado. Sin embargo, después de la adopción del nuevo sistema tarifario, las mayores reducciones en la tasa de saneamiento fueron experimentadas por aquellas unidades con un gran número de suscriptores. De esta forma, la disminución más significativa en la tarifa cobrada fue de un 74%, correspondiente a unidades con más de ochenta suscritores, mientras que en las de menos de veinte usuarios se produjo una reducción de tan solo el 64% (véase cuadro 4).

Cuadro 4. Tasas de saneamiento cobradas antes y después de la implementación del sistema tarifario multiusuario, según el número de viviendas

Número de viviendas	Tarifa promedio (\$)		Reducción promedio (%)
	Antes	Después	
Entre 0 y 20	32 435	11 756	64
Entre 20 y 40	34 823	10 647	69
Entre 41 y 60	25 454	7 931	69
Entre 61 y 80	32 308	9 177	72
Mayor de 80	28 500	7 340	74
Promedio ponderado	31 675	10 311	67

Fuente: Elaboración propia.

Para el cálculo de la tarifa de saneamiento en el sistema multiusuario se debe determinar la cantidad de residuos sólidos dispuestos por el conjunto agrupado de suscriptores. Esta medición es llevada a cabo mediante un aforo en el que se calculan el volumen (m^3) y la densidad (t/m^3) de los desechos. En las unidades estudiadas se encontró que a medida que se incrementa el nivel socioeconómico del conjunto agrupado también lo hacía la densidad promedio del aforo, es decir, a mayor estrato mayor cantidad de desechos. El estrato 6 obtuvo la densidad promedio más alta, con un valor de $0,204 t/m^3$, seguido del estrato 5 con $0,196 t/m^3$ y por último el estrato 4 con $0,154 t/m^3$.

En cuanto a los niveles de reciclaje, estos fueron estimados a partir de la pregunta «cuánto se recicla mensualmente en la unidad residencial», la cual fue respondida por los administradores. Los rangos se distribuyeron de la siguiente manera: un 19,7% de los conjuntos agrupados reciclaba hasta 100 kilogramos mensuales, el 29,5% entre 101 a 200 kilogramos, el 32,8% entre 201 a 300 kilogramos, el 4,9% entre 301 y 400 kilogramos y el 13,1% reciclaba más de 400 kilogramos por mes.

5.2. RAZONES PARA LA ADOPCIÓN Y NO ADOPCIÓN DEL SISTEMA TARIFARIO MULTIUSUARIOS

Para acogerse al sistema multiusuario, la iniciativa de adelantar los trámites ante la empresa prestadora del servicio de aseo provino, en un 45% de los casos, de los administradores, mientras que los copropietarios sugirieron o se involucraron en tan solo el 5% de las solicitudes adelantadas. Una de las percepciones más generalizadas, entre los administradores de estas unidades, era que la tarifa tenía un carácter obligatorio, por lo que, a la pregunta sobre las razones por las cuales decidieron implementar el sistema, un 16% de las respuestas estaban asociadas a una supuesta obligatoriedad de la norma.

Respecto a las ventajas asociadas a la implementación de la opción multiusuario se halló que, para un 35% de los encuestados, el principal beneficio percibido era la disminución en la tasa de saneamiento, seguida por las consideraciones ambientales con un 14% (véase cuadro 5).

Cuadro 5. Ventajas asociadas a la implementación del sistema tarifario multiusuario

Ventajas	Participación (%)
Reduce la tarifa de saneamiento	35
Contribuye a la limpieza	14
Reduce la tarifa de saneamiento y contribuye a la limpieza	14
Otras	37

Fuente: Elaboración propia.

En la muestra también se incluyeron unidades residenciales no acogidas al sistema. En estos conjuntos se encontró que no adoptar la tarifa obedecía, por un lado, a no tener los recursos e instalaciones exigidas por la norma (34%) y, por otro, a un desconocimiento de la opción tarifaria y su aplicación (22%), véase cuadro 6.

Cuadro 6. Razones por las que no se ha accedido al sistema tarifario multiusuario

Razones	Participación (%)
No se cuenta con recursos e instalaciones adecuadas para implementar el sistema	34,0
Desconocimiento de la norma	22,0
No proporciona una reducción considerable en la tarifa de saneamiento	9,8
No fue aprobada en la asamblea de copropietarios	4,9
Otras	29,3

Fuente: Elaboración propia.

Aún con las limitaciones de infraestructura y desconocimiento, el 90,2% de los administradores hizo explícita la intención de implementar, a futuro, el sistema tarifario multiusuario, por razones tales como la disminución en la tarifa (40,5%) y el cuidado del medio ambiente (32,4%).

5.3. EJERCICIO DE MODELACIÓN ECONÓMICA

Con los datos recogidos por medio de la encuesta se efectuó un ejercicio econométrico para medir el grado de incidencia de diferentes variables en la generación de desechos. Para tal efecto, se utilizó un modelo semi-log con variables ficticias:

Donde:

$$(1) \text{LAFORO} = \beta^0 + \beta^1 \text{LTNM} + \beta^2 \text{LNV} + \beta^3 \text{ES4} + \beta^4 \text{ES5} + \beta^5 \text{R2} + \beta^6 \text{R3} + \beta^7 \text{R4} + \mu$$

LAFORO: es el logaritmo del aforo per cápita.

LTNM: es el logaritmo de la tarifa media por m³ de desechos cobrada dentro del esquema multiusuario.

LNV: es el logaritmo del número de viviendas por unidad residencial.

Debido a las diferencias significativas en la generación de desechos por parte de los distintos estratos socioeconómicos se incluyó una variable politómica. Dicha variable incluía tres categorías (estrato 4, estrato 5 y estrato 6) y se eligió al estrato 6 como grupo base por ser el de mayor participación en la muestra. Se introdujeron dos variables *dummies*:

ES4: toma el valor de 1 si el individuo pertenece al estrato 4 y 0 en otro caso.

ES5: toma el valor de 1 si el individuo pertenece al estrato 5 y 0 en otro caso.

Para la elaboración del modelo se construyeron cuatro rangos para medir el reciclaje por usuario individual:

Rango 1: el suscriptor individual recicla menos de 3 kg/mes.

Rango 2: el suscriptor individual recicla entre 3 y hasta 6 kg/mes.

Rango 3: el suscriptor individual recicla entre 6,1 kg/mes y hasta 9 kg/mes.

Rango 4: el suscriptor individual recicla más de 9 kg/mes.

Por último, se introdujeron tres variables ficticias en la estimación, tomando como base el rango 1 por ser el de mayor participación en la muestra.

R2: es 1 si se está en el segundo rango de reciclaje, 0 en otro caso.

R3: es 1 si se está en el tercer rango de reciclaje, 0 en otro caso.

R4: es 1 si se está en el cuarto rango de reciclaje, 0 en otro caso.

El cuadro 7 muestra la estadística descriptiva de los datos correspondientes a las variables utilizadas para la construcción del modelo econométrico: el aforo en m³ (AFORO), la tarifa media por m³ (TNM) y el número de viviendas (NV) por unidad residencial. Se encontró que, en las unidades residenciales estudiadas, un habitante producía en promedio 6,98 kg de desechos al mes con una desviación estándar de 6,16.

Cuadro 7. Estadística descriptiva

	AFORO	TNM	NV
Media	6,98	2365,90	37,37
Mediana	5,46	1702,66	28,00
Máximo	42,12	7104,79	320,00
Mínimo	1,12	163,31	10,00
Desviación estándar	6,16	1739,77	42,17
Skewness	3,30	0,987138	5,23
Kurtosis	18,50	2,92	34,72

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en el cuadro anterior, la desviación estándar de cada una de las variables mostró un amplio rango de variación de los datos lo que, sumado a los valores de sesgo (*skewness*) muy diferentes de cero y a los valores de la kurtosis muy alejados de tres, aporta evidencia de que los datos no son normales.

En el modelo econométrico se estableció una relación inversa entre la cantidad de desechos dispuestos por suscriptor y la tasa de saneamiento cobrada bajo el sistema multiusuario. De igual forma, la relación entre el estrato socioeconómico y la cantidad de residuos dispuestos se consideró positiva, ya que un mayor ingreso, en los estratos altos, incentiva las actividades de consumo y, por consiguiente, el desecho, por lo que la basura generada debería incrementarse.

Para la estimación del modelo, las variables, aforo, tarifa media y número de viviendas, fueron tomadas en logaritmos para garantizar la normalidad de los datos. En el cuadro 8 se presentan los resultados del ejercicio:

Cuadro 8. Estimación del modelo

Variable	Coefficiente	Error estándar	t-Statistic	Probabilidad
C	8,957	1,169	7,662	0,000*
LTNM	-0,972	0,108	-8,983	0,000*
LNV	-1,283	0,126	-10,167	0,000*
ES4	-0,696	0,178	-3,920	0,000*
ES5	-0,307	0,101	-3,045	0,004*
R2	-0,058	0,029	-2,002	0,018**
R3	-0,374	0,197	-1,896	0,064***
R4	-0,496	0,263	-1,887	0,065***

Significatividad al 1% (*), al 5% (**) y al 10% (***)

Fuente: Elaboración propia.

El modelo de mínimos cuadrados estimado fue:

$$(2) \text{LAFORO} = 8,957 - 0,972 \cdot \text{LTNM} - 1,283 \cdot \text{LNV} - 0,696 \cdot \text{ES4} - 0,307 \cdot \text{ES5} \\ - 0,058 \cdot \text{R2} - 0,374 \cdot \text{R3} - 0,496 \cdot \text{R4}$$

La estimación permitió corroborar la relación inversa entre la generación de desechos y la tasa de saneamiento. En este sentido, se encontró una elasticidad del precio a la disposición de desechos de -0,972 (prácticamente unitaria), lo que indica que un aumento de un 1% en la tarifa de saneamiento produce una reducción de un 1%, aproximadamente, en la cantidad de desechos dispuestos. El tamaño de la unidad residencial, determinado por el número de viviendas, tuvo un efecto negativo sobre la cantidad de residuos dispuestos, por lo que un incremento de un 1% en la cantidad de viviendas genera una reducción de 1,28% en la basura dispuesta.

Por su parte, las variables *dummies* (ES4 y ES5) utilizadas para medir el impacto del estrato socioeconómico sobre la cantidad de desechos mostraron una relación directa entre ambas variables, lo que implica que a medida que se disminuye el estrato también se reduce la basura dispuesta por los hogares. De este modo, los suscriptores residenciales del estrato 5 produjeron un 30,7% menos residuos que los del estrato 6 y la producción del estrato 4 estuvo un 69,6% por debajo de la del estrato 6. Por último, los rangos de reciclaje se relacionaron inversamente con el aforo, a mayor reciclaje, menor cantidad de desechos. En este caso, la variable R2 ocasionó que el aforo cayera en un 5,8%, R3 en un 37,4% y R4 en un 49,6%.

Para evaluar la significancia estadística de los coeficientes estimados en el modelo se analizaron los valores correspondientes a la columna Probabilidad (véase cuadro 8). Dichos coeficientes permitieron verificar que todas las variables son significativas con una confiabilidad mayor al 90% (Probabilidad < 0,10), la variable R2 lo es al 95% y las variables LTNM, LNV, ES4 y ES5 al 99% (Probabilidad < 0,01).

Adicionalmente, se efectuaron otras pruebas estadísticas sobre el modelo estimado y sus hipótesis básicas (véase cuadro 9), con el fin de corroborar la validez tanto del modelo como de las inferencias econométricas realizadas.

Cuadro 9. Pruebas estadísticas relacionadas con la estimación del modelo

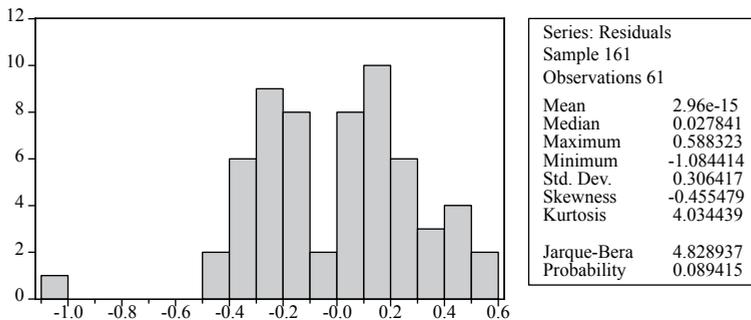
Pruebas		Probabilidad
R-cuadrado ¹	0,697206	–
R-cuadrado ajustado ²	0,657214	–
F-statistic	17,43378	0,0000
Durbin-Watson	1,824	–
Breush-Godfrey	0,422	0,5159
White	4,976	0,6629
Normalidad	4,828	0,0894
Reset	0,0005	0,9821

Fuente: Elaboración propia.

En el análisis de la significatividad conjunta se empleó el contraste de la F_snedecor para testear la hipótesis nula de que todos los parámetros (excepto el intercepto) eran simultáneamente iguales a cero. En este caso, como la probabilidad asociada al estadístico de prueba fue: probabilidad (F-statistic) = 0,00000 < 0,05, se rechazó la hipótesis nula, lo que permitió concluir que los parámetros eran, en su conjunto, significativos para el modelo.

Sobre la perturbación aleatoria, las hipótesis básicas de un modelo de mínimos cuadrados (como el que aquí se propone) son normalidad, no autocorrelación, homocedasticidad y media nula. La validez del modelo y las inferencias que de éste se puedan obtener dependen del cumplimiento de estas hipótesis sobre los residuales obtenidos. Por su parte, la normalidad del modelo fue analizada con el histograma y el estadístico Jarque-Bera de los residuales (véase cuadro 9 y gráfico 1). Según los resultados, el estadístico tiene un valor de 4,82 < 6 y una probabilidad de 0,089 > 0,005, por lo que se concluye que los residuales se comportan como una normal.

Gráfico 1. Normalidad



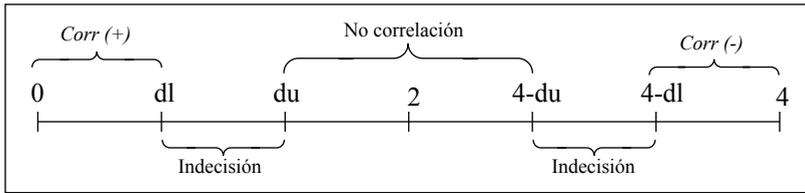
Fuente: Elaboración propia.

⁸ Al analizar los valores del R cuadrado se verificó que la especificación del modelo recogía más del 66% de la variación de la generación de residuos.

⁹ La diferencia entre el R cuadrado ajustado y el R cuadrado sin ajustar fue relativamente baja, por lo que no hubo indicios de problemas de especificación del modelo.

Para corroborar la no existencia de correlación de los residuales se tomó el valor de 1,824, correspondiente al estadístico Durbin-Watson (véase cuadro 9). De acuerdo con el gráfico 2, el estadístico cae en la región de no autocorrelación. De igual forma, se utilizó el test de Breush-Godfrey (véase cuadro 10) para confirmar el resultado anterior y se encontró que la probabilidad asociada al estadístico de prueba (OBS*R-squared) fue $0,5159 > 0,05$, por lo que con un nivel de significancia del 5% se puede concluir que los residuales no están correlacionados.

Gráfico 2. Autocorrelación (Durbin-Watson)



Fuente: Elaboración propia.

Los valores críticos para $n = 61$ y $k - 1 = 7$ a un 5% de significancia, son:

$$dl \cong 1.32$$

$$du \cong 1.62$$

Cuadro 10. Autocorrelación (test de Breusch – Godfrey)

Breusch-Godfrey serial correlation LM test:			
F-statistic	0,362244	Prob. F(1,52)	0,5499
Obs*R-squared	0,422001	Prob. Chi-Square(1)	0,5159

Fuente: Elaboración propia.

La hipótesis nula de homocedasticidad del modelo se analiza con el test de White. En el cuadro 11 se encuentra la probabilidad asociada al estadístico de prueba (OBS*R-squared) de $0,6629 > 0,05$, lo que permite concluir, con un 5% de significancia, que el modelo es homocedástico.

Cuadro 11. Heterocedasticidad (test de White)

Heteroskedasticity test: White			
F-statistic	0,672515	Prob. F(7,53)	0,6943
Obs*R-squared	4,976191	Prob. Chi-Square(7)	0,6629
Scaled explained SS	5,699511	Prob. Chi-Square(7)	0,5752

Fuente: Elaboración propia.

Sobre la estructura del modelo se pueden presentar los siguientes problemas: muestra pequeña, regresores estocásticos, multicolinealidad y cambio de estructura. En cuanto a la muestra, el modelo cuenta con 61 observaciones y estima 8 parámetros, por tanto sus grados de libertad son 53. Un modelo tiene una muestra grande cuando tiene más de 15 grados de libertad, en este caso no se presentan problemas de muestra pequeña.

Los regresores son en su mayoría variables ficticias y el modelo no cuenta con variables proxy, no es multiecuacional y no tiene la variable endógena rezagada como regresor. Estas razones son suficientes para considerar que el modelo no tiene regresores estocásticos.

Para verificar la existencia de multicolinealidad se construyó la matriz de correlaciones de los regresores. Se considera que existen indicios de multicolinealidad cuando el coeficiente de correlación entre dos variables es elevado, generalmente cuando es mayor a 0,75. En el cuadro 12 se observa que ningún coeficiente es mayor a 0,75 y el determinante, aunque es bajo, está alejado de cero, por lo que se puede concluir que no hay multicolinealidad.

Cuadro 12. Matriz de correlaciones de los regresores

	LTNM	LNV	ES4	ES5	R2	R3	R4
LTNM	1	-0,68754	-0,35347	0,04903	0,49016	0,08897	0,25799
LNV	-0,68754	1	0,11593	-0,11903	-0,33065	-0,31455	-0,28218
ES4	-0,35347	0,11593	1	-0,17063	-0,06229	-0,07915	-0,05501
ES5	0,04903	-0,11903	-0,17063	1	-0,03557	0,15631	0,10864
R2	0,49016	-0,33065	-0,06229	-0,03557	1	-0,17139	-0,11912
R3	0,08897	-0,31455	-0,07915	0,15631	-0,17139	1	-0,04877
R4	0,25799	-0,28218	-0,05501	0,10864	-0,11912	-0,04877	1

Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, para evaluar la formulación del modelo se aplicó el test Reset de Ramsey (véase cuadro 13) con la hipótesis nula de que la formulación funcional del modelo era correcta. Con una probabilidad asociada al F-statistic de 0,9821, el contraste no rechaza la hipótesis nula, con lo cual se concluye que el modelo posee una formulación funcional correcta.

Cuadro 13. Análisis funcional y estructural del modelo

Ramsey Reset test:			
F-statistic	0,000508	Prob. F(1,52)	0,9821
Log likelihood ratio	0,000596	Prob. Chi-Square(1)	0,9805

Fuente: Elaboración propia.

6. DISCUSIÓN

Los datos arrojados por el estudio constituyen una base sólida para comprender la penetración de la opción tarifaria multiusuario en Medellín. Estos resultados están relacionados con las características demográficas de la población estudiada, es decir, los estratos más altos. Primero, desde una perspectiva racional-económica, es, en estos estratos, donde se genera una mayor reducción tarifaria. Es notorio que la principal ventaja percibida de la implementación de la opción tarifaria multiusuario es la disminución de la tasa de saneamiento cargada a los usuarios. Este resultado es coherente con los hallazgos de van Houtven y Glenn (1999), quienes encontraron que el beneficio más tangible de los programas de pago por generación son los ahorros en los costos de disposición, lo que se traduce en menores tarifas para los usuarios.

Aparte de estos beneficios se pudo comprobar que el sistema tarifario multiusuario constituye un incentivo económico para los usuarios del servicio de saneamiento. Dicho incentivo se puede corroborar teniendo en cuenta la elasticidad del precio a la disposición de desechos, la cual fue de $-0,972$, hallada a partir de la estimación del modelo econométrico. Este valor está en el rango de $-0,08$ y $-1,39$ reportado por Dijkgraaf y Gradus (2004) en su revisión sobre estudios de elasticidad al precio en los Estados Unidos, los Países Bajos y Corea.

Además de los beneficios económicos, un segundo aspecto que moviliza el interés en el sistema son las consideraciones ambientales. La preocupación por el medio ambiente es una de las razones manifestadas por los adoptantes de la tarifa multiusuario lo que se debe, en parte, al rol de los asesores ambientales, quienes ayudaban en la elaboración de planes de manejo integral de residuos sólidos (PMIRS) e informaban a los administradores sobre las bondades de la tarifa. Los resultados obtenidos son consistentes con el trabajo de Fahy (2005), quien muestra que aquellas personas que se involucran y participan en programas de manejo de residuos están, en su gran mayoría, preocupadas por el medio ambiente.

Un tercer aspecto a resaltar se relaciona con el cumplimiento de criterios exigidos por la norma para optar por la opción multiusuario de saneamiento. Las unidades de estratos altos tienen una mayor probabilidad de cumplir con dichos requisitos. Ello hace pensar, naturalmente, en que se deben buscar mecanismos que faciliten que todas las unidades residenciales puedan cumplir con normas y exigencias de modo que esto no sea una barrera para optar por la aplicación del sistema.

Es interesante constatar, corroborando estudios precedentes, que a medida que se incrementa el estrato también lo hace la cantidad de residuos. Esto es explicable teniendo en cuenta las fuentes principales de generación de desechos residenciales, entre las cuales están las actividades de compra, consumo y desecho de bienes. Dichas actividades se encuentran relacionadas con el nivel de ingresos del hogar, el cual guarda cierta correspondencia con el estrato socioeconómico del suscriptor. Este hallazgo se asocia con los

resultados del estudio de Wertz (1976), quien al estimar la elasticidad del ingreso a la producción de basura encontró una relación positiva de 0,279 entre ambas variables. Así mismo, en el trabajo de Van Houtven y Glenn (1999) se corrobora la hipótesis de que aquellos hogares con mayores ingresos producen mayor cantidad de residuos.

El tema del reciclaje cobra relevancia cuando se habla de los posibles efectos de los sistemas de pago por generación. El efecto sobre el reciclaje se puede establecer cuando se comparan dos momentos, antes de la aplicación del sistema teniendo como referente una medida de las cantidades recicladas por los suscriptores y, en un segundo momento, luego de su implementación, al revisar las cantidades recicladas de forma que permita atribuir dicho resultado al sistema de pago por generación en desarrollo. Sobre el particular, este estudio no permitió determinar si la tarifa multiusuario promovía el reciclaje por el hecho de que no toma dos momentos distintos para comparar resultados, y también porque en la región donde se hizo el estudio nunca ha habido una medición de cantidades recicladas por los usuarios que sirviera de referente, pues se trabaja, principalmente, con datos agregados para establecer la reducción de desechos.

En esa dirección, es necesario pensar en mecanismos alternos, como programas de reciclaje, que incentiven las actividades de separación de residuos en la fuente y que puedan ser medidos en diferentes momentos para comparar los efectos del sistema. Uno de los factores que pudiese incrementar el reciclaje es que los consumidores tuvieran la opción de adquirir bienes poco generadores de basura en lugar de bienes altamente generadores. En la investigación de Davies *et al.* (2005) se muestra la frustración sentida por la comunidad al disponer de pocas opciones en la compra de bienes sin empaquetar. En este caso, entre más comunidades se interesen en comprar bienes menos contaminantes, habrá una mayor presión para que las compañías produzcan y distribuyan productos amigables para el medio ambiente.

Adicionalmente, los suscriptores evalúan el costo de transacción de las actividades de reciclaje, para lo cual se debe trabajar en la conveniencia y facilidad de desechar este tipo de materiales al interior de la unidad residencial. Sobre este punto, el estudio de Jenkins *et al.* (2000) determinó que los programas de reciclaje en donde se recoge el material directamente en los hogares es un 20% más efectivo que aquellos programas donde las personas deben llevar el material reciclado a un sitio de depósito. Así mismo, estos desechos, producto del reciclaje, tienen que encontrar una salida al mercado, por lo que las cadenas productivas y las redes locales de reciclaje juegan un papel primordial en recoger los materiales, comercializarlos, aprovecharlos y transformarlos.

Llama la atención el hecho de que algunos usuarios de los conjuntos agrupados desconocían la tarifa multiusuario y sus beneficios. En ciertas situaciones no eran conscientes de la reducción en la tasa de saneamiento posterior a la implementación del sistema o no sabían que en la unidad residencial se había aplicado la opción multiusuario. Es necesario evaluar allí varios aspectos, por un lado, la comunicación y los mecanismos de convocatoria de los usuarios y, por otro, la efectividad del sistema como incentivo

económico para los suscriptores y los cambios de comportamiento (por ejemplo, llevarlos a reciclar más o a comprar productos con menor embalaje) que la tarifa pudiera generar en los residentes.

Entre las dimensiones que permiten comprender si el uso del sistema multiusuario resulta efectivo está la percepción de beneficios. Jenkins (1993) hace referencia a cómo los pagos por generación pueden generar un incentivo mínimo en los suscriptores, ya que estos pagos pueden ser percibidos como un desembolso muy pequeño dentro del presupuesto total de gastos del hogar (siendo esto mucho más notorio en estrato altos) y por tanto, una reducción en la tasa de saneamiento no sería lo suficientemente fuerte para disminuir la cantidad de desechos generados.

Otro de los puntos tratados por el autor es que la cantidad de basura generada por los hogares depende de sus patrones de compra y de consumo, por lo que es muy difícil incidir en el comportamiento de este consumidor, aunque hay trabajos que sugieren que el comportamiento puede ser modificado a través de técnicas de persuasión como el mercadeo social aplicable tanto al sector productivo (en cuanto a reducir envases y embalajes) como a generar actitudes y comportamientos que protejan el medio ambiente en los residentes (González Ruiz 1993).

7. CONCLUSIONES

Este artículo pretendía analizar y modelizar los efectos de la aplicación de la opción tarifaria multiusuario en unidades residenciales de la ciudad de Medellín. Los datos arrojaron que la principal ventaja percibida de la implementación de dicho sistema es la disminución de la tasa de saneamiento cobrada a los usuarios, siendo mayor para estratos altos. La modelización económica indicó que la aplicación del sistema constituye un incentivo económico para las unidades residenciales, y sus habitantes, al evidenciar la elasticidad del precio a la disposición de desechos.

Otro efecto preponderante, señalado por los participantes, es el compromiso con el medio ambiente declarado entre las razones de adopción del sistema. Para contribuir a fortalecer esta conciencia ambiental, sería interesante analizar el efecto que tendría sobre la producción de desechos la implementación de políticas públicas orientadas a que el sector industria/manufactura produzca bienes con menor embalaje. El tema ya tiene un referente importante en el desarrollo del conocimiento científico (González Ruiz 1993). En ese sentido, llegarían a los hogares bienes con menos desechos potenciales incorporados lo que podría facilitar la reducción de basuras.

Se considera relevante que estudios como este se adelanten en diversas ciudades latinoamericanas, que permitan hacer comparaciones de los mecanismos utilizados con sus respectivos resultados para comprender mejor el funcionamiento del sistema, su eficacia y para mejorar las prácticas locales.

ANEXOS

Anexo 1. Cuestionario utilizado para la recolección de datos

Número de encuesta _____ Número aleatorio _____	
ENCUESTA TARIFA MULTIUSUARIOS DE SANEAMIENTO	
1. Nombre de la urbanización: _____	12.2. No proporciona una reducción considerable en la tarifa de saneamiento _____
2. Dirección: _____	12.3. No se cuenta con recursos e instalaciones adecuadas para implementar el sistema _____
3. Barrio: _____	12.4. No fue aprobado en la asamblea de copropietarios _____
4. Número de viviendas: _____	12.5. Otras razones. ¿Cuáles? _____
5. ¿Qué estrato aparece en la cuenta de servicios de Empresas Públicas de Medellín? _____	13. ¿Hay un programa de reciclaje dentro de la unidad residencial? 13.1. Si _____ ¿Por qué? _____ 13.2. No _____ ¿Por qué? _____
6. ¿Se encuentra la urbanización acogida al sistema tarifario multiusuarios? 6.1. Si _____ Responder sólo de la pregunta 7 a la 11 6.2. No _____ Responder sólo de la pregunta 12 a la 14 6.3. En proceso _____ Responder sólo las preguntas 15 y 16	14. ¿Estaria dispuesto en un futuro cercano a acceder al sistema tarifario multiusuarios? 14.1. Si _____ ¿Por qué? _____ 14.2. No _____ ¿Por qué? _____
7. ¿En qué fecha recibió la primera factura bajo el sistema tarifario multiusuarios de saneamiento? _____	Termina la encuesta para la respuesta <u>NO</u> en la pregunta 6.
8. ¿Cuál era la tarifa de saneamiento que pagaba cada usuario antes de la aplicación del sistema tarifario multiusuarios? Cargo total: _____	15. ¿Cuál es el motivo principal por el cual decidieron implementar la tarifa multiusuarios? 15.1. Por solicitud de los copropietarios _____ 15.2. Por la iniciativa de la administración _____ 15.3. Otra. ¿Cuál? _____
9. ¿Cuál es la tarifa de saneamiento que se aplica actualmente en la cuenta de servicios públicos? Cargo total: _____	16. ¿Qué ventajas ve en la tarifa multiusuarios? 16.1 Reduce la tarifa de saneamiento _____ 16.2 Contribuye a la limpieza _____ 16.3 Otro. ¿Cuál? _____
10. ¿Cuál fue el resultado del aforo, tanto en metros cúbicos como en densidad? 10.1. Metros cúbicos: _____ 10.2. Densidad: _____ 10.3. No sabe / no responde _____	Termina la encuesta para la respuesta <u>EN PROCESO</u> en la pregunta 6.
11. ¿Aproximadamente, cuantos kilogramos al mes se reciclan internamente en la unidad residencial? 11.1. 0 a 100 Kg _____ 11.2. 101 a 200 kg _____ 11.3. 201 a 300 kg _____ 11.4. 301 a 400 kg _____ 11.5. Más de 400 kg _____	Nombre del encuestado: _____ Nombre del encuestador: _____ Fecha: _____
Termina la encuesta para la respuesta <u>SI</u> en la pregunta 6.	MUCHAS GRACIAS POR LA COLABORACIÓN
12. De las siguientes opciones, cuál considera usted que se ajusta más a la razón por la cual no han accedido a la opción tarifaria multiusuarios (seleccione una respuesta). 12.1. Desconocimiento de la norma _____	

REFERENCIAS

ACQUATELLA, J.

2001 *Aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental en América Latina y el Caribe: desafíos y factores condicionantes*. Santiago de Chile: Naciones Unidas.

ÁREA METROPOLITANA DEL VALLE DE ABURRÁ

2004 Resolución metropolitana 10202-000526 del 23 de septiembre de 2004 . Medellín.

ÁREA METROPOLITANA DEL VALLE DE ABURRÁ, UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA Y ASOCIACIÓN DE INGENIEROS SANITARIOS Y AMBIENTALES DE ANTIOQUIA

2006 *Plan de gestión integral de residuos sólidos regional del Valle de Aburrá*. Resumen ejecutivo.

BANCO DE LA REPÚBLICA DE COLOMBIA

2010 *Series estadísticas, tasas de cambio*. Recuperado el 6 de noviembre de 2010. <http://www.banrep.gov.co/series-estadisticas/see_ts_cam.htm#tasa>.

CANTERBURY, J.

1998 «How to succeed with pay as you throw». *BioCycle*, Vol. 39, N° 12, pp. 30-35.

CZAJA, R.

1998 «Questionnaire pretesting comes of age». *Marketing Bulletin*, 9, pp. 52-66.

COMISIÓN DE REGULACIÓN AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BÁSICO (CRA)

1996 Resolución 17 del 4 de julio de 1996. «Por la cual se permite una opción tarifaria para multiusuarios residenciales, no residenciales y mixtos por concepto del servicio ordinario de aseo». Bogotá.

2001 Resolución 151 del 23 de enero de 2001. Bogotá, Colombia.

2002a Resolución 233 del 7 de octubre de 2002. «Por la cual se establece una opción tarifaria para los multiusuarios del servicio de aseo, se señala la manera de efectuar el cobro del servicio ordinario de aseo para inmuebles desocupados y se define la forma de acreditar la desocupación de un inmueble». Bogotá.

2002b Resolución 236 del 7 de noviembre de 2002. «Por la cual se establece la metodología para la realización de aforos a multiusuarios y se modifica la Resolución 233 de 2002». Bogotá.

2003 Resolución 247 del 21 de mayo de 2003. «Por la cual se modifica el artículo 4° de la Resolución 233 de 2002, en relación con los requisitos que el usuario agrupado debe cumplir para acceder a la opción tarifaria de multiusuarios». Bogotá.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (DANE)

2011 *Series de población 1985-2020*. Recuperado el 10 de junio de 2011. <http://www.dane.gov.co/daneweb_V09/index.php?option=com_content&view=article&id=238&Itemid=121>.

DAVIES, A., F. FAHY y D. TAYLOR

2005 «Mind the gap! Householder attitudes and actions towards waste in Ireland». *Irish Geography*, Vol. 38, N° 2, pp. 151-168.

DIJKGRAAF, E. y R. GRADUS

2004 «Cost savings in unit-based pricing of household waste. The case of The Netherlands». *Resource and Energy Economics*, 26, pp. 353-371.

DUNNE, L., F. CONVERY y L. GALLAGHER

2008 «An investigation into waste charges in Ireland, with emphasis on public acceptability». *Waste Management*, 28, pp. 2826-2834.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA)

2009 *Wastes - Resource Conservation - Conservation Tools - Pay-As-You-Throw*. Recuperado el 12 de Noviembre de 2009. <<http://www.epa.gov/epawaste/conservation/tools/payt/research.htm>>.

ESCOBAR BLANCO, P. y G. LÓPEZ ÁLVAREZ

2008 «Dualidades del regulador. A propósito de la opción tarifaria multiusuarios del servicio de asco». *Letras Jurídicas*, Vol. 13, N° 1, pp. 175-191.

FAHY, F.

2005 «The right to refuse: public attitudes and behaviour towards waste in the West of Ireland». *Local Environment*, Vol. 10, N° 6, pp. 551-569.

FULLERTON, D. y T. KINNAMAN

1996. «Household responses to pricing garbage by the bag». *American Economic Review*, Vol. 86, N° 4, pp. 971-984.

GAB, COMISIÓN DE REGULACIÓN DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BÁSICO Y MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL

2008 *Análisis de la producción de residuos sólidos de pequeños y grandes productores en Colombia*. Bogotá.

GILPIN, A.

2003 *Economía ambiental un análisis crítico*. México, DF: Alfaomega.

GONZÁLEZ RUIZ, L.

1993 *Tesis doctoral: Marketing de reciclado*. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

HERNÁNDEZ R., C. FERNÁNDEZ y P. BAPTISTA

1999 *Metodología de la investigación*. México, D. F.: McGraw-Hill.

HORTON, T.

1999 «Environomics: can the marriage of economics and the environment end happily ever after?». *Element*, pp. 50-57.

JENKINS, R.

1993 *The economics of solid waste reduction*. Aldershot: Edward Elgar Publishing Limited.

JENKINS, R., S. MARTÍNEZ, K. PALMER y M. PODOSKY

2000 *The Determinants of household recycling: a material specific analysis of recycling programa features and unit pricing*. Washington, D. C.: Resources for the Future.

KINNAMAN, T., y D. FULLERTON

2000 «Garbage and recycling with endogenous local policy». *Journal of Urban Economic*, Vol. 48, N° 3, pp. 419-442.

KUTZMARK, T. y J. CANTERBURY

1996 «One step closer to a sustainable future». *Pubic Management*, Vol. 78, N° 4, pp. 4-9.

LE BOZEC, A.

2008 «The implementation of PAYT system under the condition of financial balance in France». *Waste Management*, 28, pp. 2786-2792.

MIRANDA, M. L., J. W. EVERETT, D. BLUME y B. A. ROY

1994 «Market based incentives and residential municipal solid waste». *Journal of Policy Analysis and Management*, Vol. 13, N° 4, pp. 681-698.

NORTH CAROLINA ENVIRONMENT AND NATURAL RESOURCES (NCDENR)

1999 *Pay-as-you-throw program (PAYT)*. Recuperado el 25 de agosto de 2006. <<http://www.p2pays.org/ref/01/00365.pdf>>.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD)

2004 *Addressing the economics of waste*. Paris: OECD Publishing.

PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA DE COLOMBIA

2002 Decreto 1713 del 6 de agosto de 2002. «Por el cual se reglamenta la Ley 142 de 1994, la Ley 632 de 2000 y la Ley 689 de 2001, en relación con la prestación del servicio público de aseo, y el Decreto Ley 2811 de 1974 y la Ley 99 de 1993 en relación con la Gestión Integral de Residuos Sólidos». Bogotá.

PUIG-VENTOSA, I.

2008 «Charging systems and PAYT experiences for waste management in Spain». *Waste Management*, 28, pp. 2768-2771.

SAKAI, S., T. IKEMATSU, Y. HIRAI y H. YOSHIDA

2008 «Unit-charging programs for municipal solid waste in Japan». *Waste Management*, 28, pp. 2815-2825.

SEPÚLVEDA, L. y R. AGUDELO

2007 «Formulación del plan de gestión integral de residuos sólidos regional del Valle de Aburrá». *Producción + Limpia*, Vol. 2, N° 1, pp. 7-17.

SKUMATZ, L.

1996 *Nationwide diversion rate study: quantitative effects of programme choices on recycling and gree waste diversion - beyond case studies*. Seattle: Skumatz Economic Research Associates, Inc.

2000 *Measuring source reduction: pay as you throw / variable rates as an example*. Seattle: Skumatz Economic Research Associates, Inc.

SKUMATZ, L. y D. FREEMAN

2006 *Pay as you throw (PAYT) in the US: 2006 update and analyses*. Superior: Skumatz Economic Research Associates, Inc. (SERA).

SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS PÚBLICOS DOMICILIARIOS

2006 *Situación de la disposición final antes y después de la Resolución MAVDT 1390 de octubre de 2005*. Bogotá.

2009 *Situación de la disposición final de residuos sólidos en Colombia - diagnóstico 2009*. Bogotá.

VAN HOUTVEN, G. y M. GLENN

1999 «Household behavior under alternative pay-as-you-throw systems for solid waste disposal». *Land Economics*, Vol. 75, N° 4, pp. 515-537.

WERTZ, K.

1976 «Economic factors influencing households production of refuse». *Journal of Environmental Economics and Management*, 2, pp. 263-272.