

Valoración ambiental del reciclado de residuos: El caso de Quilmes, Argentina

*Environmental valuation of waste recycling: The case of
Quilmes, Argentina*

Mariana Saidón*

Códigos JEL: Q51, Q58, C35

Recibido: 10/07/2012, Revisado: 05/10/2012, Aceptado: 01/11/2012

Resumen

El artículo analiza cuáles factores afectan significativamente la valoración ambiental en el campo del manejo de residuos sólidos domiciliarios en el distrito de Quilmes (Argentina). Se utilizan dos modelos econométricos basados en los métodos probit y probit ordenado. Se trabaja con la técnica de valoración contingente proponiéndose el tiempo esfuerzo como estándar para evaluar las preferencias de los individuos. La evidencia empírica muestra que el nivel de educación formal y la confianza en que el gobierno implemente una política adecuada de manejo de residuos inciden significativamente en la disposición a cooperar de la población; de igual manera se advierten diferencias de género en términos de la magnitud del esfuerzo que la población de Quilmes estaría dispuesta a realizar.

Palabras clave: valoración, probit ordenado, ambiente, residuos.

Abstract

This paper analyzes what factors significantly affect the environmental valuation in the field of solid waste management in the district of Quilmes (Argentina). In order to identify the factors affecting such a valuation, a probit and an ordered probit econometric models were used. The procedure was implemented using the contingent valuation technique and the time-effort was proposed as a standard to evaluate individual preferences. The main findings show that the level of formal education and the confidence in an appropriate government policy for waste management significantly affect population willingness to cooperate. It was also found that gender differences are significant in terms of the magnitude of the effort that the population of Quilmes would be willing to make.

Keywords: Valuation, ordered probit, environment, waste.

* Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Centro de Estudios de Estado y Sociedad (CEDES). Dirección postal: Avenida Corrientes, 3740, 13A, CABA, Código Postal 1194, Buenos Aires-Argentina. Correo electrónico: msaidon@econ.uba.ar, msaidon@yahoo.com.

1. Introducción

Las alternativas de tratamiento y disposición final que pueden darse a los residuos que producen los hogares afectan la calidad ambiental de manera disímil. En particular, la gestión de residuos en los países en desarrollo suele ser tradicional y pobre, pues está orientada a la incineración y al entierro indiscriminado en rellenos sanitarios, y afecta el ambiente y el bienestar de los hogares que allí residen (Tadesse, 2009).

Específicamente, en los grandes centros urbanos de la Argentina se ha realizado un enterramiento sistemático como destino final para los residuos producidos por los hogares. Esto ha contaminado el aire, el suelo y el agua y ha incidido de manera negativa sobre la salud de los habitantes de la zona y sobre el ecosistema en general. Asimismo, esta práctica genera una pérdida de oportunidad de reinsertar los residuos generados por los hogares en el sistema productivo como insumos y ha propiciado la innecesaria extracción de nuevos recursos naturales para la producción (Van Den Bergh, 2008).

Alternativamente, el reciclado de residuos resulta una práctica pro-ambiental con relación a disponer los residuos en rellenos (Oliveira y Rosa, 2003; Troschinetz y Mihelcic, 2009). Esto permite reducir tanto los niveles de contaminación como la extracción de recursos naturales, respecto de las prácticas tradicionales.¹

Empero, sin la cooperación de la ciudadanía, el proceso de gestión de los residuos orientado a la recuperación de materiales se volvería complejo y costoso. Por lo tanto, resulta interesante examinar, por ejemplo, si inciden en la *disposición a cooperar* el nivel de educación formal, la confianza en el gobierno, la edad y el género, entre otros. En este sentido, este trabajo tiene por objetivo investigar cuáles factores resultan significativos para explicar la valoración ambiental de los individuos en el ámbito del manejo de residuos sólidos domiciliarios, suponiendo que la *disposición a cooperar* en programas de reciclado, una vez que se explicitan y enfatizan los beneficios ambientales de hacerlo, refleja tal valoración.

Para ello, se realizan estimaciones a través de modelos micro-económicos sobre la base de datos obtenidos en una encuesta realizada

en el distrito de Quilmes (Argentina) en el año 2010. En particular, se aplican modelos *probit* y *probit ordenado*² para contrastar los resultados correspondientes a dos medidas alternativas de valoración. Así como la posibilidad de contraponer los resultados (obtenidos a partir de ambas especificaciones) resulta novedosa, igualmente ocurre con su aplicación al campo del estudio de las valoraciones ambientales en el manejo de residuos.

La originalidad del estudio, a su vez, radica en la adopción de un estándar de *tiempo-esfuerzo* para medir valoraciones. Esto resulta relevante en su aplicación a *países en desarrollo* como la Argentina, en especial en áreas que se caracterizan por incluir sectores en condiciones de alta vulnerabilidad social, en los cuales la aplicación de experimentos de valoración basados en la utilización del dinero como estándar resultan poco factibles.

En lo que sigue, el trabajo se estructura de la siguiente manera: en la segunda sección se hace referencia al marco teórico que guía la investigación. Luego, se detalla el marco metodológico con el que se trabaja. En la cuarta sección se especifican las características relevantes del estudio de caso. En la quinta sección se describen algunas características de la información estadística que sirven de base al estudio empírico. En el sexto apartado se comentan los principales resultados econométricos obtenidos a partir de las estimaciones realizadas. Y, finalmente, se presentan las conclusiones.

2. Marco teórico

Para estudiar la incidencia de diversos factores sobre las valoraciones de los individuos respecto de un manejo de residuos orientado al reciclado (el cual se supone que es promotor de una mayor calidad ambiental), debe especificarse un enfoque a través del cual se puedan explicar y expresar tales valoraciones.

En este trabajo se estudiarán valoraciones totales, incluyendo valor de uso y valor de no uso. Por otra parte, se supone que los individuos tienen ciertas preferencias que les permiten una ordenación de manera

consistente. Se supone que existe reflexividad, completitud, transitividad y continuidad en un conjunto de bienes y servicios, incluyendo un bien que representa cierto nivel de calidad ambiental y una canasta de bienes y servicios de mercado. Entonces, cada individuo puede elegir entre distintas combinaciones de bienes de mercado y calidad ambiental estableciendo cierto orden entre ellas. En consecuencia, como se cumple el supuesto de elección racional para todos estos bienes y servicios, puede definirse una función de utilidad como representación ordinal de las preferencias que dependa de un bien compuesto “ x ” de bienes y servicios privados y una dotación “ A ” de calidad ambiental (Hanley *et al.*, 1997).

Entonces, si el individuo i tuviera una dotación inicial $a=(A_0, x_0)$ y si existiera una política que cambiara la canasta de consumo de manera que la utilidad aumentara, en particular a través de una mejora en la calidad ambiental, desde A_0 hasta A_1 , manteniendo x fijo, entonces, se determinaría un *superávit del consumidor*. Esto implicaría un máximo de *disposición a pagar* (un *superávit hicksiano compensatorio*) para asegurar tal incremento y garantizar que el individuo alcance su nivel de utilidad original. Esto envolvería renunciar a determinada cantidad de bienes y servicios de mercado a cambio de mayor calidad ambiental.

La *disposición a pagar*, entonces, puede utilizarse para representar la valoración económica de una mejora en la calidad ambiental. A su vez, como la *disposición a pagar* por ciertos servicios ambientales es un *superávit del consumidor* y se basa en la teoría de la elección racional, entonces, es posible realizar estudios relacionados con preferencias.

Pueden citarse diversos trabajos orientados al estudio de valoraciones ambientales específicamente en el ámbito de los residuos como cuestión ambiental. Generalmente, estos estudios utilizan un estándar monetario –de *disposición a pagar*– para examinar valoraciones. Un ejemplo es el caso de un trabajo que utiliza un cuestionario de *valoración contingente*³ a través de un formato *referéndum* para estimar la *disposición a pagar* por parte de los hogares a fin de reducir el riesgo de muerte prematura por residuos peligrosos en el ambiente (DuVair y Loomis, 1993). Otra investigación realizada en Varberg (Suiza) examina valoraciones en función de la *disposición a pagar* por una gestión

adecuada de los residuos que incluye su reciclado y compostaje, según el tipo de residuos (Sterner y Bartelings, 1999). También, entre otros, puede mencionarse un estudio orientado a examinar las valoraciones de los residentes de Macao (China), respecto de políticas alternativas de manejo de residuos, a través del método de *valoración contingente* y de un *experimento de elección* (Jin et al., 2006).

Sin embargo, un contexto como el prevaleciente en Quilmes pone en tela de juicio la pertinencia de aplicar las técnicas comúnmente aceptadas utilizando el dinero como estándar, sin mediación alguna. Por un lado, en Quilmes, las condiciones de alta vulnerabilidad económico-social de algunos sectores, incluyendo muchas veces la imposibilidad de cubrir sus necesidades básicas, hace que las restricciones de ingresos operen no dejando grados de libertad para algún tipo de ejercicio de valoración en términos de *disposición a pagar*. Específicamente, el alto número de valores nulos que potencialmente podrían declararse debido a restricciones prohibitivas en términos de ingresos llevaría a una gran cantidad de respuestas que no representarían valoración. A esto se suma que la amplia desigualdad en términos económico-sociales entre sectores implicaría que la utilización de ese tipo de medidas de valoración podría llevar a resultados potencialmente inexactos, reflejando sobrevaloraciones en los sectores con mayor poder adquisitivo. Por otra parte, en las entrevistas realizadas este tipo de propuesta generó la irritación de muchos, quienes expresaron que no estarían dispuestos a pagar ninguna suma adicional a las contribuciones que actualmente realizan. Se advirtió un sentimiento bastante generalizado de que los recursos no se utilizan para garantizar muchas cuestiones urgentes. En consecuencia, el formato de pregunta basado en la *disposición a pagar* en un contexto como el descrito generaría significativas *respuesta-protesta* que llevaría a invalidar la información obtenida si lo que se busca es obtener una aproximación cuantitativa a la valoración ambiental de los agentes.

Por otra parte, la separación de residuos en origen es costosa para los hogares en términos de tiempo, esfuerzo (Morris y Holthausen, 1994) y espacio físico en la vivienda. A su vez, si no existen incentivos monetarios vinculados a los residuos –como ocurre en el caso de Quilmes– los costos en términos de tiempo son dominantes (Kipperberg, 2007).

Cada individuo, ante la implementación de un programa de reciclado, podría elegir cuánto de su tiempo disponible dedicar al ocio y cuánto a tareas vinculadas al reciclaje. A su vez, debido a que la separación de residuos es una tarea que el individuo debe realizar en su hogar y está directamente vinculada a y en permanente interacción –con las tareas que desarrolla en el hogar– resulta pertinente suponer que el individuo elige entre ocio y reciclado, una vez que definió cuántas horas destinará al mercado laboral.⁴

Sobre la base de estas afirmaciones, el valor del bien compuesto “ x ” podría reinterpretarse en términos de *tiempo-esfuerzo* como estándar, como alternativa a la utilización de un estándar monetario. En este sentido, puede considerarse que a mayor tiempo y esfuerzo dedicado al reciclado existe un costo de oportunidad con respecto al ocio. Sterner y Bartelings (1999), en efecto, encontraron evidencia a favor de que el compromiso físico puede ser visto como una alternativa al pago, explicando que el tiempo invertido en el manejo de residuos es una medida alternativa de *disposición a pagar* y que, probablemente, sea un mejor estándar para medir el interés en el tema. A su vez, de acuerdo con Hanley *et al.* (1997), refinar los métodos de valoración es una tarea importante.

Por otra parte, puede observarse que como la utilidad de los hogares es mayor con A_1 que con A_0 se espera que estén dispuestos a ofrecer al menos algo de tiempo y disfrute de ocio para alcanzar A_1 . Su máxima disposición a colaborar (MDC) puede definirse como el tiempo-esfuerzo que aseguraría que su bienestar con A_1 es idéntico al bienestar que se tenía con A_0 .

Entonces, puede especificarse la MDC en términos de *tiempo-esfuerzo* como una medida de variación compensatoria de cambio en el bienestar, es decir, es la máxima disposición del hogar a colaborar en términos de *tiempo-esfuerzo* para alcanzar la provisión del bien ambiental. Esta máxima disposición a colaborar se define:

$$MDC = f(S_1, S_2, \dots, S_k) \quad [1]$$

en donde S_1, S_2, \dots, S_k son los factores, S , que influyen sobre la MDC.

Sobre la base de este modelo se examinarán los factores que inciden de manera significativa en la *disposición a cooperar* de manera voluntaria y sin incentivos económicos en un programa gubernamental orientado al reciclado de residuos.

3. Marco metodológico

Para analizar la incidencia de diversos factores sobre las valoraciones ambientales de los individuos, con relación al destino que se dará a sus residuos, en primer lugar, se adoptaron los siguientes supuestos:

- El volumen de residuos producido por todos los individuos es aproximadamente el mismo. O bien, las diferencias en los volúmenes generados no resultan significativas en términos de cuánto tiempo, esfuerzo y espacio adicional implicaría una práctica de separación en origen.
- Una vez que se indican los beneficios ambientales de un programa gubernamental de separación en origen orientado al reciclado, se supone que quienes se declaran dispuestos a cooperar con un proyecto de este tipo lo harían efectivamente y, además, se comprometerían por motivos ambientales.
- En el hogar, los roles son flexibles. Por lo tanto, es factible que cada encuestado considere la opción de limpiar y separar sus propios residuos, incluso aunque actualmente no se ocupe de tareas vinculadas al tratamiento que se le da a los residuos que se producen en el hogar.

Bajo tales supuestos, los factores que potencialmente, se consideró, pueden incidir sobre las valoraciones han sido incluidos en el siguiente modelo:

$$ds = \alpha_0 + \alpha_1 ed + \alpha_2 di + \alpha_3 sx + \alpha_4 es + \alpha_5 s + \alpha_6 re + \alpha_7 cf + \varepsilon_1 \quad [2]$$

En donde las variables se definen como:

ds: Una variable dicotómica indicando si los encuestados declaran que participarían en un programa gubernamental separando sus residuos en dos bolsas, habiéndoseles informado acerca de los beneficios ambientales de tal decisión (1: si declaran que lo harían).

- ed*: Una variable categórica que indica la edad de cada persona medida en años.
- di*: Una variable ordinal que indica la frecuencia declarada de lectura de noticias en los periódicos (escala de 4 puntos con valores desde 0: nunca, a 3: todos los días).
- Sx*: Una variable dicotómica que indica el género (1: si es hombre).
- Es*: Una variable ordinal que mide el estatus económico declarado a través de un indicador de bienes durables en el hogar (escala de 5 puntos con valores desde 0: no dispone de bienes entre computadora con acceso a Internet, aire acondicionado, lavarropas y auto, a 4: dispone de los cuatro bienes).
- S*: Una variable dicotómica que representa el nivel de educación formal (1: si alcanzó, por lo menos, el nivel de educación secundario).
- Re*: Una variable dicotómica que indica si la persona trabaja o trabajó —o no— en la actividad del reciclado (1: si ha trabajado).
- Cf*: Una variable ordinal que indica el nivel de confianza en que el gobierno de Quilmes implemente políticas adecuadas de manejo de residuos (escala de 5 puntos con valores desde 0: nada, a 4: muchísima).
- ε_1 : es el término de error.

En consecuencia, la forma de este modelo sugiere que existen variables exógenas (*ed*, *di*, *sx*, *es*, *s*, *re*, *cf*) que representan factores que inciden sobre las valoraciones ambientales de los individuos.

Tales valoraciones están representadas, además, por una variable dicotómica (*ds*) que refleja la *disposición a cooperar* por parte de los encuestados en un programa de separación de residuos lo cual, según se informó a cada uno de ellos, implica un esfuerzo físico y un sacrificio en términos de tiempo, si se consideran las tareas necesarias de limpieza y separación de los materiales a reciclar. Sobre esta base, se adjudicaron valores a esta variable sobre la base de la técnica de valoración contingente convencional, pero apoyada en un estándar de *tiempo-esfuerzo*, como mecanismo de pago hipotético. Así, la *disposición a cooperar* se midió en términos de ese estándar, como resultado de un problema subyacente de utilidad, en donde los beneficios en términos de calidad ambiental de

tal cooperación fueron especificados con claridad en la instancia de la encuesta realizada.

Considerando que la variable ds es binaria, la ecuación [2] puede estimarse a través de un modelo *probit*.

Por otra parte, se propone re-especificar el modelo (2) reemplazando la variable dependiente dicotómica, ds , por una variable ordinal, mds , que indica la máxima *disposición a cooperar* en un programa de reciclado, separando residuos (en una escala de 7 puntos con valores iguales a cero 0 si no estaría dispuesto a separar y valores desde 2: si estaría dispuesto a separar en dos bolsas, hasta 7: si estuviera dispuesto a separar en 7 o más bolsas). Esto representaría una *proxy* del nivel de esfuerzo que los individuos están dispuestos a hacer. El modelo en este caso sería:

$$mds = \beta_0 + \beta_1 ed + \beta_2 di + \beta_3 sx + \beta_4 es + \beta_5 s + \beta_6 re + \beta_7 cf + \varepsilon_1 \quad [3]$$

De este modo, la variable dependiente propone respuestas múltiples que admiten una ordenación natural de las observaciones de acuerdo con la escala ordinal adoptada. Entonces, en lugar de estimar un *probit* estándar, que correspondería al caso de respuestas múltiples *no ordenadas*, resulta pertinente, siguiendo a Winship y Mare (1984), estimar un modelo *probit ordenado* (*oprobit*).

4. Características del caso de estudio

El caso analizado corresponde al distrito de Quilmes, ubicado en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. En particular, se trata de un municipio urbano industrial con una alta densidad de población (4.647 habitantes por kilómetro cuadrado, según datos del censo nacional de población y vivienda, 2010). El rápido crecimiento poblacional e industrial que se dio en el distrito que, entre otras cosas, no vino acompañado de políticas y regulaciones ambientales que evolucionaran a un ritmo semejante. El distrito generó una serie de problemas relevantes a los que las autoridades deben atender; entre ellos, este trabajo aborda el problema asociado al manejo de residuos sólidos domiciliarios.

La mayoría de los residuos del distrito, así como ocurre en gran parte de los centros urbanos de los *países en desarrollo*, son compactados

y se disponen en rellenos sanitarios de manera indiscriminada. Esto, como se mencionó, genera un impacto ambiental negativo sustantivo (en términos de contaminación) y, a su vez, implica la sobre-extracción de nuevos recursos naturales para la fabricación de bienes. Este manejo que se hace con los residuos, además de resultar relevante en términos de sus consecuencias ambientales sobre todo si se compara con la alternativa de separación en origen para la recuperación posterior de materiales, emerge como sustantivo en función de la alta incidencia presupuestaria que involucra. En particular, el tratamiento de residuos vigente implica al gobierno local un gasto de aproximadamente un 30 por ciento de presupuesto (dato basado en el presupuesto aprobado para el año 2009 en el distrito de Quilmes), lo cual resulta sumamente significativo. A su vez, se estima que estos costos serán crecientes debido a la escasez de tierras, entre otros factores. Sin embargo, constan algunas excepciones a este tratamiento sistemático de disposición en rellenos sanitarios que se da a los residuos domiciliarios.

Por un lado, existen prácticas informales de manejo de residuos. Algunos hogares, principalmente porque los camiones recolectores no pueden acceder a sus domicilios, disponen sus residuos en cursos de agua, los entierran o los queman. También existen grupos de personas (de manera informal) que trabajan como recicladores urbanos (“cartoneros”), recuperan materiales descartados por algunos hogares y los venden a ciertos sectores empresariales que, a su vez, los comercializan para convertirlos en insumos para la producción de otros sectores. Esto ha llevado a que en ciertos hogares, por altruismo y/o por conciencia ambiental, se halla decidido separar algunos residuos (principalmente papel, cartón o botellas *pet*) para cooperar con los recicladores que trabajan en el barrio. Por otra parte, el gobierno ha iniciado un programa piloto (“Quilmes Recicla”) en un barrio del distrito (en algunos hogares del barrio de Don Bosco) de recolección diferenciada de residuos para su posterior reciclado.

En otro plano, las características socio-económicas de la población que reside en el distrito son sumamente heterogéneas. En este sentido,

ante la alta variabilidad en las características que pueden adoptar distintos atributos de la población, este caso de estudio (Quilmes) resulta interesante para identificar la significatividad de esos factores para explicar las valoraciones de los individuos.

5. Los datos

Los datos utilizados para realizar las estimaciones mencionadas fueron tomados de la encuesta de residuos sólidos de Quilmes (2010). Fue implementada a través de un acuerdo entre la Universidad de Buenos Aires, la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (Argentina) y la Secretaría de Medio Ambiente, Higiene Urbana y Turismo de Quilmes.

Se trata de una muestra probabilística de 490 casos⁵ de la población del distrito de 16 años en adelante. Para la selección de los casos, en primer lugar, se escogieron 13 radios censales de acuerdo con la cartografía y las características económico-sociales evidenciadas a través del censo de población y vivienda del año 2010 y, luego, en cada uno de esos radios se tomó una muestra aleatoria de viviendas mediante un muestreo sistemático. Posteriormente, se seleccionó un adulto mayor de 16 años en cada vivienda mediante cuotas por sexo y tramo de edad. Esto último, a fin de evitar *sesgos de selección*⁶ (véase Anexo 1 más abajo, al respecto). Las entrevistas fueron realizadas por encuestadores capacitados de manera presencial en cada hogar. Luego del análisis de consistencia de datos, estos fueron trabajados con el herramental del paquete estadístico *STATA SE 10*.

En relación con las estadísticas descriptivas de las variables incorporadas en el modelo, plasmadas en el cuadro 1, uno de los aspectos que se destaca es que, una vez que se le explicaron sintéticamente los beneficios ambientales de hacerlo, la población se ha declarado, en su mayoría (82%), predispuesta a participar en programas orientados al reciclado, separando sus residuos en (dos) bolsas (variable *ds*).

Cuadro 1. Estadísticas resumen de las variables incorporadas en el modelo

| Variable | Min | Max | Media | Desv.Std. |
|----------|-----|-----|-------|-----------|
| Ds | 0 | 1 | 0,82 | 0,38 |
| Mds | 0 | 7 | 3,3 | 1,76 |
| Ed | 16 | 88 | 42 | 19 |
| Di | 0 | 3 | 1,39 | 1,08 |
| Sx | 0 | 1 | 0,46 | 0,5 |
| Es | 0 | 4 | 2 | 1,21 |
| S | 0 | 1 | 0,68 | 0,47 |
| Re | 0 | 1 | 0,08 | 0,26 |
| Cf | 0 | 4 | 1,52 | 1,18 |

Fuente: Elaboración propia sobre la base de datos de la encuesta de residuos sólidos de Quilmes (2010).

6. Resultados econométricos

Los resultados de la estimación de los modelos propuestos se presentan en el cuadro 2 y se interpretan como significativos a un nivel del 5 por ciento ($|z| > 2$). Los signos de las estimaciones resultaron plausibles y consistentes con lo esperado intuitivamente.

La especificación del modelo *A* surge de estimar el modelo *probit*, considerando la variable dependiente dicotómica *ds*. Esta estimación resume los efectos de los diversos factores contemplados sobre la probabilidad de que un individuo esté dispuesto a separar residuos. En particular, como puede observarse en el cuadro, el haber alcanzado por lo menos el nivel de educación secundaria, *s*, una mayor confianza en que el gobierno lleve a cabo una política adecuada de residuos, *cf*, y el haber sido reciclador, *re*, influyen significativamente sobre la probabilidad de que la gente esté dispuesta a separar, *ds*, una vez que se transmite a los agentes cierta base de información sobre los beneficios ambientales de hacerlo. Mientras tanto, la frecuencia de lectura de noticias en los periódicos, *di*, el género, *sx*, la edad, *ed*, y el nivel de bienes durables en el hogar, *es*, no resultaron variables relevantes en este sentido. En particular, se corroboró también que el estatus económico tampoco

resultó significativo representado a través de los ingresos individuales o de los ingresos *per cápita* del hogar cuando el modelo se estima vía *probit*.⁷

Cuadro 2. Significatividad de factores que inciden sobre valoraciones medidas a través de una variable dicotómica, *ds* (modelo A), y de una variable con respuestas múltiples, *mds* (modelo B).

| v. indep | Modelo A (PROBIT) | | Modelo B (OPROBIT) | |
|----------|---------------------------------------|-------|---------------------------------------|-----------------|
| | v. dep.: ds | | v. dep.: mds | |
| | Coef. | Z | Coef. | Z |
| ed | 0,004 | 0,94 | 0,002 | 0,54 |
| ns | 0,090 | 1,36 | 0,064 | 1,39 |
| sx | -0,208 | -1,48 | -0,198 | -2,05 |
| dg | 0,116 | 1,76 | 0,024 | 0,54 |
| S | 0,374 | 2,16 | 0,392 | 3,17 |
| Re | 0,632 | 2,05 | 0,466 | 2,47 |
| cf | 0,128 | 2,13 | 0,073 | 1,79 |
| -cons | 0,090 | 0,31 | | |
| | | | /cut1: -0,6767263 | /cut4: 1,580478 |
| | | | /cut2: -0,0791499 | /cut5: 1,972576 |
| | | | /cut3: 0,3913464 | /cut6: 2,081924 |
| | Obs: 481; P>chi2=0,00; Pseud-R2: 0,05 | | Obs: 480; P>chi2=0,00; Pseud-R2: 0,02 | |

Fuente: Elaboración propia sobre la base de datos de la encuesta de residuos sólidos de Quilmes (2010).

A continuación, se presentan los resultados que surgen cuando se expresa la estimación realizada a través del *probit* (análogamente al modelo A), habiendo descartado las variables explicativas que no resultaron significativas.⁸

$$ds = 0,500 + 0,410s + 0,120cf \quad [4]$$

(3,51) (2,92) (3,51)

Entre paréntesis se expresan los valores *z* respectivos.

Puede observarse que la significatividad de la educación formal, *s*, así como la de la confianza en que el gobierno siga una política adecuada de manejo de residuos, *cf*, se mantiene para explicar la *disposición a cooperar*, *ds*, si se excluyen las variables no significativas.

Asimismo, se realizó un *test* de multicolinealidad sobre este último modelo –utilizando el comando *collin* de *Stata 10.0*, siendo que (con un *condition number* de 4,44) se considera que no existe un alto grado

de multicolinealidad. A su vez, al realizarse el *test* de heterocedasticidad mediante el comando *hetprob* de *Stata 10.0* no se rechazó la hipótesis nula de homocedasticidad.

Por otra parte, se trabajó el indicador de valoración ordinal ya mencionado que representa la *máxima disposición* a cooperar en términos del mayor número de bolsas en el que los individuos estarían dispuestos a separar sus residuos, *mds*. Los resultados obtenidos (modelo *B*) indican que el haber alcanzado un nivel de educación secundaria, *s*, incide significativamente sobre la probabilidad de que los encuestados declaren estar dispuestos a separar sus residuos, ahora, en un mayor número de bolsas, *mds*, al transmitirse previamente cierta base de información sobre los beneficios ambientales de hacerlo. El haber sido reciclador, *re*, también resulta significativo. Puede destacarse, además, que el nivel de confianza en que el gobierno lleve a cabo una política adecuada de manejo de residuos, *cf*, pierde significatividad cuando el modelo se estima contemplando un indicador ordinal de valoración. Esto sugiere que si bien tal confianza incide en la predisposición a participar en un programa de residuos (medida a través del indicador binario, *ds*), este no es el caso cuando se examina el grado de esfuerzo que la población estará dispuesta a hacer, *mds*, lo cual resulta comprensible en términos intuitivos. Otro resultado interesante es que ahora adquiere significatividad el género, *sx*. Mientras que esta variable no incidía en la *disposición a cooperar* en un programa de reciclado, el atributo de ser mujer incrementa significativamente la probabilidad de que este reciclado se haga con un mayor tiempo y esfuerzo (separando los residuos en un mayor número de bolsas). Estos resultados se mantienen si se expresa la estimación del modelo utilizando *oprobit* exclusivamente en términos de las variables explicativas que resultaron significativas, aunque el género pierde algo de significatividad.

Finalmente, se consideró que el acervo de espacio en el hogar, así como el estar entregando residuos a recicladores de confianza, podrían afectar la disposición a separar residuos sin reflejar valoración en algunos casos. En consecuencia, se examinaron los resultados que surgen de descartar aquellas respuestas de quienes declararon no estar dispuestos a participar en el programa de reciclado; ellos argumentaron falta de

espacio o estar entregando materiales a cierta gente de confianza. Los resultados obtenidos previamente respecto de los factores que resultaron significativos en términos de valoraciones estimados a través del *probit* se mantienen.

Algunas advertencias pueden realizarse, sin embargo, sobre las aplicaciones econométricas anteriores. En primer lugar, existe un inconveniente que pesa sobre los ejercicios que utilizan la técnica de *valoración contingente*, en general, que no pudieron ser salvados tampoco en este estudio: podría ocurrir que quienes declaran no estar dispuestos a cooperar con la implementación de un programa de reciclado sea, no porque valoren poco la mejora en la calidad ambiental que esto promovería, sino porque esperan actuar como *free riders*.

Adicionalmente, tal como se observó, la gente podría tender a contestar que estaría dispuesta a realizar cierto esfuerzo, brindando una respuesta socialmente adecuada, cuando, llegado el caso, en realidad no estaría dispuesta a colaborar. Al respecto, si bien se adoptaron los recaudos metodológicos pertinentes en el diseño de la encuesta (haciendo factible el escenario hipotético propuesto y sugiriendo que la propuesta se llevaría a cabo, entre otras cosas), estos problemas potenciales no serían relevantes, ni tampoco la falta de cumplimiento de otros supuestos adoptados, para estimar la significatividad de los factores que podrían afectar la valoración bajo estudio, si no generan sesgos sistemáticos sobre las variables explicativas del modelo propuesto, lo cual puede presumirse como intuitivamente acorde con lo esperado.

Otro potencial problema del ámbito de los modelos econométricos en general suele ser la posible existencia de factores omitidos relevantes para explicar el comportamiento de las variables dependientes seleccionadas. En este sentido, por ejemplo, dejar de lado la habilidad de los diferentes individuos, en este caso para reflexionar acerca de las implicancias ambientales de ciertas conductas, podría generar un sesgo por variables omitidas. Vale la pena seguir indagando en esta línea de análisis.

7. Conclusiones

El objetivo de este trabajo ha sido investigar cuáles factores resultan significativos para explicar la valoración ambiental de los individuos en el ámbito del manejo de residuos sólidos domiciliarios. Para ello, se supuso que la disposición a cooperar de manera voluntaria en programas de reciclado refleja su valoración por la calidad ambiental.

Se realizaron estimaciones a través de modelos microeconómicos *probit* y *probit ordenado* sobre la base de datos obtenidos en una encuesta que se aplicó en el distrito de Quilmes (Argentina) y se adoptó un estándar de *tiempo-esfuerzo* para medir valoraciones. Esto resulta relevante en su aplicación a *países en desarrollo*, en especial, en áreas que se caracterizan por incluir sectores en condiciones de alta vulnerabilidad social, en los cuales la aplicación de experimentos de valoración basados en la utilización del dinero como estándar resulta impensable.

La evidencia resultó consistente con lo esperado intuitivamente. Cuando se quiso explicar la probabilidad de que un individuo esté dispuesto a involucrarse en un programa de reciclado (separando en dos bolsas sus residuos), los hallazgos resultaron significativos. Una vez explicados los beneficios ambientales que resultan de separar en el origen los objetos reciclables, se observó que tanto el nivel de educación como la confianza en que el gobierno realice una política cónsona con el manejo de residuos devinieron factores significativos en todas las especificaciones.

Por otra parte, al considerar un indicador de valoración ordinal que representa la *máxima disposición* a cooperar en términos del número de bolsas en el que los individuos estarían dispuestos a separar sus residuos, el nivel de educación formal sigue siendo importante como factor explicativo. Sin embargo, la confianza en el gobierno pierde significatividad. Por otra parte, el género adquiere relevancia, siendo que el atributo de ser mujer incrementa significativamente la probabilidad de que este reciclado se haga con un mayor tiempo y esfuerzo (separando los residuos en un mayor número de bolsas).

A su vez, sobre la base de datos estadísticos se ha evidenciado que mucha gente se mostró dispuesta a cooperar con programas de

reciclado si se provee de información adecuada acerca de los beneficios ambientales asociados a la separación de residuos. Esto resulta crucial a la hora de diseñar políticas públicas debido a que, sin la cooperación de la ciudadanía, el proceso de gestión de los residuos se volvería más complejo y costoso, dificultando la adopción de este tipo de servicio por parte de las autoridades municipales.

Finalmente, a futuro, cabe realizar nuevos estudios que examinen la posible presencia de factores omitidos relevantes para explicar el comportamiento de las variables dependientes seleccionadas.

8. Notas

- 1 Sin embargo, cabe aclarar que las políticas orientadas al reciclado de ciertos residuos, si no son acompañadas por otro tipo de medidas, como por ejemplo, una orientada al compostaje de residuos húmedos, puede no tener un impacto lo suficientemente grande en términos de las toneladas de residuos producidas como para evitar la continuidad de las prácticas tradicionales de disposición en rellenos.
- 2 El *Probit* es un modelo dicotómico en donde la variable endógena binaria representa la probabilidad de ocurrencia del fenómeno analizado, en este caso, la probabilidad de que la población se declare dispuesta a separar residuos. La estimación de estos modelos se realiza a través de *Máxima Verosimilitud*. El *Probit Ordenado* se utiliza cuando la variable endógena es ordinal y la distancia entre cada categoría no se conoce, a fin de evitar la obtención de resultados erróneos (Winship and Mare, 1984).
- 3 El método de valoración contingente se utiliza para analizar cambios en el bienestar, pérdidas o ganancias generadas a partir de cambios hipotéticos (contingentes) en un bien o servicio, en este caso, ambiental. Para ello, suelen realizarse preguntas, de manera directa, a distintos individuos a través de formularios de encuesta. Por ejemplo, ¿Cuánto estaría dispuesto a pagar usted por evitar la contaminación del lago? Ahora bien, la aplicación de este método requiere seguir una serie de pasos metodológicos comúnmente recomendados para evitar la presencia de sesgos en las respuestas obtenidas.

- 4 Efectivamente, como se apreciará en los resultados de las estimaciones realizadas, los indicadores de estatus económico no resultaron significativos para explicar la disposición de la gente a esforzarse en separar sus residuos. Véase al respecto, por ejemplo, el cuadro A1, en el anexo 2. Esto avala la idea de que los individuos contrastan tiempo de reciclado contra tiempo de ocio y no contra horas dedicadas a trabajar.
- 5 Para la determinación del tamaño de la muestra se consideró que, según el Censo de Población y Vivienda del año 2010, Quilmes contaba con 580.829 habitantes. Entonces, considerando un “efecto diseño” de $e.d.=1,5$ (un valor estándar utilizado en las muestras que constan de más de una etapa de selección para su diseño, como ocurre en este caso), una estimación de una proporción p (proporción real desconocida) tendrá una varianza: $\text{var}(p)=1,5.(1-490/580829).(p.q)/490$ y, en el caso más desfavorable en el que $p=0,5$, existirá un “error máximo probable” (con un 90% de confianza) igual a 4,5%, lo cual resulta aceptable.
- 6 Existen diversos problemas que pueden presentarse con los datos obtenidos a partir de la aplicación del método de valoración contingente. Aquí se hace referencia a los problemas más importantes que suelen presentar los estudios basados en estos datos y al abordaje que se les ha dado en este caso en particular. Por un lado, la disponibilidad de información por parte del encuestado podría afectar su valoración declarada, pudiendo causar la sub o sobre valoración de los servicios ambientales en relación con valoraciones equivalentes dadas en circunstancias ideales (Hanley *et al.*, 1997). Las técnicas de valoración son más confiables cuando los encuestados están en mejores condiciones de evaluar los efectos de los cambios en su provisión (Hoehn y Randall, 1987). Consecuentemente, el formato de la pregunta de valoración usado en este estudio procuró brindar una base mínima de conocimientos respecto de los cambios ambientales hipotéticos a valorar y se contextualizó con precisión el escenario a valorar (qué institución la implementaría, la cantidad de tiempo que tomaría la cooperación requerida, entre otros). Todo esto, además, contribuyó a lograr la mayor homogeneidad posible en la aplicación de la encuesta a distintos individuos. Otro problema potencial típico y relevante en los ejercicios de *valoración contingente* es que la gente puede tender a contestar que está dispuesta a

realizar cierto esfuerzo, brindando una respuesta socialmente adecuada cuando, llegado el caso, en realidad no estaría dispuesta a colaborar. Por este motivo, se re-preguntó a los encuestados que manifestaron estar dispuestos a separar sus residuos si efectivamente se comprometerían si al día siguiente pasaran a solicitárselo. Esto resulta una solución parcial a este problema. A los fines de esta investigación, no obstante, la permanencia de ciertos casos de sobrevaloración en las respuestas dadas no sería relevante si no existen sesgos sistemáticos en la población con características similares en las variables explicativas del modelo propuesto para analizar la significatividad de las variables explicativas analizadas en términos de valoración. Por otra parte, el método de valoración contingente puede dar lugar a la generación de respuestas inválidas, en el sentido de que las respuestas no representen la valoración del bien en cuestión por parte de los individuos, sino otros motivos. En este sentido, para clasificar las respuestas entre válidas e inválidas, evaluando la posibilidad de descartar aquellas que podrían no reflejar un cambio en el bienestar de los encuestados, se formularon preguntas específicas adicionales. En particular, fueron contemplados los motivos de la disposición a no cooperar. Por ejemplo, quienes manifestaron no estar dispuestos a realizar ningún esfuerzo por falta de espacio en el hogar o por estar entregando materiales a recicladores de confianza. Otro posible riesgo son los comportamientos estratégicos. Al respecto, un formato de referéndum (sí/no) como el utilizado aquí permite disminuir este tipo de comportamiento (Hoen y Randall, 1987). En este trabajo, finalmente, se siguieron algunas de las recomendaciones del *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) (Arrow *et al.*, 1993) para poner en práctica el método de valoración contingente: además de utilizar el formato de elección dicotómica, se realizaron entrevistas *cara a cara* en lugar de encuestas telefónicas o a través de correo.

- 7 Véase al respecto el anexo, modelo A (cuadro $A1$, modelos A' y A''), que consideran medidas alternativas de estatus económico.
- 8 Al estimar el modelo suprimiendo las variables no significativas, la variable re , que había resultado significativa en el modelo A , perdió significatividad y, por lo tanto, fue también excluida en este modelo que considera solo las variables significativas.

9. Referencias

- Arrow, K.; R. Solow; P. R. Portney; E. E. Leamer; R. Radner, and H. Schuman (1993). "Report of the NOAA panel on contingent valuation." *Federal Register*, 58, 10, pp. 4601-4614.
- Bateman, Ian; Richard Carson; Brett Day; Michael Hanemann; Nick Hanley; Tannis Hett; Michael Jones-Lee; Graham Loomes; Susana Mourato; Özdemiroğlu Ece; David Pearce; Robert Sugden and John Swanson (2002). *Economic valuation with stated preference techniques: A manual*. Massachusetts: Edward Elgar.
- Hanley, Nick; Jason Shogren, and Ben White (1997). *Environmental economics in theory and practice*. New York: Oxford University Press.
- Hoehn J. and A. Randall (1987). "A satisfactory benefit cost indicator from contingent valuation." *Journal of Environmental Economics and Management*, 14, pp. 226-247.
- DuVair, Pierre and John Loomis (1993). "Household's valuation of alternative levels of hazardous waste risk reductions: An application of the referendum format contingent valuation method." *Journal of Environmental Management*, 39, 2, pp. 143-155.
- Hong, Seonghoon (1999). "The effects of unit pricing system upon household solid waste management: The Korean experience." *Journal of Environmental Management*, 57, pp. 1-10.
- Jin, Jianjun; Zhishi Wang and Ran Shenghong (2006). "Comparison of contingent valuation and choice experiment in solid waste management programs in Macao." *Ecological Economics*, 57, 3, pp. 430-441.
- Kipperberg, Gorm (2007). "A comparison of household recycling behaviors in Norway and the United States." *Environmental and Resource Economics*, 36, pp. 215-235.
- Morris, Glenn and Dunca Holthausen (1994). "The economics of household solid waste generation and disposal." *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, pp. 215-234.
- Oliveira, Luciano Basto and Rosa Luiz Pinguelli (2003). "Brazilian waste potential: Energy, environmental, social and economic benefits." *Energy Policy*, 31, pp. 1481-1491.

- Sterner, Thomas and Helen Bartelings (1999). "Household waste management in a Swedish municipality: Determinants of waste disposal, recycling, and composting." *Environmental and Resource Economics*, 13, pp. 473-491.
- Tadesse, Tewodros (2009). "Environmental concern and its implication to household waste separation and disposal: Evidence from Mekelle, Ethiopia". *Resources, Conservation and Recycling*, 55, pp. 183-191.
- Troschinetz, Alexis and James Mihelcic (2009). "Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries." *Waste Management*, 29, pp. 915-923.
- Van den Bergh, Jeroen (2008). "Environmental regulation of households: An empirical review of economic and psychological factors." *Ecological Economics*, 66, pp. 559-574.
- Winship; Christopher and Robert Mare (1984). "Regression models with ordinal variables." *American Sociological Review*, 49, pp. 512-525.

10. Anexo

En el presente anexo se estiman especificaciones alternativas a los modelos propuestos en el cuerpo principal de trabajo.

Cuadro A1. Significatividad de factores que inciden sobre valoraciones, considerando medidas alternativas de estatus económico (ingreso individual, *Y*, e ingreso per cápita del hogar, *Yh*).

| v. indep | Modelo A' (PROBIT) | | Modelo A'' (PROBIT) | |
|----------|--|-------|---------------------------------------|-------|
| | v. dep: ds | | | |
| | Coef. | Z | Coef. | Z |
| ed | 0,002 | 0,42 | 0,002 | 0,58 |
| ns | 0,103 | 1,55 | 0,103 | 1,57 |
| sx | -0,231 | -1,56 | -0,163 | -1,16 |
| Y | 0,000 | 1,21 | | |
| Yh | | | 0,000 | 0,19 |
| s | 0,428 | 2,54 | 0,447 | 2,62 |
| re | 0,559 | 1,86 | 0,540 | 1,79 |
| cf | 0,139 | 2,29 | 0,120 | 2,01 |
| -cons | 0,254 | 0,91 | 0,277 | 1,00 |
| | Obs: 475; P>chi2=0,003; Pseud-R2: 0,05 | | Obs: 484; P>chi2=0,01; Pseud-R2: 0,04 | |

Fuente: Elaboración propia sobre la base de datos de la encuesta de residuos sólidos de Quilmes (2010).