

**ESTIMACIÓN DEL BENEFICIO SOCIAL DE LA REDUCCIÓN  
DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES DE LOS VERTEDEROS**

Carmelo J. León

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria  
Departamento de Análisis Económico Aplicado  
Edificio de Económicas  
Módulo D-3.16  
Las Palmas de Gran Canaria 35017  
[Carmelo@empresariales.ulpgc.es](mailto:Carmelo@empresariales.ulpgc.es)

*Resumen*

En este trabajo se estiman los beneficios económicos de políticas alternativas para la reducción de los efectos externos causados por los vertederos en el tratamiento de residuos sólidos urbanos. Se utilizan los modelos de elección discreta aplicados a datos de experimentos de elección, los cuales resultan adecuados para la evaluación de cestas de bienes y políticas ambientales. El modelo logit multinomial se compara con especificaciones alternativas del modelo logit mixto, encontrando que la especificación con heteroscedasticidad proporciona un mejor ajuste de los datos. Los resultados demuestran que la política de alejar el vertedero no da lugar los mayores beneficios frente a políticas dirigidas a reducir el volumen de residuos vertidos e incrementar el reciclaje. El beneficio social de las políticas de reducción de los impactos ambientales se reduce a medida que el individuo reside más distante del vertedero, aumentando a partir de los 2,17 kilómetros.

Palabras clave: Elección discreta, Preferencias declaradas, Reciclaje, Residuos, Vertederos.

## **ESTIMACIÓN DEL BENEFICIO SOCIAL DE LA REDUCCIÓN DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES DE LOS VERTEDEROS**

### *Resumen*

En este trabajo se estiman los beneficios económicos de políticas alternativas para la reducción de los efectos externos causados por los vertederos en el tratamiento de residuos sólidos urbanos. Se utilizan los modelos de elección discreta aplicados a datos de experimentos de elección, los cuales resultan adecuados para la evaluación de cestas de bienes y políticas ambientales. El modelo logit multinomial se compara con especificaciones alternativas del modelo logit mixto, encontrando que la especificación con heteroscedasticidad proporciona un mejor ajuste de los datos. Los resultados demuestran que la política de alejar el vertedero no da lugar los mayores beneficios frente a políticas dirigidas a reducir el volumen de residuos vertidos e incrementar el reciclaje. El beneficio social de las políticas de reducción de los impactos ambientales se reduce a medida que el individuo reside más distante del vertedero, aumentando a partir de los 2,17 kilómetros.

Palabras clave: Elección discreta, Preferencias declaradas, Reciclaje, Residuos, Vertederos.

### *Abstract*

This paper estimates the economic benefits of alternative policies to reduce the external effects caused by the utilization of landfills in solid waste management. Discrete choice models are utilized and applied to data from choice experiments, which are more adequate for valuing bundles of goods and environmental policies. The multinomial logit model is compared with alternative specifications of the mixed logit model, finding out that the heteroscedastic specification provides the best representation of the data. The results show that the policy of moving the landfill away does not raise the largest benefits as compared with policies intended to reduce the volume of landfilled waste or increasing recycling. The social benefits of the policies which would reduce the environmental impacts decline as the individual resides more distant to the landfill, with a turning point beyond the 2.17 kms.

Keywords: Discrete choice, Landfills, Recycling, Stated Preference, Waste.

## **1. Introducción**

La gestión de los residuos sólidos urbanos es un problema derivado del crecimiento de la urbanización y de la concentración de la población en las ciudades. Existen diversas políticas alternativas dirigidas a la reducción de los residuos, que pueden hacer uso de incentivos económicos, a través de impuestos o subvenciones, o de regulaciones y normativas (Miranda *et al.* (1994), Miranda y Aldy (1998) y Kinnaman y Fullerton (2000)). La determinación de las decisiones socialmente eficientes requiere considerar todos los costes y beneficios derivados de las medidas, incluidos los costes externos y ambientales.

Los residuos no reciclados inciden en el agotamiento de las materias primas y provocan externalidades en el consumo, generando los consiguientes costes externos. El medio ambiente constituye el receptor de los residuos que no se reciclan, bien a través de su depósito en vertederos, o bien a través de su combustión mediante la incineración. En cualquier caso, existen costes directos de gestión, y también costes externos derivados de los impactos ambientales de los gases emitidos, los ruidos, los malos olores y las alteraciones del paisaje y de los ecosistemas. Estos impactos afectan a la sociedad humana de diversas maneras, y por ello, tienen un valor económico, cuya medición es útil para ser incorporada en el análisis de las políticas alternativas de gestión de los residuos.

El objetivo de este trabajo es estimar los beneficios económicos susceptibles de ser generados por políticas alternativas de gestión de residuos sólidos urbanos a través de vertederos. Este sistema de gestión tiene unas limitaciones físicas en cuanto a capacidad, y genera costes en las poblaciones circundantes debido a sus impactos en el medio natural. La vida de los vertederos y sus impactos negativos se pueden reducir incrementando el reciclaje a través de la recogida de los materiales que pueden volver a ser utilizados, lo cual se puede realizar bien en el hogar

de las familias, o bien antes de su depósito en el vertedero, a través de la implantación de un sistema de máquinas separadoras.

La metodología utilizada para evaluar los beneficios relativos de las distintas políticas consiste en las técnicas de preferencias declaradas de los experimentos de elección, las cuales se han aplicado a la evaluación de bienes ambientales sólo recientemente (Adamowicz *et al.* (1994, 1995), Boxall *et al.* (1996), Hanley *et al.* (1998a), Hanley *et al.* (1998b), Adamowicz *et al.* (1998)). Estos métodos tienen su origen en la psicología matemática y estadística (Luce y Tukey (1964)), y se han utilizado intensamente en la investigación de mercados y en el marketing (Louviere (1994), Adamowicz *et al.* (1997)), así como en la economía del transporte (Hensher (1994)) con la finalidad de la predicción de la demanda y la estimación del valor del tiempo de viaje.

Las aplicaciones de estos métodos a la gestión de los residuos en general son escasas, contándose tan sólo con algunos estudios de valoración contingente (Jakus *et al.* (1996), Tiller *et al.* (1997), Huhtala (1997) y Kinnaman (1998)). En este trabajo se utiliza el método de los experimentos de elección, que constituyen una generalización del método de valoración contingente. El método de elección presenta la ventaja de que permite valorar varios atributos de una política, o varias políticas, de forma simultánea. De hecho, el método dicotómico de valoración contingente (Hanemann (1984)) constituye el experimento de elección más sencillo posible, en el cual sólo existen dos atributos, uno con dos niveles (con política y sin política) y otro con varios niveles (el precio).

La metodología de los experimentos de elección, al igual que el método dicotómico de valoración contingente, está basada en la teoría del consumidor desarrollada a partir de

Lancaster (1966) y Rosen (1974), que propone que las utilidades asociadas a los bienes de mercado pueden descomponerse en utilidades separables de sus características o atributos. También se incorporan avances en psicología relacionados con los procesos de información y percepción. La teoría de la utilidad aleatoria desarrollada por Thurstone (1927) y McFadden (1974) sirve de enlace de los experimentos de elección con los modelos microeconómicos de decisión del consumidor.

A continuación se presentan, en primer lugar, una descripción de los modelos econométricos utilizados para estimar el valor monetario de los atributos de políticas conducentes a la reducción de los impactos externos de los vertederos. El modelo principal es el logit mixto, recientemente desarrollado por McFadden y Train (2000), que es una generalización del modelo logit multinomial, a partir del cual se derivan el modelo logit de parámetros aleatorios y el modelo logit heterocedástico como casos particulares. Seguidamente se presenta el diseño de la aplicación empírica. El artículo finaliza con la discusión de los resultados y con un resumen de las principales implicaciones y conclusiones.

## **5. Modelización econométrica**

Los datos procedentes de un experimento de elección de preferencias declaradas se modelizan a partir de la teoría de la utilidad aleatoria. En general, el individuo se enfrenta a varias alternativas de elección que vienen definidas por políticas específicas de gestión de residuos urbanos a través de vertederos. Bajo el supuesto de maximización de la utilidad, el sujeto elegirá aquella alternativa que le proporcione la máxima satisfacción. Supongamos que la función de utilidad indirecta  $U_j$  tiene un componente determinístico  $V_j$  que depende de un vector de parámetros  $\beta$ ,  $V_j(\beta)$ , y un componente aleatorio  $\varepsilon_j$ , donde el subíndice  $j$  hace

referencia a la alternativa. Esta alternativa será elegida, siempre que se cumpla que  $V_j(\beta) + \varepsilon_j > V_i(\beta) + \varepsilon_i$  para todo  $i \in C$ , donde  $C$  es el conjunto de elección. Por tanto, la probabilidad de elegir la alternativa  $j$  dentro del conjunto de elección  $C$  puede expresarse

$$\begin{aligned} \Pr(j/C) &= \Pr\{V_j(\beta) + \varepsilon_{jq} > V_i(\beta) + \varepsilon_{iq}, \forall i \in C, j \neq i\} \\ &= \Pr\{(V_j(\beta) - V_i(\beta)) > (\varepsilon_{iq} - \varepsilon_{jq}), \forall i \in C, j \neq i\} \end{aligned} \quad [1]$$

Diversos modelos de probabilidad surgen de la especificación del término de error. El modelo tradicional es el logit multinomial LMN (McFadden (1974), Ben-Akiva y Lerman (1985)), que supone términos de error distribuidos idéntica e independientemente de acuerdo a una distribución Gumbel o de valor extremo tipo I. La implicación es que la diferencia entre dos términos de error cualesquiera sigue una distribución logística. Por tanto, si el componente determinista de la utilidad adopta la forma lineal  $b'x_j$ , donde  $x_j$  es un vector de variables explicativas o atributos de la elección, entonces la probabilidad de elección de la alternativa  $j$  es:

$$\Pr(j/C) = \frac{e^{b'x_j}}{\sum_{i \in C} e^{b'x_i}} \quad [2]$$

La principal limitación de este modelo está en el supuesto de la independencia de alternativas irrelevantes (IIA)<sup>1</sup>. Esto quiere decir que la presencia o ausencia de una alternativa no influye en la ratio de probabilidades asociadas con las demás alternativas del conjunto de elección.

Por otra parte, las preferencias son homogéneas y no se contempla la posibilidad de variaciones en los gustos de los individuos, debido que los parámetros se suponen fijos para

---

<sup>1</sup> Para probar esta hipótesis se puede utilizar el test de Hausman y McFadden (1984) (H-M). El estadístico se define como  $q = [b_u - b_r] \text{inv}[\Omega_r - \Omega_u][b_u - b_r]$ , donde  $u$  y  $r$  corresponden al modelo completo y al restringido respectivamente,  $b$  es el vector de parámetros estimados y  $\Omega$  es la matriz de varianzas-covarianzas.

todos los individuos y a que las varianzas del componente aleatorio de la utilidad son constantes entre alternativas.

El modelo más general que permite superar las restricciones del modelo logit multinomial es el modelo logit mixto, que además puede aproximar cualquier modelo de utilidad aleatoria (McFadden y Train (2000) y Train (2002)). Este modelo puede adoptar diversas formas, pero la más general define las probabilidades como la integral de las probabilidades logit a través de la densidad de los parámetros. Esto es, el modelo proporciona una media ponderada de la probabilidad logística de acuerdo a los posibles valores de los parámetros  $\beta$ , para los cuales se supone una distribución  $f(\beta)$ . La probabilidad de elección se define de la siguiente forma:

$$\Pr(j/C) = \int \left( \frac{e^{V_j(\beta)}}{\sum_{i \in C} e^{V_i(\beta)}} \right) f(\beta) d\beta \quad [3]$$

De este modelo general surgen casos particulares dependiendo de la especificación de la función  $V_j(\beta)$  y del término de error. Por ejemplo, en modelo logit multinomial se obtiene bajo el supuesto que la distribución de mixtura  $f(\beta)$  es la unidad ( $f(\beta)=1$ ) para  $\beta=b$ , y 0 en caso contrario.

El modelo logit de parámetros aleatorios LPA (Bath (1997), Louviere *et al.* (2000)) supone que  $U_j(\beta) = \beta' x_j + \varepsilon_j$ , donde  $\beta$  es un vector de coeficientes aleatorios para las variables  $x_j$ , que representa los gustos individuales. Los parámetros  $\beta$  varían en la población de acuerdo a la distribución  $f(\beta)$ , que tiene parámetros  $\theta=(b,W)$ , donde  $b$  es la media y  $W$  la matriz varianzas covarianzas. Por tanto, en este caso, la probabilidad de elección se define por la siguiente integral a través de la distribución de los parámetros:

$$\Pr(j/C) = \int \left( \frac{e^{\beta' x_j}}{\sum_{i \in C} e^{\beta' x_i}} \right) f(\beta) d\beta \quad [4]$$

El modelo logit mixto se corresponde también la formulación general de los modelos de componentes de error, como el logit heterocedástico. En este tipo de modelos se crean componentes de error que permiten la correlación de la utilidad entre alternativas. Los parámetros se interpretan como fijos, mientras que el término de error adopta una forma más general. Por ejemplo, la función indirecta de utilidad puede tomar la siguiente expresión  $U_j = \delta' x_j + \varphi' z_j + \varepsilon_j$ , donde  $x_j$  y  $z_j$  son vectores de variables explicativas o atributos,  $\delta$  es un vector de parámetros fijos y  $\varphi$  es un vector de componentes aleatorios. La correlación entre alternativas se especifica a partir del componente de error  $\eta_j = \varphi' z_j + \varepsilon_j$ . El modelo logit multinomial se obtiene suponiendo que  $z_j$  es igual a cero.

El modelo logit heterocedástico LH (Bhat (1995) y Hensher (1998)) surge de considerar un componente de error para cada alternativa. La función indirecta de utilidad de la alternativa  $i$  adopta la forma  $U_i = \delta' x_i + \eta_i$ , donde la función de distribución acumulada para cada alternativa  $\eta_i$  es valor extremo con varianza  $\theta_i$  y parámetro de escala  $\lambda_i = 1/\theta_i$ .

La probabilidad de elección de la alternativa  $j$  es:

$$\begin{aligned} \Pr(j/C) &= \Pr\{\delta' x_j + \eta_j > \delta' x_i + \eta_i, \forall i \in C, j \neq i\} = \\ &= \int \prod_{i \neq j} F \left[ \frac{\delta' x_i - \delta' x_j + \eta_i}{\lambda_j} \right] \frac{1}{\lambda_i} f \left( \frac{\eta_i}{\lambda_i} \right) d\eta_i \end{aligned} \quad [5]$$

El desarrollo de los métodos de simulación ha facilitado la estimación de los modelos logit mixto, aunque el modelo heterocedástico puede estimarse por máxima verosimilitud (Bhat

(1995)). El método de simulación para el modelo de parámetros aleatorios fue propuesto por Geweke *et al.* (1994) y consiste en computar variaciones aleatorias a partir de una distribución normal truncada multivariante. Aunque este método no proporciona variaciones normales truncadas multivariantes insesgadas, aporta estimadores insesgados de las probabilidades de elección. Las probabilidades simuladas dependen de los parámetros  $\beta$  y de la matriz de varianzas-covarianzas  $\Omega$  de forma continua, lo que permite el uso de métodos numéricos convencionales, para resolver las condiciones de primer orden para maximizar la función de verosimilitud simulada (Stern (1997)),

$$L(\beta, \Omega) = \prod_{r=1}^R \prod_{q=1}^Q \Pr(j_q) \quad [6]$$

donde  $R$  es el número de alternativas y  $Q$  el número de individuos. Boersch-Supan y Hajivassiliou (1990) demuestran que las probabilidades de elección pueden aproximarse mediante,

$$\Pr(j_q) = \frac{1}{R} \sum_{r=1}^R \Pr(j_{qr}) \quad [7]$$

### 3. Aplicación empírica

El trabajo de campo consistió en la realización de 360 entrevistas a la población residente en zonas cercanas a la ubicación actual del vertedero en la ciudad  $X^2$ . El vertedero actual está ubicado en el barrio Y, al sur de la ciudad. Los barrios cercanos se definieron en un radio máximo de unos 3 kilómetros a la redonda, pues esta es la distancia a partir de la cual los

---

<sup>2</sup> Ciudad española de entre 300.000 y 700.000 habitantes. En este manuscrito se omite provisionalmente el nombre de los lugares donde se han realizado los trabajos empíricos para la recogida de datos, con el fin de no facilitar la posible identificación del autor o autores. Esta omisión, que consideramos no altera el contenido científico del artículo ni dificulta su evaluación, será naturalmente levantada si el artículo es finalmente aceptado para su publicación.

efectos en los precios de la vivienda no son relevantes, de acuerdo a la literatura disponible (Nelson *et al.* (1992)). En esta área vive una población de unos 50000 habitantes, con una renta media relativamente baja en comparación con otras zonas de la ciudad, aunque se encuentran algunos barrios de una renta más alta.

El muestreo fue realizado por rutas aleatorias, con cuotas para tres grupos de edad y ambos sexos, y dirigido a individuos mayores de 18 años de la población. Las entrevistas se realizaron por encuestadores profesionales previamente entrenados en las especificidades del cuestionario. Las pruebas piloto realizadas permitieron subsanar algunos errores de interpretación de las preguntas, reducir las partes de texto explicativo del escenario que se consideraron innecesarias, acercar las expresiones al lenguaje común, así como definir los rangos de los precios a utilizar en el formato de elección discreta, a partir de las respuestas a unas preguntas de la disposición a pagar realizadas en formato abierto.

El cuestionario comenzaba con una primera sección en la que se le preguntaba al individuo por la importancia de los problemas sociales, así como por su opinión acerca de la calidad de vida en la ciudad X en general y por algunos aspectos concretos de la calidad de vida, como los parques y las zonas verdes, la limpieza de las calles y lugares públicos, la seguridad ciudadana, la calidad del agua, el tráfico y la recogida de basura.

Seguidamente se pasaba a informar, mediante tarjetas de texto específicas, acerca del problema de la gestión de las basuras en la región A, debido a la capacidad limitada que tiene el sistema actual basado en el traslado de todas las basuras al vertedero Y. Esta capacidad limitada obligará a buscar otras zonas para vertidos en el futuro. Por otra parte, el uso de vertederos puede dar lugar a efectos indeseados en la salud, debido a que aumenta el riesgo de determinado tipo de enfermedades. El texto comenzaba con la siguiente descripción:

“En la ciudad X y en la región A en general, existe un problema de gestión de las basuras urbanas. Actualmente, las basuras de los municipios del Centro y del Norte de la región A van a parar al vertedero Y, como se ve aquí en este mapa (*señalar en el mapa el vertedero y la zona donde se encuentra la vivienda del encuestado*). En este sitio se acumulan y se entierran todas las basuras.

El problema es que el vertedero tiene una **capacidad limitada**. Cuando no quepa más basura, habrá que buscar otro sitio donde llevarla. Además, puede haber algunos **riesgos para la salud y la calidad de vida** de las personas que viven cerca del vertedero debido a los gases que salen, a los malos olores o a los animales que viven en estos sitios, como roedores, etc.”

A continuación se planteaba que como solución a este problema, se podrían tomar varias medidas. Estas medidas constituyen los diversos atributos en los que se ha desagregado las opciones de política de gestión del vertedero. Los atributos seleccionados y sus correspondientes niveles se describen en el Cuadro 1. La presentación se realizaba mediante tarjetas con ilustraciones en color, una para cada atributo, donde se describían los niveles de los mimos.

Se tienen por tanto tres políticas alternativas que son susceptibles de combinación. El objetivo es estudiar las preferencias de los individuos por estas políticas y estimar la relación marginal de sustitución entre las mimos, esto es, en que medida es posible intercambiar una política por otra alternativa que conduzca a la resultados similares. Todas las políticas consideradas persiguen el objetivo general de reducir los efectos de la contaminación potencialmente producida en las zonas adyacentes al vertedero. Para familiarizar al individuo con los niveles de las políticas se introducen, antes de la valoración, explicaciones individuales de cada atributo, los niveles que lo conforman y los iconos que lo van a identificar. Posteriormente, se describe la situación de partida o situación actual en función de los atributos y las posibles mejoras derivadas de la intervención propuesta.

En primer lugar, se propone la implantación de un sistema de máquinas separadoras de materiales en las inmediaciones del vertedero con el fin de recuperar los residuos que puedan ser reutilizados, como el papel, el plástico, el vidrio y el metal. En segundo lugar, el individuo podría realizar la separación de los materiales en su hogar si dispusiese de contenedores específicos para cada tipo de residuo, con lo cual se plantea una política para implantar este tipo de contenedores cerca de los hogares. Esta política supone un coste para la persona que realiza la separación, por lo que su disposición a pagar puede ser positiva o negativa. En el primer caso, el valor de la política en términos monetarios es mayor que el coste del tiempo y trabajo empleado en la separación, mientras que si es negativa ocurre lo contrario, la valoración es menor que el coste personal, por lo que el sujeto requeriría una compensación o subsidio por la actividad de reciclaje en el hogar.

Frente a estas dos políticas que suponen una reducción de los residuos que van a parar al vertedero, y en consecuencia, una reducción de los posibles efectos en la salud y molestias para los vecinos, se plantea otra política alternativa consistente en el traslado del vertedero a otro lugar distante de la ciudad X, en el cual no se tenga ningún riesgo para la población. En un principio, se consideró el factor distancia como un elemento que podría influir en la disposición a pagar, lo cual obligaba a definir varios niveles discretos para este atributo de distancia que tendría un carácter continuo, ensayándose los valores de 5, 10, 20 y 40 kilómetros de distancia. Sin embargo, los estudios de pretest y reuniones de grupo concluyeron que lo relevante era el traslado del vertedero a un lugar en el que no se tuviesen efectos para la población de X, y que esto ocurre justamente a partir de una distancia de entre 3 y 4 kilómetros a la redonda. Esta conclusión motivó la selección de dos niveles para este atributo, con lo que adquiriría un carácter discreto, en lugar de continuo.

Con el fin de financiar la aplicación de las medidas propuestas, se plantea la posibilidad de contribuir una cantidad de dinero anual a un fondo especial, que sería utilizado de forma eficiente con la única finalidad de que las medidas se lleven a cabo. A los individuos se les recuerda sus otras necesidades de gastos y su restricción presupuestaria para evitar valoraciones meramente hipotéticas, y se les explica que las preguntas de valoración económica pretenden conocer los beneficios que la sociedad tendría con las políticas, así como el estudio de las preferencias por las distintas alternativas. Los niveles de precios fijados fueron obtenidos del estudio de la distribución empírica de las respuestas a las preguntas abiertas formuladas en la encuesta de prueba.

En el momento de las preguntas de elección, se le informa al individuo de que actualmente existen algunas políticas de reciclaje que son insuficientes, pues sólo se recicla el 5% de los materiales susceptibles de ser recuperados. Por otra parte se recuerda también que el vertedero está ubicado en X. Una vez planteadas las distintas tarjetas con las alternativas, y realizada las elecciones, se pregunta por la razón de no haber escogido ninguna alternativa, para aquellos individuos que han rechazado todas las opciones que impliquen pagar una cantidad positiva, y la razón por la cual se está dispuesto a pagar, para aquellos que han escogido alguna de estas alternativas que implican una activación de alguna de las medidas de política propuesta. Finalmente, el cuestionario termina con unas preguntas de clasificación sociológicas necesarias para explicar la disposición a pagar y las valoraciones marginales por las políticas.

Un aspecto crucial en la elaboración del cuestionario de valoración a través de los métodos de elección discreta es el diseño de las alternativas de elección. Dados los atributos seleccionados, el número potencial de alternativas de elección que constituiría el diseño ortogonal completo, es de  $4 \times 2^2 \times 3 = 48$  combinaciones diferentes de niveles. Para reducir estas alternativas a un número manejable por el individuo se puede utilizar el diseño fraccional

factorial, que consiste en extraer de este conjunto un número de alternativas para las que los atributos no estén correlacionados, esto es, tal que se cumpla la propiedad de ortogonalidad. En este tipo de diseños se puede optar por limitar los efectos de interacción entre atributos, que surgen cuando la influencia de dos atributos en la utilidad es diferente a la suma de los impactos por separado<sup>3</sup>.

En este trabajo se ha utilizado un diseño óptimo extraído del conjunto potencial de elecciones, y obtenido siguiendo el criterio de optimalidad D propuesto por Huber y Zwerina (1996). El diseño óptimo se genera maximizando el determinante de la matriz de información dado el conjunto potencial de combinaciones obtenido por el diseño ortogonal. La matriz de información es proporcional a la inversa de la matriz de varianzas-covarianzas para los estimadores de los parámetros lineales obtenidos por el método de mínimos cuadrados ordinarios. El diseño D-óptimo dio lugar a 18 alternativas que fueron agrupadas en 10 tarjetas con dos combinaciones cada una. El individuo elige entre estas dos combinaciones o el *status quo*, definido por los valores de los atributos para la situación actual. Para evitar el posible cansancio ante un número elevado de preguntas de elección, las tarjetas se distribuyeron en dos submuestras que recibieron 5 tarjetas cada una.

#### **4. Resultados**

El modelo logit multinomial está sujeto a la hipótesis de independencia de alternativas irrelevantes (IIA), esto es, la propiedad de que el ratio de probabilidades entre dos alternativas es independiente de la incorporación de una tercera alternativa. El test H-M se realiza

---

<sup>3</sup> Louviere (1988) encuentra que los efectos principales explican el 80% de la varianza, las interacciones de segundo orden se limitan al 6% y las de mayor orden no superan el 3%.

estimando el modelo sin una de las alternativas, por ejemplo la alternativa A, y comparando el resultado con el modelo no restringido. Los resultados del test para el modelo restringido eliminando las alternativas A ó B indican que se rechaza la hipótesis nula de IIA de que las diferencias entre los coeficientes del modelo completo (con las tres alternativas) y restringido no son estadísticamente significativas.

El estadístico de Hausman-McFadden toma los valores 24,39 y 15,59 cuando se excluye la alternativa A y B respectivamente, los cuales resultan mayores que al valor crítico al 95%. Es decir, no se cumple el supuesto de varianza constante y es necesario considerar una especificación menos restrictivas del modelo de elección. Teniendo en cuenta estos resultados, se justifica la utilización de modelos alternativos como el modelo logit con parámetros aleatorios (LPA) y el logit heterocedástico (LH), que además recogen con mayor precisión la heterogeneidad no observable en la muestra.

Los modelos propuestos se estiman mediante una función de utilidad lineal en los parámetros y aditivamente separable, que permite estimar los efectos principales. La constante específica para cada alternativa se interpreta como el efecto sobre la utilidad de cada alternativa que no es adecuadamente descrita por los atributos del modelo. Los resultados de la estimación de los tres modelos con covariables para toda la muestra se presentan en el Cuadro 2. El número final de observaciones es 1575, pues cada individuo respondía cinco tarjetas de elección y no todos los individuos respondieron a las preguntas sobre variables socioeconómicas<sup>4</sup>.

Los resultados proporcionados por los modelos alternativos son similares en términos de la significatividad y signos de los coeficientes. El porcentaje de predicciones correctas y la

---

<sup>4</sup> Los resultados de la estimación de los modelos sin covariables no variaron de forma relevante en cuanto a los valores marginales medios de los atributos, y fueron siempre inferiores en cuanto a su nivel de significatividad y capacidad explicativa.

bondad del ajuste medida por el estadístico pseudo  $R^2$  es también similar en todos los modelos. En el caso del modelo LPA, se han considerado los parámetros asociados a los atributos de elección como parámetros aleatorios en la función de utilidad<sup>5</sup>. Para este modelo, se presentan los estimadores de la desviación estándar de las distribuciones de estos parámetros, que identifican posibles causas de heterogeneidad entre individuos y alternativas. Estos estimadores resultan ser no significativos, por lo que el modelo LPA no es superior al modelo LMN. Sin embargo, los parámetros de escala y las desviaciones estándar para los parámetros aleatorios no observados en el modelo LH son significativamente diferentes de cero, por lo que sus resultados difieren sustancialmente de los modelos alternativos en cuanto a magnitud de los parámetros y significatividad.

Los parámetros estimados para los atributos son significativamente diferentes de cero en todos los casos, afectando a las probabilidades de elección. Las tres políticas consideradas, la implantación de contenedores, el alejamiento del vertedero y la separación mediante máquinas influyen positivamente en la utilidad de los individuos, con lo que tienen un valor económico positivo. Por tanto, los signos de los coeficientes estimados son consistentes con lo esperado, lo que soporta la validez teórica del experimento de elección construido para la inferencia de las preferencias de los individuos. El coste influye negativamente en la probabilidad de elegir alguna de las políticas propuestas, esto es, a mayor coste menor será la utilidad de los sujetos, y menor el valor experimentado.

La política de la implantación de contenedores también tiene una contribución positiva a la utilidad de los individuos, por lo que puede ser que el coste de realizar la separación en el hogar sea compensado por el bienestar obtenido, a través de este comportamiento, de la reducción de los impactos de los vertederos. El signo obtenido del coeficiente de esta política

---

<sup>5</sup> La especificación de una distribución normal para los parámetros proporcionó los mejores resultados.

revela claramente que los individuos valoran positivamente la implantación de contenedores cercanos que les reduzcan el coste de la gestión de los residuos en el hogar.

La política de alejar el vertedero del lugar actual también tiene un impacto positivo en la utilidad, como era de esperar. Sin embargo, su importancia es menor que las otras políticas alternativas que también reducen el impacto ambiental del vertedero. La implantación de un equipo de máquinas que recoja más de un 18% del material recolectable es una política preferida al alejamiento del vertedero, como lo es también la política de colocar contenedores cerca de los hogares para facilitar la separación en origen.

Los estimadores de los coeficientes de los atributos pueden interpretarse como la utilidad marginal constante asociada a un cambio en una unidad del atributo en cuestión. El estimador del coeficiente que acompaña a la variable COSTE es la utilidad marginal del dinero y, por ello, para transformar la utilidad marginal de cualquier atributo en magnitudes monetarias, se calcula el cociente de su coeficiente y la utilidad marginal del dinero. Por ejemplo, la disposición a pagar por la implantación de contenedores para la recogida de basuras en el domicilio es equivalente a la tasa marginal de sustitución entre este atributo y el coste de la política. En nuestro caso este coeficiente es muy significativo, de lo que se deduce que los individuos son sensibles a esta política.

La inclusión de variables independientes que no varían entre las alternativas, pero sí entre individuos, permite modelizar la presencia de heterogeneidad en la muestra. Estas variables se incorporan interactuando con las constantes específicas de las alternativas de elección. Esto es así porque las variables socio-económicas son iguales para todos los conjuntos de elección a los que se enfrenta cada individuo, y por tanto, si se introducen directamente generarían una matriz Hessiana singular, y no se podrían estimar los coeficientes. Los coeficientes estimados

de las interacciones de las variables explicativas con las constantes indican cómo influyen dichas variables sobre la probabilidad de elegir una alternativa distinta de la situación actual. En este caso, las probabilidades de elección están correlacionadas significativamente con algunas características individuales de tipo socio-económico, como la renta, la educación, y la edad.

La probabilidad de elegir una alternativa de política disminuye con la renta del individuo, lo que es coherente con los preceptos teóricos, y refuerza la validez constructiva del mercado presentado a los individuos. En cuanto a otras variables sociológicas, resulta sorprendente que el beneficio generado por las políticas, en términos de utilidad, disminuya con los años de educación completados. Sin embargo, también es cierto que la probabilidad de elegir alguna de las políticas que impliquen un pago positivo disminuye con la edad, la cual es una variable que está correlacionada con el nivel educativo. En definitiva, las políticas alternativas son preferidas por los más jóvenes y los que tienen más renta, siendo estos grupos de individuos los que experimentarían un mayor beneficio económico si estas políticas se llevasen a cabo.

Por otra parte, los individuos que separan actualmente el vidrio en su hogar también muestran una mayor probabilidad de elegir una alternativa de política de gestión de los residuos. Este resultado se explica porque se verán claramente beneficiados de la implantación de un sistema de contenedores más cercanos al hogar, que les reducirá el coste incurrido en la separación manual. No obstante, los sujetos que manifiestan que estarían dispuestos a separar los materiales en el hogar si se implantan estos contenedores estarían dispuestos a pagar una menor cantidad, o experimentarían menos beneficios de las políticas propuestas, aunque este resultado no es muy significativo, y sólo es válido para una de las dos alternativas propuestas. Estos sujetos podrían tener una mayor orientación hacia el sistema de contenedores en el hogar, que percibirían como opuesto a la implantación de las otras políticas.

El valor marginal de las políticas propuestas está relacionado también con la distancia a la que está la vivienda del encuestado con respecto al vertedero. El estudio se realizó en un radio de aproximadamente 3 Kms. a la redonda del punto donde está ubicado el vertedero, pues a partir de este límite, es presumible que los impactos ambientales son mínimos o despreciables. La introducción de la variable distancia en el modelo revela una significatividad cuadrática, por lo que el valor marginal decrece con la distancia, pero a un ritmo decreciente en valor absoluto hasta un punto situado en 2,17 kms. a partir del cual el valor marginal aumenta. A partir de este punto es probable que los efectos del aumento de la renta compensen la caída de los efectos ambientales.

Las Figuras 1 y 2 representan el decrecimiento de la utilidad y del valor marginal respectivamente a medida que la residencia habitual del individuo se aleja del vertedero. El aumento del valor económico para zonas más alejadas podría tener una explicación altruista, en el sentido de que los residentes de estas zonas, que no perciben los efectos negativos del vertedero, y que además disfrutan de rentas más altas y mejores condiciones de vida, estén dispuestos a pagar una mayor cantidad para que los residentes de las zonas adyacentes vean mejorada su calidad de vida.

El beneficio marginal de las políticas alternativas se presenta en el Cuadro 3 para los tres modelos considerados. Se observa que los resultados de los tres modelos no son significativamente diferentes entre sí. El valor marginal de la política de alejar el vertedero de la zona actual es de 24,61 €, algo menor que la política de implantar contenedores para separación de materiales cerca del hogar (29,32 €). La política de poner un sistema de máquinas para separar los materiales antes de su conducción al vertedero tiene un valor económico que depende del porcentaje de material recuperado del total susceptible de recuperar. La relación es lineal y un aumento del 10% en el material recuperado genera un

beneficio de 18,75 €, lo cual supone 187,5 € si se recupera todo el material. Este resultado revela que esta política es la que más beneficios genera en el consumidor, aunque también es muy costosa en términos de equipos técnicos y maquinaria.

## **6. Conclusiones**

Los residuos sólidos urbanos se derivan de los procesos de producción y consumo ubicados en las ciudades y núcleos poblacionales. El funcionamiento de la economía requiere la utilización de recursos naturales, que una vez transformados en bienes y servicios, son devueltos al medio ambiente. De acuerdo a las leyes de la termodinámica, la reducción en los residuos debe conllevar una reducción en los recursos utilizados, y la mayor utilización de los recursos implicará una mayor generación de residuos. Una de las funciones principales del medio ambiente es la capacidad de asimilación de los residuos. Esta función es limitada y se ha visto sobrepasada por la enorme cantidad de vertidos al aire, el suelo y el agua, generados de los procesos de consumo y producción en masa.

Es por ello que uno de los problemas principales de la gestión de la calidad ambiental está en las decisiones acerca de cómo reducir el volumen de residuos vertidos en el medio natural, siendo los sólidos urbanos un componente importante de los residuos que no son asimilables por procesos naturales. Las opciones con respecto a la gestión de los residuos incluyen, por un lado el reciclaje de los materiales, y por otro el vertido, el cual se puede realizar a través de vertederos, o bien a través de la incineración. La primera opción evita los costes ambientales generados por la opción del vertido, aunque también puede tener otros costes externos derivados del proceso de reciclaje. Desde el punto de vista ambiental, la opción del reciclaje suele suponer menores costes, tanto para la generación presente como para las futuras. Las

decisiones sociales acerca de las diversas opciones de política deben tener en cuenta todos los costes implicados, con inclusión de los costes y beneficios externos.

En este trabajo nos hemos centrado en la evaluación de los beneficios sociales generados por unas políticas alternativas de gestión de los residuos sólidos urbanos a través de vertederos. La gestión por este sistema tiene unos costes ambientales distintos a la incineración, por lo que es preciso especificar el mecanismo de vertido al medio natural. Los costes externos incluyen los daños a la salud, el ruido y las molestias a los vecinos. La gestión moderna de los vertederos ha reducido estos efectos a través de medidas de prevención, las cuales también han incrementado los costes de gestión. Por otra parte, la alternativa del reciclaje puede ser combinada con la utilización del vertedero para el depósito de los materiales residuales que no se pueden recuperar, optimizando de este modo la utilización del espacio físico y reduciendo los costes externos del sistema.

La medición de los costes externos del sistema de vertederos, así como de los beneficios de las políticas alternativas, se han obtenido a partir de la aplicación de un experimento de elección de preferencias declaradas, que es una metodología apropiada para evaluar bienes con muchos atributos y dimensiones, o cestas de bienes complejos. La política de reciclaje se ha definido como la implantación de una maquinaria avanzada para la separación de los materiales en el vertedero, junto a la puesta a disposición de los usuarios de un sistema de contenedores especiales para la separación de los materiales en el hogar. La adopción de estas medidas reduciría los vertidos que van a parar al vertedero, y posiblemente una parte de los costes externos, pero no eliminará el daño directo en la población que vive en los alrededores de las instalaciones de tratamiento y vertido.

Estas políticas dirigidas al reciclaje se pueden combinar -o bien reemplazar- con una política que aleje el vertedero de la ubicación actual, con lo que desaparecerían por completo los costes externos en la población cercana. El experimento de elección permite presentar a los individuos implicados estas tres medidas de política, con el fin de obtener el valor marginal de que se lleven a cabo de forma separada o combinada. Las políticas en sí mismas no son excluyentes, por lo que pueden ser complementarias. El valor marginal del traslado del vertedero se puede tomar como una aproximación inferior a la disposición mínima a aceptar por soportar los daños e inconvenientes de su ubicación actual acompañado de un sistema de recuperación de materiales, en caso de ésta sea la política socialmente eficiente.

Los resultados prueban que la política del traslado del vertedero no es precisamente la más valorada por los individuos ubicados en las zonas cercanas. Al contrario, se trata de la política que proporciona la menor utilidad marginal, y es soportada por una proporción minoritaria de la población. La política que mayores beneficios genera es la del reciclaje a través de maquinaria especializada, seguida de la implantación de contenedores en los hogares para la separación manual de los materiales.

El valor marginal de las políticas de gestión decrece con la distancia del vertedero pero sólo hasta que los impactos ambientales no son prácticamente perceptibles (2,17 Kms.). A partir, de este punto, los beneficios de las políticas aumentan debido al mayor nivel de renta y a una mayor demanda de los servicios de reciclaje y gestión integral de los residuos. El valor marginal también se explica por las características sociológicas de la población, como la renta, la edad y la educación. Por otra parte, los beneficios de las políticas también son mayores para los individuos que ya llevan a cabo actitudes de reciclaje en sus hogares.

La evidencia obtenida en este trabajo puede utilizarse con finalidad práctica para la evaluación de las políticas alternativas de la gestión de los residuos sólidos urbanos, bien a través del coste beneficio de su viabilidad social, o bien con la intención de tarificar el servicio proporcionado por el vertedero y el complejo ambiental. La tarifa a pie de vertedero a los Ayuntamientos, aunque ineficiente con respecto a una tarificación al usuario en origen, debe discriminar por volumen y tipo de residuos, y ha de reducirse para las poblaciones cercanas por la cuantía de los costes externos generados por el sistema. La solución de segundo óptimo implica una tarifa general igual al coste medio de tratamiento de los residuos.

## Referencias

Adamowicz, W., Louviere, J. y Williams, M. (1994): "Combining Stated and Revealed Preference Methods for Valuing Environmental Amenities" , *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, 217-292.

Adamowicz, W., y Boxall, P. y Louviere, J. (1995): "Stated Preference Approaches for Measuring Passive Use Values: Choice Experiments versus Contingent Valuation". Staff Paper 95-03, Department of Rural Economy, University of Alberta, Canada.

Adamowicz, W., Swait, J., Boxall, P., Louviere, J.J. y Williams, M. (1997): "Perceptions versus Objective Measures of Environmental Quality in Combined Revealed and Stated Preference Models of Environmental Valuation", *Journal of Environmental Economics and Management*, 32, 65-84.

Adamowicz, W., Louviere, J. y Swait, J. (1998): "Introduction to Attribute-Based Stated Choice Methods". Final Report to Resource Valuation Branch, Damage Assessment Center, NOAA -National Oceanic and Atmospheric Administration, US Department of Commerce.

Bath, C. (1995): "A Heteroskedastic Extreme Value Model of Intercity Travel Mode Choice", *Transportation Research B*, 29,471-483.

Bath, C. (1997): "An Endogenous Segmentation Mode Choice Model with an Application to Intercity Travel" , *Transportation Science*, 31(1), 34-48.

Ben-Akiva, M. y Lerman, S.R. (1985): *Discrete Choice Analysis: Theory and Application to Travel Demand*. The MIT Press, Cambridge.

Boxall, P.C., Adamowicz, W.L., Swait, M., Williams, M. y Louviere, J. (1996): "A Comparison of Stated Preference Methods for Environmental Valuation", *Ecological Economics*, 18 (3),243-253.

Geweke, W.H., Keane, M. y Runkle, D. (1994): "Alternative Computational Approaches to Indifference in the Multinomial Probit Model", *Review of Economics and Statistics*, 76(4), 609-632.

Hanemann, M.W. (1984): "Welfare Evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses". *American Journal of Agricultural Economics*, 66. pp 103-118

Hanley, N., MacMillan, D., Wright, R.E., Bullock, C., Simpson, I, Parsisson, D. y Cabtree, B. (1998a): "Contingent Valuation versus Choice Experiments: Estimating the Benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland", *Journal of Agricultural Economics*, 49(1), 1-15.

Hanley, N., Wright, R.E. y Adamowicz, V. (1998b): "Using Choice Experiments to Value the Environment: Design Issues, Current Experience and Future Prospects" , *Environmental and Resource Economics* 11,1-16.

Hausmann, J .A. y McFadden, D. (1984): "Specification Tests for the Multinomial Logit Model" , *Econometrica*, 52, 1219-240.

Hensher, D.A. (1994): "Stated Preference Analysis of Travel Choices: the State of Practice", *Transportation*, 21(2), 107-133.

Hensher, D.A. (1998): "A Comparison of Elasticities Derived from Multinomial Logit, Nested Logit and Heteroscedastic Extreme Value SP-RP Discrete Choice Models". Paper presented at the 8th World Conference on Transport Research, Antwerp, July.

Huhtala, A. (1997): 'A Post-Consumer Waste Management Model for Determining Optimal Levels of Recycling and Landfilling' , *Environmental and Resource Economics*, 10 (3), October, 301-14.

Huber, .J. y Zwerina, K. (1996): "The Importance of Utility Balance in Efficient Choice Designs" , *Journal of Marketing Research*, 33, 307-317 .

Jakus, P. M., K. H. Tiller y W. M. Park (1996), 'Generation of Recyclables by Rural Households', *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 21 (1), July, 96-108.

Kinnaman, T. C. ( 1998): 'The Efficiency of Curbside Recycling: A Benefit-Cost Analysis'. Working paper, July.

Kinnaman, T. C. y D. Fullerton (2000): "The Economics of Residential Solid Waste Management", en Tietenberge, T., y Folmer, H. (eds.) *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2000/2001*, Edward Elgar, Londres.

Lancaster, K. (1966): "A New Approach to Consumer Theory", *Journal of Political Economy*, 74, 132-157.

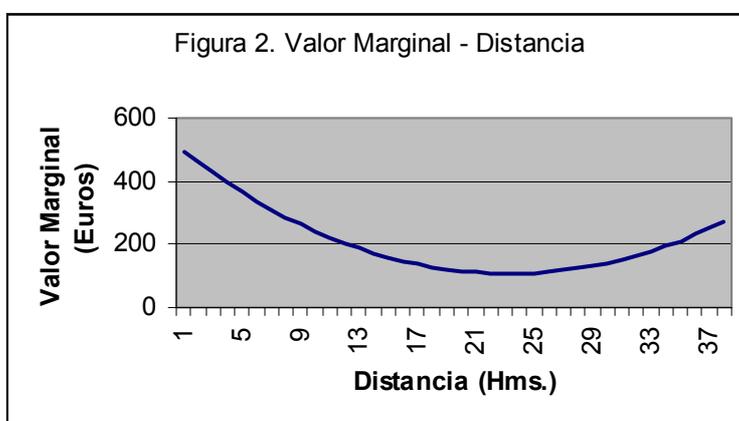
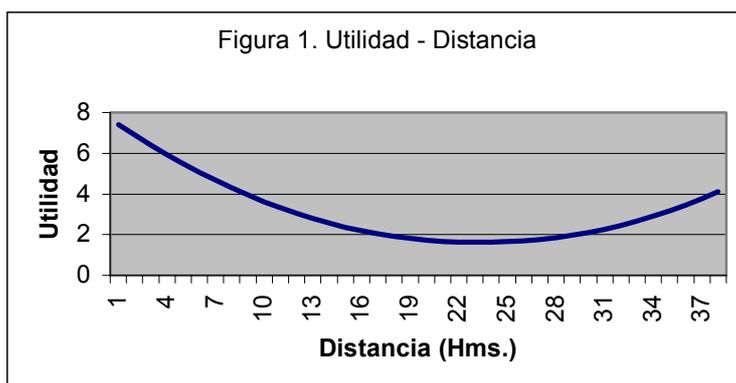
- Louviere, J.J. (1988): *Analyzing Individual Decision Making: Metric Conjoint Analysis*. Sage University Series on Quantitative Applications in the Social Sciences, Series N°67, Newbury Park, Ca: Sage Publications, Inc.
- Louviere, J.J. (1994): "Conjoint Analysis". En Bagozzi, R., (Ed.), *Advances in Marketing Research*, Blackwell, Oxford.
- Louviere, J.J. Hensher, D. y Swait, J. (2000): *Stated Choice Methods. Analysis and Applications*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Luce, R.D. y Tukey, J.W. (1964): "Simultaneous Conjoint Measurement: A New Type of Fundamental Measurement" , *Journal of Mathematical Psychology*, 1, 1-27.
- McFadden, D. (1974): "Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behaviour", en *Frontiers in Econometrics*, P. Zarembka (Ed.), Academic Press, New York.
- McFadden, D. y Train, K. (2000): "Mixed MNL Models for Discrete Responses", *Journal of Econometrics*, 15 (5), 447-70.
- Miranda, M.L. y J.E. Aldy (1998): 'Unit Pricing of Residential Municipal Solid Waste: Lessons from Nine Case Study Communities', *Journal of Environmental Management*, S2 (1), January, 79-93.
- Miranda, M. L., J.W. Everett, D. Blume y B. A. Roy, Jr. (1994): 'Market-Based Incentives and Residential Municipal Solid Waste', *Journal of Policy Analysis and Management*, 13 (4), Fall, 681-98.
- Nelson, A. C., J. Genereux, y M. Genereux (1992): Price Effects of Landfills on House Values', *Land Economics*, 68 (4), November, 359-65.
- Rosen, S. (1974): 'Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition', *Journal of Political Economy*, 82, 34-55.
- Stern, S. (1997): "Simulation-based Estimation", *Journal of Economic Literature*, 35, 2006-2039.
- Tiller, K.J., P. M. Jakus y William M. Park (1997): 'Household Willingness to Pay for Dropoff Recycling', *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 22 (2), December, 310-20.
- Thurstone, L.L. (1927): "A Law of Competitive Judgement", *Psychological Review*, 4, 273-286.
- Train, K. (2002): *Discrete Choice Methods with Simulation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Cuadro 1. Descripción de atributos y niveles

| Atributo                      | Descripción  | Niveles  |
|-------------------------------|--|--|
| Máquinas en vertedero (MAQUI) | Cantidad de material recuperado con máquinas en vertedero                                | Tres cuartas partes<br>La mitad<br>Una cuarta parte                                  |
| Contenedores (CONT)           | Separación de materiales cerca de la vivienda en contenedores especiales                 | Si<br>No   |
| Traslado (ALEJA)              | Alejamiento del vertedero de la ciudad X a un lugar que no implique riesgos ni molestias | Si<br>No   |
| Coste (COSTE)                 | Precio a pagar en euros-pesetas  | 5000 Ptas. (30 €)<br>10000 Ptas. (60 €)<br>15000 Ptas. (90 €)<br>20000 Ptas. (120 €) |

Cuadro 2. Estimación de modelos de elección discreta  
(Errores estándar entre paréntesis)

| Variable                 | Modelo                 |                        |                        |
|--------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
|                          | LMN                    | LPA                    | LH                     |
| Const_A                  | 7,419<br>(1,401)       | 7,422<br>(1,565)       |                        |
| Const_B                  | 7,276<br>(1,477)       | 7,277<br>(1,518)       |                        |
| COSTE                    | -0,0150<br>(0,00153)   | -0,0150<br>(0,00162)   | -0,0101<br>(0,00207)   |
| ALEJA                    | 0,358<br>(0,0654)      | 0,358<br>(0,0680)      | 0,166<br>(0,0596)      |
| CONT                     | 0,450<br>(0,0532)      | 0,450<br>(0,0568)      | 0,3448<br>(0,0700)     |
| MAQUI                    | 0,280<br>(0,0330)      | 0,289<br>(0,0340)      | 0,227<br>(0,0438)      |
| RENTA_A                  | 0,000746<br>(0,000201) | 0,000745<br>(0,000257) | 0,000921<br>(0,000178) |
| RENTA_B                  | 0,000723<br>(0,000198) | 0,000722<br>(0,000254) | 0,000930<br>(0,000181) |
| AEST_A                   | -0,0676<br>(0,0213)    | -0,0677<br>(0,0251)    | -0,0242<br>(0,0196)    |
| AEST_B                   | -0,0725<br>(0,0206)    | -0,0726<br>(0,0243)    | -0,0298<br>(0,0202)    |
| AGE_A                    | -0,0249<br>(0,00671)   | -0,0250<br>(0,00669)   | -0,00351<br>(0,00459)  |
| AGE_B                    | -0,0247<br>(0,00648)   | -0,0247<br>(0,00643)   | -0,00462<br>(0,00475)  |
| VIDRIO_A                 | 0,627<br>(0,241)       | 0,628<br>(0,263)       | 0,559<br>(0,222)       |
| VIDRIO_B                 | 0,731<br>(0,234)       | 0,732<br>(0,256)       | 0,671<br>(0,230)       |
| DISTAN_A                 | -5,317<br>(1,136)      | -5,320<br>(1,250)      | 0,0994<br>(0,313)      |
| DISTAN_B                 | -5,424<br>(1,121)      | -5,427<br>(1,220)      | -0,119<br>(0,333)      |
| (DISTAN) <sup>2</sup> _A | 1,225<br>(0,246)       | 1,226<br>(0,273)       | 0,0624<br>(0,0738)     |
| (DISTAN) <sup>2</sup> _B | 1,237<br>(0,244)       | 1,238<br>(0,268)       | 0,0986<br>(0,0764)     |
| SEPAR_A                  | -0,784<br>(0,440)      | -0,781<br>(0,488)      |                        |
| SEPAR_B                  | -0,444<br>(0,432)      | -0,442<br>(0,471)      |                        |
| sCOSTE                   |                        | 0,00015<br>(0,000766)  |                        |
| sALEJA                   |                        | 0,00193<br>(0,0374)    |                        |
| sCONT                    |                        | 0,00668<br>(0,0282)    |                        |
| sMAQUI                   |                        | 0,00033<br>(0,0129)    |                        |
| S_A                      |                        |                        | 0,746<br>(0,0708)      |
| S_B                      |                        |                        | 0,734<br>(0,109)       |
| v_A                      |                        |                        | 0,957<br>(0,0908)      |
| v_B                      |                        |                        | 0,941<br>(0,140)       |
| LogL                     | -1152,31               | -1151,98               | -1174,97               |
| Pseudo R <sup>2</sup>    | 0,32                   | 0,32                   | 0,31                   |
| n                        | 1575                   | 1575                   | 1575                   |



Cuadro 3. Estimación de la disposición marginal a pagar por políticas de residuos (Euros).

| Política                                | Modelos |       |       |
|---|---------|-------|-------|
|   | LMN     | LPA   | LH    |
| Alejamiento del vertedero               | 24,61   | 23,81 | 16,40 |
| Contenedores en el hogar                | 29,32   | 29,86 | 33,96 |
| Maquinaria para separación en vertedero | 18,75   | 19,18 | 22,42 |