



Documento de Trabajo No. 2010-11

[Working Paper]

¿Es posible un impuesto Ecológico Socialmente Progresivo? Propuesta desde la Economía Ecológica

por

Nicolás Oliva

Centro de Estudios Fiscales - SRI [noliva@sri.gob.ec]

Alfredo Serrano

Universidad Pablo de Olavide

Autorizado por:

Mauro Andino

Noviembre 2010

La serie Documentos de Trabajo del Centro de Estudios Fiscales tiene por objeto difundir investigaciones sobre temas fiscales, tributarios y de teoría y política económica en general que sean de especial relevancia para el Ecuador.

El presente artículo es de exclusiva responsabilidad de sus autores y no necesariamente representa la posición oficial del Centro de Estudios Fiscales ni del Servicio de Rentas Internas. El contenido se puede difundir siempre que sea sin fines comerciales y con la condición de reconocer los créditos correspondientes refiriendo la fuente bibliográfica.



García Moreno y Sucre • Teléfono (593 2) 2582 282

www.cef.sri.gob.ec

Quito - Ecuador

¿Es posible un impuesto Ecológico Socialmente Progresivo?

Propuesta desde la Economía Ecológica^{*}

Nicolás Oliva^a, Alfredo Serrano^b,

^a*Departamento de Estudios Tributarios, Centro de Estudios Fiscales, Quito, Ecuador*

^b*Universidad Pablo de Olavide, Sevilla, España*

Resumen

La utilización de impuestos ha adquirido un papel preponderante en la política medioambiental. No obstante la literatura se ha ocupado de las cuestiones de optimalidad en el diseño de impuestos ambientales, dejando de lado los aspectos distributivos que obligadamente genera esta política. Los aspectos distributivos han sido una cuestión despreciada, desde la economía ambiental, para formular y evaluar las políticas impositivas ambientales. Este trabajo pretende estudiar esta problemática en aras de proporcionar herramientas para formular impuestos ambientales que satisfagan criterios distributivos. Para ello, prescindirá del marco teórico de la Economía Ambiental, por sus determinantes limitaciones, y por el contrario, considerará aspectos de la Economía Ecológica y de la Economía de la Desigualdad. Este trabajo propone el concepto del impuesto ecológico socialmente progresivo, el cual concilia algunos aspectos de la economía ecológica con los aspectos de equidad.

Palabras Claves: Palabras claves: Imposición ambiental, Economía Ecológica, Progresividad, Equidad Ambiental, Política Pública. Ecología Política

1 Introducción: Economía, Medio Ambiente y Política Pública

Desde mediados de siglo XX el concepto de desarrollo ha privilegiado el crecimiento económico por encima de cualquier otro objetivo.¹ En ese afán, los recursos naturales fueron considerados

^{*} Las opiniones vertidas son de exclusiva responsabilidad de los autores y no representan la posición oficial del Centro de Estudios Fiscales.

Emails: noliva@sri.gob.ec, aalfserr@yahoo.es.

¹ El concepto de desarrollo cobra protagonismo político a partir del documento público de la primera Declaración Inter-Aliada de 1942 y en la Carta del Atlántico del mismo año; fue

como otra variable más en el modelo de producción. Las diferentes teorías acerca del concepto de desarrollo no prestaron demasiada atención al análisis de la explotación y degradación del medio ambiente; ni Rostow (1960) en su teoría de la modernización, ni Prebisch (1949) en la teoría de la dependencia, ni Baran (1952) en su visión neomarxista. El modelo ortodoxo neoclásico de crecimiento económico más aceptado (Solow, 1957 y 1974)²) tampoco consideró los recursos naturales como factor productivo. Georgescu-Roegen (1975) critica esta visión tan estrecha y sesgada del papel del medio ambiente en el modelo de Solow.³ El modelo de Solow-Stiglitz⁴ incorpora los recursos naturales en la función de producción Cobb-Douglas, aunque lo hace bajo condiciones incongruentes; Georgescu-Roegen (1979) reprueba el supuesto de la existencia de sustitución perfecta entre el factor capital y el factor de los recursos naturales; Daly (1997) considera que, al incluirse de esa forma los recursos naturales al modelo, las productividades marginales del capital y trabajo deberían ser cero. Otros trabajos más recientes (la escuela neoclásica), como los de Mankin et ál. (1992) y Barro y Sala-i-Martin (1992), tampoco van más allá del uso de los recursos naturales como materias primas necesarias para obtener un output final.

La inclusión del adjetivo “sostenible” al concepto de desarrollo permitió posicionar en el centro del debate académico y político la cuestión medioambiental, lo cual ha cobrado una creciente importancia en las últimas décadas.⁵ El desarrollo sostenible es aquel que asegura las necesidades de la presente generación sin comprometer la capacidad de las futuras para enfrentarse a sus propias necesidades. Este es un concepto amplio y posibilita una extensa gama de posiciones; por ejemplo, la llamada “sostenibilidad débil” adopta un enfoque filosófico antropocéntrico, y se fundamenta en la teoría neoclásica para sustentar sus conceptos, señala que el capital natural puede consumirse sin riesgo, en la medida en que sea sustituido por suficiente capital producido por el hombre (Gual, 2005). Por el contrario, la “sostenibilidad fuerte”⁶ se basa en el paradigma de la “no-sustituibilidad” entre ambos capitales, y es la característica principal de esta visión del desarrollo sostenible (Neumayer, 2003). La “sostenibilidad fuerte” asume principios de la ciencia

reafirmado tres años después en la Conferencia de San Francisco, donde nació la Organización de las Naciones Unidas. En el año 1949, el concepto de desarrollo ganó aún más importancia en las agendas políticas a raíz del discurso de posesión del presidente norteamericano Harry S. Truman, cuando hizo alusión precisamente al mundo subdesarrollado: *‘Hemos de consagrarnos a un nuevo y decidido programa para lograr que los beneficios de nuestro adelanto científico y de nuestro progreso industrial sirvan también para el avance y crecimiento del mundo subdesarrollado’*

² Solow (1974) decía: “*Si resulta muy sencillo sustituir otros factores por recursos naturales, entonces en principio no hay problema. El mundo puede, de hecho, pasar sin recursos naturales’.*”

³ Literalmente dice: “*uno debe tener una visión muy errónea del proceso económico para no ver que no existen otros factores materiales que los recursos naturales. Mantener que ‘el mundo puede, de hecho, pasar sin recursos naturales’ es ignorar la diferencia entre el mundo y el jardín del Eden’*”

⁴ Stiglitz (1974) describe la función de producción Cobb-Douglas.

⁵ En el año 1987, tiene lugar el Informe Brundtland, Nuestro futuro común, como primer informe presentado por la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo.

⁶ También existe el concepto de la “sostenibilidad muy fuerte” que considera que el impacto de la escala del crecimiento económico ya ha sobrepasado los límites críticos (Daly, 1992).

posnormal en cuanto a la incertidumbre (Funtowicz y Ravetz, 2003) y, ante ello, prevalece el criterio de la precaución frente al tecno-optimismo. Este enfoque está en la línea de la escuela de pensamiento de la Economía Ecológica, disciplina que abandona la visión antropocéntrica, mecanicista, crematística, parcelaria y cerrada del sistema económico. Los fundamentos de la Economía Ecológica se basan en las leyes de la Termodinámica⁷, lo cual permite proponer un análisis cointegrador (Naredo, 1999), holístico, transdisciplinario, abierto y coevolutivo en la relación entre la economía, la sociedad y el medio ambiente (Norgaard 1984): sin descuidar el marco de la economía institucional y el estudio del poder relacional y estructural (Strange (1988) citado en Aguilera (2003)).

Las preocupaciones por el deterioro medioambiental van adquiriendo mayor protagonismo dentro de la agenda de los hacedores de política, y se han convertido en un criterio adicional en la intervención del sector público en la economía. A pesar de que la Economía Ecológica rechaza los postulados de la Economía Neoclásica para analizar las políticas públicas respecto al medio ambiente, sí acepta valerse de algunos instrumentos de política medioambiental dotándolos de características y herramientas analíticas muy diferentes. Como señala Martínez-Alier (1999), la Economía Ecológica puede “dudar de la posibilidad de internalización convincente de las externalidades, y defender la inconmensurabilidad de los elementos de la economía, pero esto no significa que se esté en contra de los impuestos que llevan a reducir los impactos negativos de la economía sobre la ecología” (p. 86). Entre las respuestas que ha dado la política pública a este reto, fundamentalmente, se pueden diferenciar dos grupos (Fernández-Bolaños, 2002): 1) la regulación directa que ejerce el sector público mediante leyes y normas de obligado cumplimiento, siendo uno de los instrumentos de política ambiental más utilizados en los países industrializados, y 2) instrumentos económicos que adquieren cada vez más importancia en la política pública medioambiental, entre los que se distinguen dos: (i) los permisos de emisión negociables para reducir los niveles de contaminación⁸, los cuales aparecen en la Cumbre de Kyoto y se basan en la asignación de nuevos derechos de propiedad en la forma de permisos para emitir una determinada cantidad de contaminante (cuota); el mecanismo contempla el comercio de dichos permisos entre “fuentes” y/u otros actores interesados (Field, 2003). Y (ii) las políticas de impuestos y subsidios. Martínez-Alier y Roca (2001) considera que los impuestos ambientales deben diferenciarse en dos tipos: (i) los propiamente llamados impuestos ambientales o ecológicos, que en efecto disuaden el consumo o la producción de bienes contaminadores reduciendo las emisiones de contaminación, y (ii) otros impuestos que, aunque graven cuestiones medioambientales, sólo tienen una finalidad recaudadora para financiar determinados gastos específicos que tienen una vocación relacionada con la sostenibilidad.

Los impuestos ambientales constituyen un eje central de la nueva tendencia de las políticas tribu-

⁷ Es importante prestar especial atención a la segunda ley de la termodinámica: la materia y energía se degradan continuamente de una forma disponible a otra no disponible, considerándose imposible la reversibilidad del proceso.

⁸ Coase (1960).

tarias. Los impuestos ambientales son parte fundamental de la llamada reforma fiscal verde⁹, la cual ha contribuido a invertir la preponderancia de los impuestos directos sobre impuestos indirectos, con lo que las consecuencias han sido recaudatorias pero también en términos de equidad. El diseño de los impuestos ambientales no es tarea sencilla por los problemas de valoración, así como por los diversos efectos que pueden tener sobre distintas variables. Los aspectos distributivos han sido una cuestión despreciada por la economía ambiental en la formulación y evaluación de las políticas impositivas ambientales. Sí, han existido algunos estudios que se han dedicado a evaluar las consecuencias distributivas de políticas tributarias ambientales ya establecidas (Potterba (1991), Smith (1992, 1994)), Symons et ál. (1994), Cornwell y Creedy (1996), Labandeira y Labeaga (1999) y Padilla y Roca (2006)), pero éstos analizaron ad hoc qué efectos tienen sobre la distribución del ingreso sin cuestionar cómo deberían ser diseñados estos tributos para que satisficieran un objetivo redistributivo. El presente trabajo pretende estudiar esta problemática en aras de proporcionar herramientas (no arbitrarias) para formular impuestos ambientales que satisfagan criterios distributivos. Para ello, prescindirá del marco teórico de la Economía Ambiental, por sus determinantes limitaciones, y por el contrario, considerará aspectos de la Economía Ecológica y de la Economía de la Desigualdad. Este trabajo propone el concepto del impuesto ecológico socialmente progresivo, el cual concilia algunos aspectos de la Economía Ecológica con los aspectos de equidad. Detrás de esta concepción, subyacen los criterios de progresividad ecológica débil y progresividad ecológica fuerte, que hacen referencia al principio de quien contamina paga, considerando parcialmente la incertidumbre (principio de precaución), y a la progresividad económica, respectivamente. El trabajo complementa la definición de estas nuevas categorías con instrumentos metodológicos que permitan el diseño de un impuesto de dichas características.

La organización del artículo es la siguiente. La sección segunda trata la teoría de los impuestos ambientales mediante una aproximación desde la economía ecológica. La sección tercera analiza el principio de “quien contamina paga”, con especial énfasis en la incertidumbre en la valoración. La sección cuarta se centra en la progresividad, respecto a la capacidad de pago, en el diseño del impuesto ambiental. La sección quinta propone un impuesto ecológico socialmente progresivo, desde la perspectiva conceptual e instrumental. La sección sexta presenta algunas consideraciones finales.

2 Impuestos Ambientales: una aproximación desde la Economía Ecológica

Si bien la tributación no forma parte del pensamiento neoclásico como tal, la manera como ha sido aplicada al medio ambiente ha respondido al paradigma marginalista y de optimalidad del pensamiento ortodoxo neoclásico dominante. La determinación de tipos impositivos óptimos consiste en adaptar el marco teórico y metodológico del impuesto óptimo los problemas ambientales; su fundamento reside en la igualación del coste marginal de reducción de la contaminación

⁹ Véase Álvarez et ál. (1997).

y el daño marginal provocado al medio ambiente (Field, 2003). Dentro de las críticas a los impuestos óptimos pueden identificarse dos corrientes: la primera que proviene desde la literatura hacendista y la segunda, desde la Economía Ecológica y la Economía de la Desigualdad. La primera corriente arguye, como principal limitación, la excesiva sensibilidad de los tipos impositivos óptimos a las restricciones asumidas. Aasness y Rodseth (1983) y Ray (1986) demuestran la sensibilidad de los cálculos a la forma impuesta sobre la curva de Engel; los trabajos asumen hipótesis muy restrictivas respecto a la función de bienestar y la forma funcional de la curva de Engel (Yitzhaki, 1994). Por otra parte, Feldstein (1975) señala que la imposición óptima no es muy apropiada para objetivos empíricos porque los cambios impositivos actuales son graduales y lentos. Duclos et ál. (2005) critica el uso de la imposición óptima por ignorar el actual sistema fiscal como punto de partida para la toma de decisiones.

La segunda corriente critica los impuestos óptimos desde una posición híbrida entre la Economía Ecológica y la Economía de Desigualdad. Aunque son muchas las posibles críticas que se pueden derivar de este enfoque¹⁰, nos vamos a centrar en dos aspectos que resultan cruciales: la consideración de la incertidumbre y los aspectos distributivos. En primer lugar, hay que destacar la excesiva complejidad de la identificación de los daños ambientales. Un recurso natural puede ser el mismo en dos lugares distintos, pero no siempre su degradación tiene las mismas características. La función de daño marginal depende de variables específicas propias de cada ecosistema, por lo que es un error asumir una misma función de daño marginal para dos o más ecosistemas (funciones homogéneas). La teoría de la imposición óptima sorteada cualquier heterogeneidad de la función de daños. Por ejemplo, a pesar de que la deforestación del manglar es la misma en Ecuador o Mozambique, el daño ambiental que se genera en cada ecosistema será diferente de acuerdo a las características geográficas propias de cada país (funciones de daños marginales heterogéneas). Sin embargo, la imposición óptima gravaría de la misma forma la tala del manglar en ambos sitios. Algo parecido sucede con los costes marginales de reducción de la contaminación que se enfrentan las empresas. En segundo lugar, resulta muy importante resaltar la ausencia de la cuestión distributiva en el diseño de impuestos ambientales. La Economía Ecológica, en su visión más integral, debe hacer un esfuerzo por considerar de manera explícita la cuestión distributiva en el diseño de tales instrumentos debido a que éstos tienen efectos inexorables sobre la desigualdad de la renta neta (después de pago impositivo). La teoría de impuestos, desde la Economía Ambiental, se ha centrado en el criterio de la eficiencia, eludiendo la perspectiva distributiva. La búsqueda del óptimo ha predominado en la literatura de imposición ambiental, sin haberle dado mayor importancia a los principios de equidad y justicia que deben guiar la política ambiental (Rose 1998, Rose y Kverndokk, 2004). Un principio de equidad o de justicia, en este sentido, se refiere a un análisis normativo que determine cómo debe distribuirse el coste de la contaminación entre los diferentes agentes responsables de las acciones que la generan.¹¹

¹⁰ Por ejemplo, la asunción de los supuestos de competencia perfecta (Gago y Lavandería, 1999), o la omisión de los efectos sobre las generaciones futuras en este modo de internalizar los años ambientales (Martinez-Alier 1999).

¹¹ Rose y Kverndokk (2004) diferencia entre equidad y justicia de la siguiente manera: “*La equidad es un concepto normativo relacionado con la distribución de los derechos y los bienes. La justicia*

Los intentos de disponer de un marco teórico-metodológico desde la Economía Ambiental no han valorado esta tesis.

La preocupación por la equidad en el diseño de las políticas ambientales ha sido escasa. Rosen (1992, 1998), Ringius et ál. (2002), Lange et ál. (2007) o Kempfert (2002) se han centrado únicamente sobre la equidad de las políticas internacionales respecto al cambio climático entre países, sin atender a la distribución interpersonal de los costes ambientales (dentro de un mismo país)¹². Los trabajos de Ringius et ál. (2002), Rose (1998) y Lange et ál. (2007) rescatan cuatro criterios de equidad distintos para la distribución de los costes ambientales en el plano internacional: (i) principio igualitario, (ii) principio de soberanía, (iii) principio de “quien contamina paga” (QCP) y (iv) principio de capacidad de pago. Al adaptar estos principios al caso de la contaminación de los individuos dentro de un mismo país, los principios quedan definidos de la siguiente forma:

(i) El principio igualitario señala que todo individuo tiene el mismo derecho de contaminar o de ser protegido de la contaminación.

(ii) El principio de soberanía señala que la capacidad de contaminación debe ser una proporción constante de su nivel de contaminación histórico, independientemente de los niveles de contaminación máxima que fije el gobierno. Es decir, el statu quo es considerado como correcto. Si definimos a

$$C = \sum_{i=1}^N c_i \quad (2.1)$$

como el nivel total de contaminación de un país, donde c_i es la contaminación generada por cada individuo i ; a su vez, si definimos $x_i = \frac{c_i}{C}$ como la participación del individuo i en la contaminación total, entonces el principio de soberanía establece que la fracción x_i deberá permanecer constante para todos los individuos independientemente del nivel de C que haya sido escogido como objetivo de política.

(iii) El principio QCP establece que “quien comete la contaminación debe incurrir en el costo de las medidas destinadas para reducir la contaminación, según la magnitud del daño causado a la sociedad, o la medida en que se sobrepase un nivel aceptable de contaminación (norma)” (Naciones Unidas, 1997).¹³

al parecer es un concepto más amplio que la justicia, mientras que la justicia muchas veces es tomada como un término paraguas que incorpora todas las dimensiones de la evaluación, además de la eficiencia”.

¹² Si bien las investigaciones mencionadas tratan de principios aplicados para la negociación entre países, estos también son válidos como principios normativos al momento que un gobierno decida imponer controles ambientales dentro de un país, ya sea a la producción o al consumo.

¹³ Para el caso de los hogares e individuos aplica el principio “el usuario paga” también definido por Naciones Unidas como: *variación del principio de quien contamina paga, que exige que el*

(iv) El principio de capacidad de pago señala que si un individuo participa en un $x_i\%$ del ingreso total, también deberá participar en el mismo $x_i\%$ del pago del coste total generado por reducir la contaminación global. Es decir, la relación costo de la contaminación/ingreso deberá ser igual para todos los individuos.

El respeto del principio igualitario y de soberanía es contrario a la defensa de los aspectos distributivos, debido a que aceptan como justo el statu quo. Esto resulta inaceptable desde el punto de vista de la justicia social, intergeneracional o medioambiental. Por esta razón, el presente estudio desestima estos dos principios y se centra en los dos últimos criterios. El principio QCP se ha constituido en el eje rector de las políticas medioambientales en el ámbito tributario. El principio de capacidad de pago también ha sido tenuemente introducido en las agendas internacionales, pero aún de una manera proporcional, y sin asumir el carácter normativo de la progresividad, tan exigido a la hora del diseño de otros impuestos directos e indirectos.

3 Más allá del principio de “quien contamina paga”

El principio QCP ha guiado la política ambiental internacional de los países industrializados durante los últimos treinta años. Este principio surge formalmente en el año 1972 en un documento de la OCDE acerca de los lineamientos en materia de política ambiental internacional (Mann, 2009). En el año 2004, la Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo establecía, en materia de responsabilidad medioambiental y en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales, lo siguiente (Unión Europea, 2004): “La presente Directiva tiene por objeto establecer un marco de responsabilidad medioambiental, basado en el principio de ‘quien contamina paga’, para la prevención y la reparación de los daños medioambientales”. De acuerdo a este precepto, el agente que cause daños al medio ambiente debe responder por los costes que implican la remediación o prevención de tales acciones. A pesar de la influencia que ha tendido el principio en la normativa europea, su aplicación aún no es completamente satisfactoria (Mann, 2009).

En términos matemáticos, la función de degradación ambiental se define como la función $\phi = f(P)$, donde ϕ es el daño ambiental de un recurso natural y P es la contaminación generada por la población N , la cual se define como $P = \sum_{i=1}^N p_i$. A su vez, el coste total de la remediación ambiental vendrá determinado por un impuesto T pagado por toda la población, tal que $T = q(\phi)$ y $T = \sum_{i=1}^N t_i$, donde t_i es el impuesto pagado por cada individuo i . Entonces, el principio de QCP establece que si un individuo contamina una porción $x_i^p = \frac{p_i}{P}$ de la contaminación total, P , éste deberá aportar en la misma proporción $x_i^t = \frac{t_i}{T}$ al pago total del impuesto T , de tal forma que

usuario de un recurso natural corra con el costo de la disminución del capital natural” (Naciones Unidas, 1997).

se cumpla que:

$$x_i^p = x_i^t \quad \forall i = 1, \dots, N \quad (3.1)$$

Sin embargo, el principio QCP presenta varias limitaciones:(1) El pago de un impuesto bajo el principio QCP internaliza el coste ambiental dentro de la función de costes de la empresa, sin ninguna consideración adicional. La internalización de los costes ambientales permite la sustituibilidad del coste ambiental con otro tipo de costes (laborales, impositivos, tecnológicos, etc). De esta manera, la empresa tiene la opción de internalizar el coste sin reducir los niveles de contaminación ni la utilidad neta, modificando otras partidas de coste, si la elasticidad de la oferta lo permite.¹⁴ Así, este principio no consigue el objetivo deseado.

(2) La aplicación del principio QCP también asume, a priori, que el coste ambiental puede ser valorado por completo en términos monetarios, y que el valor de la remediación ambiental recoge todos los costes sociales, culturales, económicos, paisajísticos y/o ambientales que existen.¹⁵ Se presupone una correspondencia exacta entre el daño ambiental y la compensación en valores monetarios. Es decir, se asume implícitamente que la función de daño ambiental, $\phi = f(P)$, es determinística y completamente conocida.

(3) Para la Economía Ambiental, la valoración no considera ningún factor de incertidumbre. Por ejemplo, en un derrame de petróleo en el mar, con mucho esfuerzo se podrá estimar el daño a la fauna, la flora, el perjuicio social y/o cualquier otro coste derivado de la contaminación, pero ¿realmente conocemos todas las especies que pueden existir en el océano y que pudieron verse afectadas? o, peor aún, ¿sabemos con certeza qué especies pueden haberse extinguido por el derrame? otro factor de incertidumbre que se adiciona a la valoración del daño ambiental es el beneficio futuro que puede tener determinado recurso natural como fuente medicinal, de reserva natural o, simplemente, el valor futuro por el simple hecho de existir. La valoración económica de la contaminación y la degradación ambiental deberían considerar la incertidumbre del daño(Funtowicz et al., 1999). En este sentido, la función de daño ambiental se convertiría en una variable con un término estocástico como:

$$\phi + \xi = f(P) \quad (3.2)$$

donde el término ξ es el componente estocástico o de incertidumbre que puede tener la valoración ambiental.¹⁶ Dado que $\xi > 0$ y la función $q(\cdot)$ es estrictamente creciente, entonces el nuevo

¹⁴ Incluso, esta razón fue utilizada, en algunas ocasiones por las empresas para presionar a favor de reducciones en las tarifas del impuesto a la renta (Álvarez et al., 1997)).

¹⁵ Sin ser objeto de este estudio, es preciso destacar las importantes limitaciones de las metodologías de valoración de la Economía Ambiental. La economía ecológica presenta alternativas menos restrictivas, tales como el Método Multicriterio o el Análisis de Flujo de Materiales.

¹⁶ Este valor también puede ser entendido como un factor de riesgo que debe incluirse al coste de

impuesto con incertidumbre T^ψ será:

$$T^\psi = q(\phi + \xi) \quad (3.3)$$

y, por ende, $T^\psi > T$. El pago de impuestos por el daño ambiental con incertidumbre, T^ψ , siempre será mayor al pago de impuestos bajo la valoración sin incertidumbre, T . Por lo tanto, el principio QCP es incompleto en su formulación y aplicación. Entonces, se puede plantear el nuevo principio de “quien contamina paga con incertidumbre” (QCPI); este principio, permite satisfacer el principio de precaución.¹⁷ Bajo las condiciones de complejidad e incertidumbre de la actual crisis ecológico-social cobra importancia el principio de precaución, pues se basa en imponer una actitud vigilante y de prudente anticipación, que identifique y descarte las vías que podrían llevar a desenlaces catastróficos (Riechmann, 1995).

Por todo lo mencionado, definimos el principio de “quien contamina paga con incertidumbre” (QCPI) de la siguiente manera: quien comete la contaminación debe incurrir en el coste de las medidas destinadas para reducir o remediar la contaminación, más un valor extra (ξ) por los potenciales daños no contabilizados por desconocimiento de causa y bajo la aplicación del principio de precaución.

Matemáticamente, el principio QCPI establece que si un individuo contamina una porción $x_i^p = \frac{P_i}{P}$, de la contaminación total, P , y dado que el factor estocástico ξ crece a medida que P aumenta, este individuo deberá aportar en una proporción, $x_i^{T^\psi} = \frac{t_i^\psi}{t^\psi}$, mayor al pago total del impuesto T^ψ , de tal forma que se cumpla que:

$$x_i^{t^\psi} > x_i^p \quad \forall i = 1, \dots, N \quad (3.4)$$

En otras palabras, para que el QCPI se cumpla debe garantizarse que los individuos paguen un impuesto acumulado mayor al valor monetario de la contaminación acumulada.

No obstante, el principio QCPI aún presenta serias limitaciones. Pese a que el término ξ tiene en cuenta el principio de precaución (añadiendo un componente que desea considerar parcialmente la incertidumbre en el daño), se sigue valorando de forma monetaria la degradación ambiental. Esto es no se abandona por completo el paradigma crematístico del daño ambiental al usar

la contaminación por los daños que ésta produce y que ni siquiera están contemplados dentro de la función de pagos. Por lo tanto, presentará rendimientos crecientes de escala respecto al nivel de contaminación, porque mientras mayor sea la contaminación mayor será el riesgo de causar daños ambientales que no se conocen.

¹⁷ Según Common y Stagl (1998) el principio de precaución se guarda: “*Cuando una actividad amenaza con dañar la salud de los seres humanos o el medio ambiente, se deben tomar medidas de precaución, incluso en caso de que algunas relaciones de causa y efecto no estén completamente determinadas por medios científicos*”.

valores monetarios. Sin embargo este esfuerzo es un primer estadio de un proceso que permita ir mejorando el diseño de impuestos ecológicos que supere paulatinamente los criterios de la Economía Ambiental.

4 Aspectos distributivos: progresividad en la capacidad de pago

Según la definición de Rosen (1992, 1998), Ringius et ál. (2002) o Lange et ál. (2007), el principio de capacidad de pago exige una relación proporcional entre el pago del impuesto ambiental y el nivel de ingreso de quien lo paga. Este principio, visto desde la teoría hacendista, es equivalente a un impuesto proporcional (Musgrave y Thin 1948, Kakwani 1977 o Stiglitz 2002). Un impuesto es proporcional si un determinado percentil de la población (ordenada en función del nivel de ingresos¹⁸) posee un determinado porcentaje del total de ingreso, pagada por el mismo percentil del total recaudado por dicho impuesto. Entonces, la aplicación del principio de capacidad de pago en el ámbito de política tributaria ambiental no es más que el cumplimiento del criterio de proporcionalidad. No obstante, la literatura hacendista y de la economía de la desigualdad exigen el requisito de la progresividad si se desea tener efectos distributivos positivos por la vía del impuesto.

Una estructura tributaria será justa siempre que los individuos de menores ingresos contribuyan menos que proporcionalmente al pago del impuesto que aquellos con mayores ingresos. Por tal razón, es recomendable exigir la progresividad en el diseño de impuestos ambientales, si se quiere incorporar criterios distributivos. La Economía Ecológica sí debe enlazar la equidad y lo ambiental, y nos aísla como hace la Economía Ambiental. En este sentido, esta propuesta aboga por la compatibilidad de las cuestiones ecológicas y distributivas en el diseño de un impuesto, mediante la exigencia de que si un individuo participa en un $x_i\%$ del ingreso total, deberá participar con $w_i\%$ en el pago del impuesto total destinado a remediar el daño ambiental, donde $w_i > x_i$ a medida que el ingreso se incrementa. Esto requerirá que el coste de la contaminación sea una función directa no decreciente del nivel de ingresos.

5 Impuesto ecológico socialmente progresivo

Un impuesto ecológico socialmente progresivo puede ser definido como aquel que satisface al mismo tiempo el principio de “quien contamina paga con incertidumbre” (QCPI) y de progresividad económica. Un impuesto ecológico socialmente progresivo permite conciliar algunos aspectos de la Economía Ecológica con criterios distributivos. Hasta hoy, no ha sido desarrollado un marco teórico y metodológico que considere ambos principios simultáneamente. El planteamiento

¹⁸ Se puede utilizar cualquier otra proxy de la capacidad de pago (por ejemplo, el nivel de consumo).

que hace este trabajo consigue proponer y diseñar impuestos que garanticen la sostenibilidad ambiental y que consideren el nivel de ingreso de los individuos que se verán afectados con su implementación.

El concepto de impuesto ecológico socialmente progresivo vendrá determinado por dos categorías que presentaremos en las próximas líneas: la progresividad ecológica débil y la progresividad ecológica fuerte.

5.1 Progresividad ecológica débil

En un primer estadio, se desea trasladar el principio QCPI desde el ámbito conceptual al campo estrictamente instrumental.¹⁹ Para ello se utilizan las herramientas que miden la desigualdad del ingreso desarrolladas en los últimos años (véase Duclos (2006), Cowell (1981, 1998) o Padilla y Serrano (2006)²⁰). Como señala Duclos (2006), la curva de Lorenz es la medida más sólida entre los indicadores de desigualdad por dos razones: (i) provee información completa sobre toda la distribución del ingreso -o cualquier otra variable- expresado como proporción de su media y (ii) es la mejor forma para comenzar a analizar la desigualdad de una variable, incluso mejor que cualquiera de los índices desarrollados en la literatura hasta el momento. Por otro lado, tenemos que considerar la curva de concentración; difiere de la curva de Lorenz en que, en este caso, la variable para ordenar la población (variable de ranking) es diferente de la variable focal o de interés.

El principio de QCP tradicional se compone de dos elementos: (1) quién está contaminando y en qué medida y (2) cuánto está pagando por esa contaminación. Se define P como la distribución de la contaminación, donde el orden de una familia en la distribución de la contaminación viene determinado por el percentil p . A su vez $F(P)$ es la función de distribución acumulada de la contaminación. El cuantil $Q(p)$ está definido por $F(Q(p)) = p$; o, si se usa la función inversa de distribución, por $Q(p) = F^{-1}(p)$; por tanto, $Q(p)$ es el nivel de contaminación por debajo del cual se encuentra una porción p de la población. Con estas consideraciones la curva de Lorenz de la contaminación se define como:

$$L_P(p) = \frac{1}{\mu_p} \int_0^p Q(s) ds \quad p \in [0, 1] \quad (5.1)$$

Donde μ_p representa la media de la distribución de contaminación y $Q(p)$ es el cuantil (o el nivel de contaminación determinado, tal que existe una proporción de p de la población que contamina igual o menos que ese nivel). Asimismo, se puede definir el índice de Gini de la contaminación

¹⁹ Al instrumentalizar el principio QCPI, implícitamente se lo hace también para el QCP tradicional, el cual no ha sido instrumentalizado en ningún trabajo de la literatura conocida.

²⁰ Serrano y Padilla (2006) ya han aplicado las herramientas de desigualdad del ingreso para analizar la distribución de la contaminación por CO2 entre diferentes países.

(G_P) de la siguiente forma:

$$G_P = \int_0^1 [p - L_P(p)]k(p, v)dp \quad (5.2)$$

donde $k(p, v)$ hace referencia a una función de pesos normativos (v) para cada orden (p) de la población. En otras palabras $k(p, v)$ pondera las diferentes brechas según un determinado criterio normativo. Cuando $k(p, v) = 2$ se obtiene el índice de Gini ordinario.²¹

Sea T la distribución del pago del impuesto ambiental. Ordenando a la población de acuerdo a la contaminación (P), podemos definir la curva de concentración del impuesto ($C_T(p)$) como:

$$C_T(p) = \frac{1}{\mu_T} \int_0^p T(q) dq \quad p \in [0, 1] \quad (5.3)$$

donde μ_T es la media de la distribución del impuesto T y $T(p)$ es el cuantil en la distribución del impuesto T . Cabe notar que en la ecuación (5.3), la curva de concentración $C_T(p)$ está ordenada en función del percentil p , el cual responde al orden de la variable P . En este caso, también se puede definir el índice de concentración como indica la ecuación (5,3):

$$IC_T = \int_0^1 [p - C_T(p)]k(p, v)dp \quad (5.4)$$

donde $k(p, v)$ es la misma función definida en la ecuación (5.2). Los índices de concentración, como el de la ecuación (5.4), agregan la distancia entre p y la curva de concentración del pago impositivo. La curva de Lorenz de la contaminación y la curva de concentración del impuesto (ecuación (5.1) y (5.3), respectivamente) se presentan en la figura 5.1.

El diagrama (b) de la figura 5.1 muestra que el $p\%$ de la población que menos contamina, en términos relativos más pago del impuesto de lo que acumula en contaminación. Esto en evidencia que los que menos contaminan pagan más de lo que les corresponde; esto ocurre para todos los percentiles de la población. En este escenario el impuesto cumple el principio QCPI²², porque los hogares están pagando una mayor cantidad de lo que contaminan. Por el contrario, el diagrama (a) de la figura 5.1 muestra la situación inversa: la curva de concentración del impuesto se encuentra por debajo de la curva de Lorenz de la contaminación. En este caso, el impuesto viola el principio "quien contamina paga" con incertidumbre, QCPI, porque el $p\%$ de los hogares que menos contaminan, concentran una menor porción de la carga del impuesto de lo que efectivamente están contaminando. En este caso, los que más contaminan están pagando proporcionalmente menos por impuestos. Gráficamente, la única forma de que el principio QCPI

²¹ Yitzhaki (1983).

²² En consecuencia también cumple el QCP

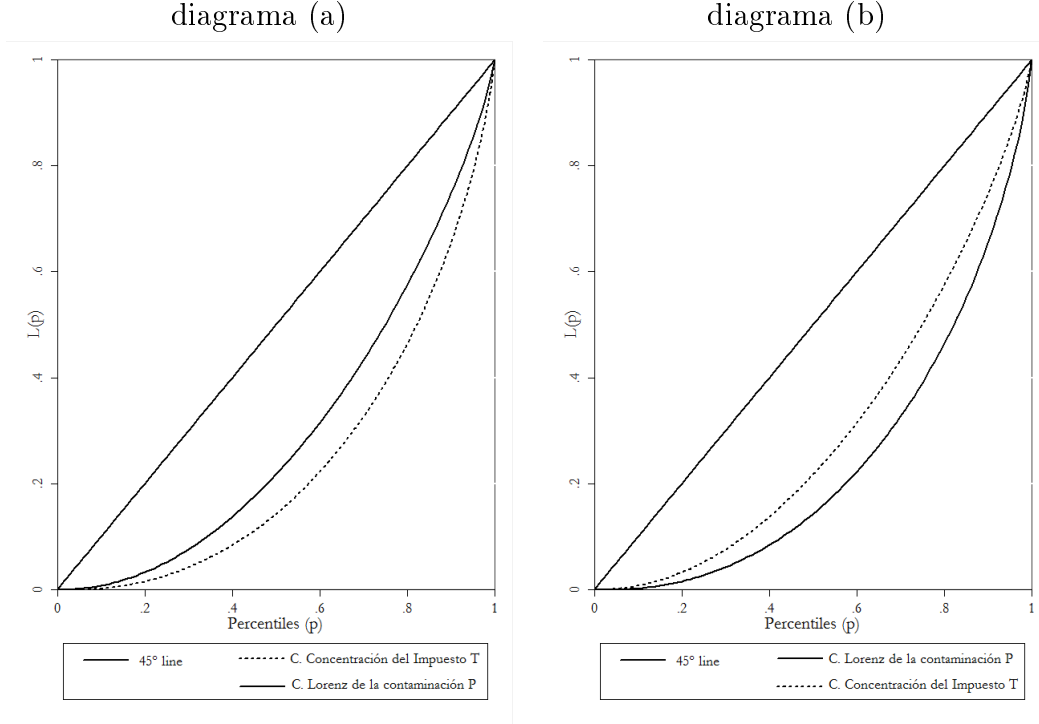


Gráfico 1: Curva de Lorenz Contaminación y Curva de Concentración del Impuesto

se cumpla es que la curva de Lorenz de la contaminación, $L_P(p)$, esté por debajo de la curva de concentración del impuesto, $C_T(p)$ (diagrama (b) de la figura 5.1):

$$L_P(p) > C_T(p) \quad \forall p \in (0, 1) \quad (5.5)$$

De esta forma, se puede definir el índice de “quien contamina paga con incertidumbre” (IQCPI) de la siguiente forma :

$$IQCPI(v) = \int_0^1 [L_P(p) - C_T(p)]k(p, v) = G_P - IC_T \quad (5.6)$$

Cuando $IQCPI(v)$ sea igual a cero, el impuesto estará cumpliendo el principio QCP tradicional; cuando $IQCPI(v) < 0$, la imposición ambiental garantizará que se cumpla el principio de “quien contamina paga” con incertidumbre. Mientras, valores del índice mayores a cero indican que el impuesto viola principio QCP y, por obvias razones, también el QCPI. En base a esto se puede definir el siguiente teorema:

Theorem 1 (Progresividad Ecológica Débil) *Un impuesto destinado a corregir una externalidad ambiental del consumo de un bien o servicio satisface la Progresividad Ecológica Débil si y solo si la curva de concentración del pago del impuesto T es menor que la curva de Lorenz de*

la contaminación, para todos los percentiles de la población; de forma equivalente, si el impuesto cumple con $IQCPI < 0$, siempre que las curvas de Lorenz y de concentración no se crucen en ningún percentil p de la población.

5.2 Progresividad ecológica fuerte

La progresividad ecológica fuerte hace referencia a la fusión de los dos principios previamente citados: QCPI y progresividad económica. Se trata de conciliar los aspectos de la Economía Ecológica y los distributivos. Para garantizar la progresividad económica de un impuesto ambiental se debe garantizar que la curva de Lorenz del ingreso (Y) esté por encima de la curva de concentración del pago del impuesto ambiental (T). Esta condición se cumple en el diagrama (b) de la figura 2: la desigualdad del ingreso es menor a la desigualdad del pago impositivo (ordenada por la distribución del ingreso). Dicho de otro modo, el porcentaje de la población de menores ingresos soporta un porcentaje menor del total pagado por impuestos ambientales. La situación opuesta es la del diagrama (a) de la figura 2; en este caso, el impuesto es regresivo.

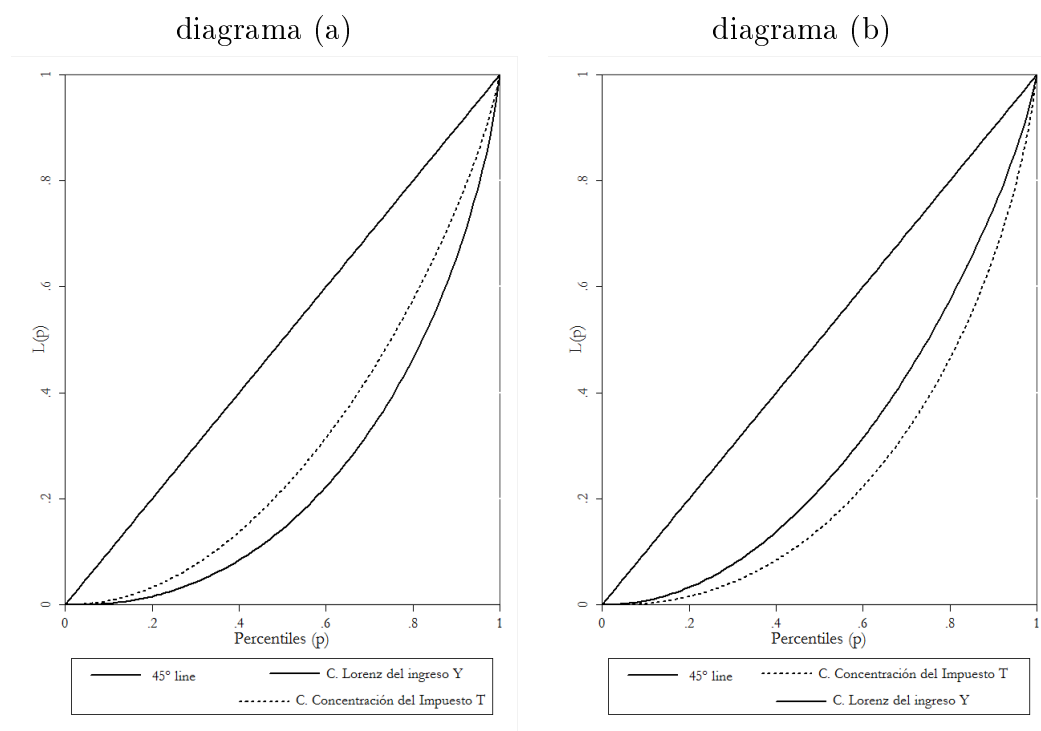


Gráfico 2: Curva de Lorenz ingreso y curva de concentración impuesto

Si $L_Y(q)$ es la curva de Lorenz del ingreso y $C_T(q)$ es la curva de concentración del impuesto, ordenada según el percentil q del ingreso²³, entonces la progresividad de un impuesto ambiental

²³ Nótese que para el caso de la distribución de la contaminación se utilizó el percentil p , mientras que para el ingreso se usa q . Esto se debe a que el orden que toman las curvas lógicamente es diferente si ordenamos a los individuos de acuerdo a su nivel de contaminación a su nivel de ingreso.

implica que se cumpla la siguiente condición:

$$C_T(q) > L_Y(q) \quad \forall q \in (0, 1) \quad (5.7)$$

Utilizando los índices de concentración la anterior condición se expresa así:

$$\int_0^1 C_T(q) - \int_0^1 L_Y(q) > 0 \quad (5.8)$$

$$IC_T - G_Y > 0 \quad (5.9)$$

De la ecuación (5.9) se desprende el tradicional índice de Kakwani que se define como $KK = IC_T - G_Y$. Valores mayores a cero del índice de Kakwani indican que el impuesto es progresivo respecto al ingreso de los individuos (diagrama (b) del gráfico 2); valores menores a cero señalan que el impuesto es regresivo (diagrama (a) del gráfico 2), y, el impuesto es proporcional cuando $KK = IC_T - G_Y = 0$.

De esta manera, se propone una herramienta metodológica para poner en la práctica el concepto de un impuesto ecológico socialmente progresivo: se requiere, por un lado, garantizar el principio QCPI y, por otro, la progresividad de ingresos definida en la ecuación (5.9). Es decir, es necesario que el impuesto cumpla simultáneamente las siguientes 2 condiciones:

$$L_P(p) < C_T(p) \quad \forall p \in (0, 1) \quad (5.10)$$

$$C_T(q) > L_Y(q) \quad \forall q \in (0, 1) \quad (5.11)$$

La discusión previa permite postular el siguiente teorema:

Theorem 2 (Progresividad Ecológica Fuerte) *Todo impuesto destinado a corregir una externalidad ambiental cumplirá con la Progresividad Ecológica Fuerte, si y sólo si cumple que: $IQCPI < 0$ y $KK > 0$ siempre que las curvas de Lorenz y de Concentración no se crucen para ningún percentil p y q de la población.*

El segundo teorema resulta crucial en el diseño de la política pública medioambiental basada en impuestos porque armoniza aspectos ambientales con criterios distributivos. Esta reconciliación de objetivos, desatendida por la Economía Ambiental, supone un nuevo reto para la Economía Ecológica, fundamentalmente desde la corriente de la Ecología Política, al incorporar criterios normativos distributivos a la hora de analizar las políticas públicas medioambientales. Esto constituye una novedosa pauta para aunar criterios de justicia ambiental con criterios de justicia social. El concepto de progresividad ecológica fuerte identifica las condiciones para que

un instrumento de política pública ambiental sea capaz de imbricar sus objetivos ambientales de reducción de la contaminación con los objetivos de progresividad social que procuran los sistemas tributarios modernos.

6 Conclusión

La degradación ambiental y los mecanismos para reducir los niveles de contaminación en el planeta han sido objeto de un intenso debate, tanto a nivel académico como político. Una de las fórmulas más recurrentes es la política tributaria ambiental. Para abordar esta cuestión, la Economía Ambiental ha prestado especial interés en la determinación de los tipos impositivos óptimos (eficiencia), pero ha dicho muy poco sobre quién debe soportar dichos impuestos (equidad). La Economía Ecológica critica este marco teórico, sus hipótesis y sus herramientas metodológicas, aunque sí acepta el uso de los impuestos ambientales como instrumento adicional para combatir a la problemática ambiental. Este trabajo se centra en un aspecto que ha sido permanentemente eludido por la Economía Ambiental, y que todavía constituye un reto para la Economía Ecológica: la cuestión de la equidad. La conciliación de los criterios ambientales con los criterios distributivos no es un cometido sencillo. La Economía Ecológica ha tratado esta dificultad mediante algunos estudios acerca de los efectos que produce una u otra política tributaria ambiental, en la mayoría de casos, sin estudiar a priori cómo debería ser un impuesto ambiental que no solo contribuya a reducir la contaminación y a recaudar fondos públicos, sino que también satisfaga el principio de la progresividad en el pago del impuesto.

Frente a esto, este artículo propone el concepto de Impuesto Ecológico Socialmente Progresivo, definido como aquel impuesto que concilia aspectos ambientales con aspectos distributivos. La presente investigación cuestiona los postulados de la Economía Ambiental para con el diseño de impuestos, especialmente el menosprecio de ésta a la incertidumbre y la equidad frente al principio rector de quien contamina paga. En aras de superar ambas limitaciones, propias de la Economía Ambiental, y partiendo de la vinculación del paradigma teórico de la Economía Ecológica con la Economía de la Desigualdad, este trabajo propone las categorías de Progresividad Ecológica Débil y Progresividad Ecológica Fuerte. Ambas categorías superan, en clave de propuesta, al principio de quien contamina paga. Por un lado, permiten incorporar un factor adicional que recoge parcialmente el principio de precaución, mediante el principio modificado, Quien Contamina Paga con Incertidumbre; por otro lado, considera el principio distributivo en la responsabilidad de pagar impuestos derivados de ocasionar daños ambientales. Además, el trabajo provee de herramientas metodológicas a esta discusión conceptual, a partir de la adaptación de los instrumentos de la Economía de la Desigualdad a la dimensión ecológica.

Este trabajo es un primer esfuerzo para que la Economía Ecológica incorpore (conceptualmente y metodológicamente) aspectos de justicia distributiva en la discusión y diseño de las políticas públicas medioambientales. No obstante, resulta preciso destacar que aún son muchos los retos

por abordar en esta dirección, y que la propuesta adolece de críticas, propias de la Economía Ecológica, en cuanto a la valoración monetaria del daño ambiental y la consideración parcial de la problemática de la incertidumbre. Estos conceptos y categorías presentados, así como la propuesta metodológica, no deben ser entendidos como una discusión cerrada sino, por el contrario, como el punto de partida de un debate poco tratado en la literatura: el de como armonizar los temas ambientales con los aspectos distributivos.

Bibliografía

- [1] Aasness, J. & Rodseth, A. (1983). Engel Curves and system demand functions. *European Economic Review*, 20, 259–298.
- [Agarwal] Agarwal, B. 'Bargaining' and Gender relations: within and beyond the Household "BARGAINING". *Feminist Economics*, 3.
- [2] Agarwal, B. (1997). Bargaining and Gender Relations: Within and beyond the Household. *Feminist economics*, 3(1), 1–51.
- [3] Aguirre, R. (2009). Las bases invisibles del bienestar social: El trabajo doméstico no remunerado en el Uruguay. *UNIFEM, Doble Clic editoras, marzo*.
- [4] Aguirre, R., Batthyány, K., Alesina, L., & Scuro, L. (2005). *Uso del tiempo y trabajo no remunerado: Encuesta en Montevideo y área metropolitana 2003*. Universidad de la República.
- [5] Ateca-Amestoy, V., Serrano-del Rosal, S., & Vera-Toscano, V. (2008). The leisure experience. *The Journal of Socio Economics*, 37, 64–78.
- [6] Atkinson, A. (1970). On the measurement of inequality. *Journal of Economic Theory*, 4(1), 244–263.
- [7] Atkinson, A. (1987). On the measurement of poverty. *Econometrica*, 55(4), 749–764.
- [8] Atkinson, A. & Bourguignon, F. (1982). The comparison of multidimensioned distributions of economic status. *The Review of Economic Studies*, 49, 183–201.
- [9] Atkinson, A. & Bourguignon, F. (2000). *Handbook of income distribution*. North-Holland.
- [10] BancoMundial (2001). Informe sobre el desarrollo mundial 2001. *La lucha contra la pobreza*.
- [11] Bardasi, E. & Wodon, Q. (2006). Measuring time poverty and analyzing its determinants: concepts and application to Guinea. en *M. Blackden, and Q. Wodon(Ed.), Gender, Time Use, and Poverty in sub-Saharan Africa, World Bank Working Paper N° 73*.
- [12] Bittman, M. (1999). Parenthood without penalty: Time use and public policy in Australia and Finland. *Feminist Economics*, 5(3), 27–42.
- [13] Bittman, M. (2004). Parenthood and Employment. en *Folbre, N. y Bittman, M. (eds.), Family Time, The Social Organization of Care*.
- [14] Blackden, C. & Wodon, Q. (2006). *Gender, time use, and poverty in sub-Saharan Africa*. World Bank Working Paper 73.
- [15] Bourguignon, F. (2006). From income to endowments: the difficult task of expanding the income poverty paradigm. *Poverty and inequality*, (pp. 76–102).

- [16] Bourguignon, F. & Chakravarty, S. (2003). The measurement of multidimensional poverty. *Journal of Economic Inequality*, 1, 25–49.
- [17] Bravo, R. (1996). Pobreza y Desigualdad de Género: una propuesta para el diseño de Indicadores. *CEPAL*.
- [18] Burchardt, T. (2008). Time and income poverty. *Centre for Analysis of Social Exclusion, London School of Economics*, report 57.
- [19] Carrasco, C. (2008). Mujeres, sostenibilidad y deuda social. *Revista de educacion*, (pp. 169).
- [20] CEPAL (2009). Panorama social de América Latina 2009.
- [21] Charmes, J. (2006). Review of Empirical Evidence on Time Use in Africa from UN-Sponsored Surveys. *en M. Blackden, and Q. Wodon(Ed.), Gender, Time Use, and Poverty in sub-Saharan Africa, World Bank Working Paper N° 73*.
- [22] Cowell, F. (1998). Measurement of Inequality. *London School of Economics and Political Science, Discussion Paper*, No.DARP/36.
- [23] Cowell, F. & Kuga, K. (1981). Inequality Measurement:An Axiomatic Approach. *European Economic Review*, 15, 287–305.
- [24] Cowell, F. & Mercader-Prats, M. (1999). Equivalence scales and inequality. Suntory and Toyota International Centres for Economics and Related Disciplines, No. DARP 27.
- [25] Daeren, L. (2001). Enfoque de género en la política económica-laboral. El estado del arte en América Latina y el Caribe. *serie Mujer y desarrollo*, 29.
- [26] Dawson, D. (1988). Leisure and the definition of poverty. *Leisure studies*, 7(3), 221–231.
- [27] Duclos, J. & Gregoire, P. (2002). Absolute and Relative Deprivation and the Measurement of Poverty. *Review of Income and Wealth*, 48(4), 221–231.
- [28] Duclos, J.-Y. & Araar, A. (2006). *Poverty and Equity: Measurement, Policy and Estimation with DAD*. New York: Springer.
- [29] Feijoó, M. (2003). Desafíos conceptuales de la pobreza desde una perspectiva de género. *Paper presented at the Meeting of Experts on Poverty and Gender Issues CEPAL/OIT Santiago de Chile*.
- [30] Gammage, S. (2010). Time Pressed and Time Poor: Unpaid Household Work in Guatemala. *Feminist Economics*, 16(3), 79–112.
- [31] Gradin, C. & Del Rio, C. (2001). La Medición De la Desigualdad. *Universidad de Vigo*.
- [32] Jenkins, S. & Lambert, P. (1997). Three "I"s of Poverty Curves, With an analysis of UK Poverty Trends. *Oxford Economic Papers*, 48, 317–327.
- [33] Kes, A. & Swaminathan, H. (2006). Gender and Time Poverty in Sub-Saharan Africa. *en M. Blackden, and Q. Wodon(Ed.), Gender, Time Use, and Poverty in sub-Saharan Africa, World Bank Working Paper N° 73*.
- [34] Kolm, S. (1977). Multidimensional egalitarianisms. *Quarterly Journal of Economics*, 91, 1–13.
- [35] Larrañaga, O. (2007). La medición de la pobreza en dimensiones distintas al ingreso. *Serie Estudios estadísticos y prospectivos CEPAL*, 58.
- [36] Lerman, R. & Yitzhaki, S. (1985). Income inequality effects by income source: a new

- approach and applications to the United States. *The Review of Economics and Statistics*, 67(1), 151–156.
- [37] Maasoumi, E. (1986). The measurement and decomposition of multidimensional inequality. *Econometrica*, 54, 771–779.
- [38] Marin, F. (2009). Indicadores subjetivos de bienestar versus indicadores objetivos de bienestar, una aplicación para el caso de las nacionalidades y pueblos del Ecuador. Master's thesis, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales FLACSO.
- [39] Medeiros, M., Osorio, R., & Costa, J. (2007). Gender inequalities in allocating time to paid and unpaid work: evidence from Bolivia. *International Poverty Center*, Working paper 34.
- [40] Milanovic, B. & Muñoz, R. (2008). La Desigualdad de la Distribución de la Renta en América Latina: Situación, Evolución y Factores Explicativos. *América Latina Hoy, Universidad de Salamanca*, 48, 15–42.
- [41] Milosavljevic, V. & Tacla, O. (2007). Incorporando un módulo de uso del tiempo a las encuestas de hogares: restricciones y potencialidades. *Serie Mujer y Desarrollo CEPAL*, 83.
- [42] Montaña, S. (2008). El aporte de las Mujeres a la Igualdad en América Latina y el Caribe. *X conferencia Regional sobre la mujer de América Latina y el Caribe*, (43).
- [43] Morán, P. et al. (2009). Impacto de género de las políticas públicas. *Documentos-Instituto de Estudios Fiscales*, (23), 1.
- [44] Oliva, N. (2008). El Impuesto al Valor Agregado como Instrumento de Equidad Social: una aproximación a través de Microsimulación. *Cuestiones Económicas*, 24(1), 29–61.
- [45] Pazos, M. (2010). Introducción: Políticas Fiscales y equidad de género. en Pazos, M y Rodríguez, M. (Ed.) *Fiscalidad y Equidad de Género, Fundación Carolina, Documentos de Trabajo*, 43.
- [46] Picchio, A. (2001a). Un Enfoque Macroeconómico Ampliado de las Condiciones de Vida.
- [47] Picchio, A. (2001b). Un enfoque macroeconómico ampliado de las condiciones de vida. In *Barcelona: Universidad de Barcelona, Conferencia Inaugural de las Jornadas Tiempos, trabajos y género*.
- [48] PNUD (2008). Measuring Inequalities in income and gender.
- [49] Pérez, A. (2009). Miradas globales a la organización social de los cuidados: Qué retos políticos debemos afrontar? . *UN-INSTRAW Serie Género Migración y Desarrollo*, Documento de trabajo 6.
- [50] Ramírez, R. (2009). La Felicidad como medida del Buen Vivir en Ecuador: entre la materialidad y la subjetividad. *SENPLADES*.
- [51] Ravallion, M. (1994). Poverty Comparisons. *Fundamentals of Pure and Applied Economics* 56.
- [52] Ravallion, M. (1996). Issues in measuring and modelling poverty. *Economic Journal*, 106, 1328–1343.
- [53] Roemer, J. E. (1998). *Equality of Opportunity*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- [54] Rowntree, B. (1902). *Poverty: a study of town life*. Macmillan and co., limited.
- [55] Ryff, C. & Singer, B. (2006). Know thyself and become what you are: a eudaimónico approach to psychological well-being. *Journal of Happiness Studies*, 9, 13–139.

- [56] Sala-i Martin, X. (2002). The Disturbing Rise' in Global Income Inequality. *NBER Working Paper*, Paper 8904.
- [57] Salas, R. (2001). La Medición de la Desigualdad Económica. *Papeles de Trabajo del Instituto de Estudios Fiscales*, 14.
- [58] Sen, A. (1973). *On Economic Inequality*. Oxford: Clarendon Press.
- [59] Sen, A. (1976). Poverty: an ordinal approach to measurement. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 44(2), 219–231.
- [60] Sen, A. (1979). Equality of What? *The Tanner Lecture on Human Values Stanford University*, (pp. 195–220).
- [61] Sen, A. (1992). Inequality reexamined. *Harvard Russell Sage Foundation*.
- [62] Sen, A. (1999). *Development as freedom*. Oxford University Press.
- [63] Sen, A. (2000). Social Justice and Distribution of Income. In *en A. B. Atkinson y F. Bourguignon (eds.), Handbook of Income Distribution*.
- [64] Sen, A. & Foster, J. (1997). *On economic inequality*. Oxford University Press, USA.
- [65] Sen, A. & Hawthorn, G. (1988). *The standard of living*. Cambridge University Press.
- [66] Serrano, A. (2003). *Reforma del Impuesto sobre el Valor Añadido. Evaluación del Impacto Redistributivo, Pobreza y Bienestar Social*. PhD thesis, Universitat Autònoma de Barcelona.
- [67] Shorrocks, A. (1983). Ranking Income Distribution. *Economica*, 50, 1–17.
- [68] Shorrocks, A. (1998). Deprivation profiles and deprivation Indices . *S.P Jenkins, A. Kaptein y B.M.S. Van Praag (eds.), The Distribution of household welfare and household production, Cambridge: Cambridge University Press*.
- [69] Shorrocks, A. (2002). Deprivation profiles and deprivation Indices. *en The Distribution of household welfare and household production Ed S.Jenkins et al*.
- [70] Sill, K. (2008). The Evolution of the World Income Distribution. *Business Review Research Department of the Philadelphia Fed*.
- [71] SocialWatch (2009). Poner a trabajar a las finanzas: Primero la gente. *Informe 2009*.
- [72] Stark, O., Taylor, J., & Yitzhaki, S. (1986). Remittances and inequality. *The Economic Journal*, 96(383), 722–740.
- [73] Supp, B. (2010). La Sonrisa de la Globalización. *Foreign Policy edición española*, 41, 37–44.
- [74] Theil, H. (1967). *Economics and Information Theory*. Amsterdam: North Holland.
- [75] Townsend, P. (1979). Poverty in the United Kingdom.
- [76] Tsui, K.-Y. (1995). Multidimensional generalizations of the relative and absolute indices: the Atkinson Kolm Sen approach. *Journal of Economic Theory*, 67, 251–265.
- [77] Tsui, K.-Y. (2002). Multidimensional poverty indices. *Social Choice and Welfare*.
- [78] Valenzuela, M. & Bastidas, M. (2006). Género, pobreza, empleo y economía informal en.
- [79] Valenzuela, M.E. y Bastidas, M. (2006). Género, pobreza, empleo y economía informal en Ecuador. *Organización Internacional del Trabajo*.
- [80] Vickery, C. (1977). The time-poor: a new look at poverty. *Journal of Human Resources*, 12(1), 27–48.
- [81] Yitzhaki, S. (1983). On an extension of the Gini inequality index. *International Economic Review*, 24(3), 617–628.