

Departamento de Economía

**Limitaciones para la aplicación de la huella de
carbono y huella ecológica**

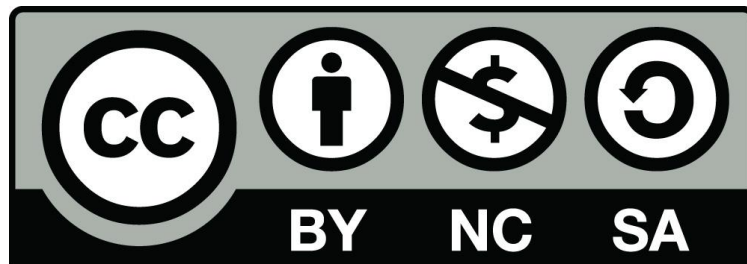
Análisis de la inclusión opcional del alcance 3 en contextos de
asimetría informativa post contractual

Maestría en Economía

Autor: Lic. Caetano de Campos Lopes

Tutor: PhD Marzia Raybaudi

15 de junio de 2017



Esta obra está bajo una [Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/).



Reconocimiento: En cualquier explotación de la obra autorizada por la licencia se debe reconocer la autoría.



No Comercial: La explotación de la obra queda limitada a usos no comerciales.



Compartir igual: La explotación autorizada incluye la creación de obras derivadas siempre que mantengan esta misma licencia al ser divulgadas.

Agradecimientos

A mi pareja Diana, por su amor incondicional, su continuo apoyo y su compañía.

A toda mi familia y amigos, que hacen más transitables los momentos arduos de la vida. En especial a mis padres, Armindo y Castálide, quienes fueron los arquitectos de mis principales valores y fundación segura en la cual siempre pude sostenerme.

A Marzia Raybaudi, por motivarme y orientarme en mi vida académica.

A Alfredo Rosso, por la inspiración y el ánimo que me dio a lo largo de mi trabajo.

A Leandro Arozamena, por sus sabías instrucciones y precisas recomendaciones.

A Martín Gerschenfeld, Stefano Baratuche, Diego Gentile, Federico Guzman y Emilse Formoso, quienes me acompañaron en esta maestría y fueron esenciales a lo largo de estos años.

A la Universidad Torcuato di Tella, por todo lo que me ha enseñado.

Resumen

Las actuales metodologías de contabilización de la huella de carbono y de la huella ecológica restringen la posibilidad de comparación entre las evaluaciones realizadas por distintos agentes, por más que pertenezcan a un igual sector productivo. Por esta razón el autor cuestiona si dichos indicadores realmente serían capaces de permitir que: los gobiernos, y las otras partes interesadas, puedan desarrollar políticas de incentivos para la promoción de una producción más ecoeficiente; y que los consumidores puedan comparar mejor el nivel de ecoeficiencia de los bienes que consumen. De no ser así, en el largo plazo, esas deficiencias podrían minar la credibilidad de tales indicadores como fuente de información válida para las decisiones de los consumidores, de los gobiernos y de otras partes interesadas.

Para evaluar a dicha hipótesis se analizarán los efectos que algunas políticas de incentivos, propuestas por el principal en el marco de un problema de agencia, podrían tener sobre el comportamiento estratégico de cada agente y sobre la promoción de la ecoeficiencia como un todo. En particular, se considerará un contexto de competencia en cantidades y se contrastarán las ventajas y las desventajas de las diferentes políticas de incentivo, así como los efectos que la actual metodología de contabilización de los indicadores bajo escrutinio tendría sobre ellas.

Palabras clave: Gases de Efecto Invernadero, Teoría de Juegos, Indicadores Ambientales, Información Ambiental, Huella Ecológica, Huella de Carbono.

Abstract

The current accounting methodologies used for the carbon footprint and the ecological footprint assessment restrict the possibility of comparison between evaluations made by different agents. For this reason, the author questions whether the signals transmitted by those environmental indicators are adequate for: governments and other stakeholders, who wish to implement incentive policies to promote eco-efficient production; and to consumers who wish to consider the eco-efficiency level of the goods they consume. To evaluate his hypothesis, the author analyzes the effects that incentive policies have on the strategic behavior of each agent and on the promotion of eco-efficiency as a whole. This article considers an agency problem in a context of competition in quantities and contrasts the advantages and disadvantages of different incentive policies, as well as the effects the indicators' current accounting methodology would have on them.

Key words: Greenhouse Gases, Game Theory, Environmental Indicators, Environmental Information, Ecological Footprint, Carbon Footprint.

Tabla de contenidos

Agradecimientos.....	3
Resumen.....	4
Abstract.....	5
1. Introducción.....	7
2. Metodología de cálculo actual de la huella de carbono y de la huella ecológica.....	9
2.1. Huella de Carbono	9
2.2. Huella Ecológica	12
3. Utilización de la huella de carbono y de la huella ecológica en la formulación de políticas.....	14
3.1. Riesgo moral en un contexto de multitarea.....	15
3.2. Evaluación de distintas políticas para la promoción de la ecoeficiencia por medio de evaluaciones de IA-H	19
3.2.1. Sanciones.....	22
3.2.2. Subsidios	26
3.2.3. Transferencias.....	28
4. Resultados y discusión	31
5. Conclusiones	34
Bibliografía	36
Anexos	48
Anexo A – Definición y fin de los indicadores.....	48
Anexo B – Los indicadores de contabilidad basada en el consumo	49

1. Introducción

Independientemente de cómo se definan, los indicadores forman parte de un *sistema de información* y se difieren de otros estadísticos y datos primarios en tanto que representan más que los datos a partir de los cuales fueron calculados.¹ Por ejemplo, medidas de varios aspectos de calidad ambiental culminan en datos crudos, como los niveles de contaminación de aire por hora, los cuales podrían ser agregados y resumidos para proveer estadísticas sobre el nivel de contaminación media diaria del aire. A su vez, estas estadísticas podrían ser analizadas, re-expresadas y combinadas en la forma de indicadores (como por ejemplo del número de días en los que la calidad del aire superó los valores de guía), lo que podría ser un insumo útil para el proceso de toma de decisiones políticas. (von Schirnding 2002)

Consecuentemente, los indicadores añaden un valor agregado a los datos, convirtiéndolos en información que podría ser de uso directo de los decisores (personas con un alto rango en una empresa, o en un Gobierno, que tienen la autoridad para tomar decisiones importantes). La utilización de indicadores actualmente se encuentra bien establecida y tiene una aplicación amplia en áreas como las ciencias económicas, las ciencias ecológicas y la salud pública. Además, su utilización puede darse a escala global, regional, nacional, local, o hasta al nivel de vecindades y hogares (Woodward, y otros 1995).

Entre los potenciales beneficios de los indicadores, se podría mencionar que ayudan a simplificar un conjunto complejo de información; mejoran la comunicación entre los especialistas, los decisores y el público; contribuyen a una mejor gestión y a un mejor desarrollo de políticas. Por lo tanto, sería correcto decir que todo conjunto de indicadores constituye un sistema de señales que permite informar sobre el estado actual y los avances alcanzados en la consecución de objetivos y metas determinadas.

En particular, los indicadores destinados a asuntos ambientales (también llamados indicadores ambientales, en adelante IA) permitirían evaluar el progreso de las principales tendencias y dinámicas del medio ambiente. Entre los IA se encuentran aquellos de contabilidad basada en el consumo (IA-CBC, en adelante),² los cuales han ganado importancia como IA compuestos capaces de orientar a las políticas públicas y privadas y a los procesos de toma de decisión.³ Según varios autores el objetivo de los IA-CBC sería presentar una base cuantificable y racional para iniciar discusiones y desarrollar respuestas sobre la eficiencia de los procesos productivos y de las cadenas de valor como un todo. (Senbel, McDaniels y Dowlatabadi 2003, Galli, y otros 2012)

La huella de carbono (HC, en adelante) y la huella ecológica (HE, en adelante) se han convertido en notorios IA-CBC, a pesar de que su metodología y su aplicación han sido objeto de recurrente debate. (Best, y otros 2008, Fiala 2008, J. Kitzes, A. Galli, y otros 2009, George y Dias 2005, Costanza 2000, Schaefer, y otros 2006, Ayres 2000, Barnett, y otros 2013) Dichas críticas se concentraron tradicionalmente en los siguientes problemas: la disponibilidad de datos, y su fiabilidad, para la correcta estimación de la HC o de la HE; y el alcance de la definición y del significado de dichos indicadores, principalmente en lo que se refiere a las variables utilizadas en su cómputo y a la clase de presión ambiental que efectivamente se está evaluando. Sin embargo,

¹ Ver Anexo A - Definición y fin de los indicadores.

² Ver Anexo B - Los indicadores de contabilidad basada en el consumo.

³ Ver Anexo A - Definición y fin de los indicadores.

el autor del presente trabajo no encontró ninguna crítica orientada a evaluar las posibles consecuencias indeseadas de las actuales metodologías de contabilización de la HC o de la HE sobre los comportamientos estratégicos de los agentes que las utilizan para evaluar sus respectivas presiones ambientales.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar si la HC y la HE, con sus actuales metodologías de contabilización, permitirían realmente que: los decisores implementen políticas de incentivos para la promoción de una producción más ecoeficiente; y que los consumidores puedan comparar mejor el nivel de ecoeficiencia de los bienes que consumen. Para ello se analizarán los efectos que algunas políticas de incentivos, propuestas un el principal en el marco de un problema de agencia, tendrían sobre el comportamiento estratégico de cada agente y sobre la promoción de la ecoeficiencia como un todo. Para dichos análisis se considerará un contexto de competencia en cantidades y se contrastarán las ventajas y las desventajas de las diferentes políticas de incentivo, así como los efectos de la actual metodología de contabilización sobre cada una de ellas.

El desarrollo del presente trabajo se dará de la siguiente manera. En la sección 2 se mencionarán los principales estándares para la evaluación de la HC o de la HE y se analizarán los aspectos comunes de sus metodologías de contabilización. En la sección 3 se profundizará sobre la característica, común a todos los estándares actuales, de que cada agente deberá realizar el cómputo de su HC o HE en base a la participación accionaria que posea en cada etapa de la cadena de valor de los bienes que produzca. En la sección 4 se considerará la posibilidad de que las evaluaciones de HC o HE, con las metodologías de contabilización actuales, generen un contexto de riesgo moral con multitarea y se analizará el efecto de las políticas de incentivo y de las posibles metodologías de contabilización de la HC o de la HE. En la sección 5 se realiza un breve sumario de los principales resultados encontrados y se debate las ventajas y desventajas de cada una de ellas. En la sección 6 se expone las conclusiones derivadas a partir del presente trabajo y las posibles líneas de investigación que podrían desarrollarse a partir de ellas.

2. Metodología de cálculo actual de la huella de carbono y de la huella ecológica

Este trabajo se concentrará en el análisis de los indicadores de la familia de las huellas, más específicamente de la HC y de la HE.⁴ En lo que sigue se utilizará la denominación genérica “los IA-H” cuando se desee mencionar a la HC o la HE de manera indistinta.

Los IA-H expresan el nivel de impacto ambiental por medio de una medida única y ficticia que trata de sintetizar y traducir diversos tipos de impactos a un lenguaje unidimensional. En una evaluación de niveles de HC el nivel de impacto es expresado en términos de dióxido de carbono equivalente (CO_2e), mientras que en una evaluación de niveles de HE el impacto se expresa en términos de demanda de hectáreas globales (en adelante gha, por su abreviación en inglés). Por medio de este lenguaje los IA-H pretenden facilitar la comparación de los impactos ambientales de distintas actividades y de distintos agentes económicos. Sin embargo, tal simplificación, debido a potenciales correlaciones o efectos agregados entre los diversos tipos de contaminación, podría aportar variabilidad a los IA-H y, consecuentemente, hacerlos menos informativos.

El CO_2e es una unidad de medida ficticia que tiene como objetivo expresar en una sola magnitud a la suma de los potenciales de efecto invernadero de los diferentes gases de efecto invernadero (en adelante GHG, por su denominación en inglés) emitidos por el agente de interés.⁵ (Ajero, y otros 2012) A su vez, los cálculos de la HE, cómo mencionado anteriormente, se expresan en unidades de gha, la cual agrega de manera ponderada las contribuciones de diferentes tipos de áreas (terrestres o acuáticas) teniendo en cuenta sus respectivos grados de productividad biológica (en adelante, bioproductividad). (Ewing, Moore, y otros 2010)

2.1. Huella de Carbono

Existen varios estándares internacionales para el cálculo de la HC, entre los principales se encuentran aquellos desarrollados por la asociación GHG Protocol,⁶ la cual fue pionera al realizar la publicación del primer estándar para este indicador. (Barnett, y otros 2013) Dichos estándares buscan proveer una guía paso a paso tanto para las evaluaciones del nivel de HC, como para la realización de los reportes finales. Con ello, se busca beneficiar a las empresas y a los gobiernos, reduciendo los costos relativos a una información poco precisa, poco comparable e incompleta.

Las evaluaciones del nivel de HC se pueden realizar para una corporación (o un agente económico) como un todo, para ciudades, o bien sólo para algún producto en particular. Para la evaluación del nivel de HC de una corporación, a lo largo de un periodo determinado, los principales estándares son el *Corporate Accounting and Reporting Standard* de la GHG Protocol

⁴ Es decir, el presente trabajo no considerará a la huella hídrica.

⁵ Considerando para su cómputo a las emisiones de los seis GHG considerados por el Protocolo de Kyoto.

⁶ Una iniciativa establecida entre el Instituto Mundial de Recursos (o WRI, por su abreviación en inglés) y el Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible (o WBCSD, por su abreviación en inglés).

y el ISO 14064-1 de la Organización Internacional de Normalización (ISO, por su abreviación en inglés). Para la evaluación de la HC de una ciudad, a lo largo de un periodo determinado, el principal estándar es el *Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories* (en adelante, GPC), de la GHG Protocol. Para la evaluación de la HC de productos o servicios, la cual analizaría las emisiones de GHG realizadas durante todo el ciclo de vida de un determinado producto o servicio, los principales estándares son el PAS 2050 de la *Publicly Available Specifications* (PAS, por su abreviación en inglés), el ISO/TS 14067 de la ISO; y el *Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard* de la GHG Protocol.

En términos generales dichos estándares clasifican tres alcances para las evaluaciones del nivel de HC. En el alcance 1 se encuentran las emisiones directas de GHG, como, por ejemplo, el gas utilizado en generadores de energía del agente evaluado o el combustible consumido sus medios de transporte. En el alcance 2 se encuentran las emisiones indirectas de GHG, como aquellas asociadas a la energía que el agente evaluado compra de terceros. En el alcance 3 se encuentran las “otras emisiones indirectas de GHG”, como las asociadas a los insumos no energéticos adquiridos por el agente evaluado y el transporte contratado de terceros. (Barnett, y otros 2013)

Cabe señalar que en todos los estándares mencionados arriba el alcance 3 se define vagamente y que la mayor parte de las evaluaciones de HC no realiza su debida contabilización o evaluación.⁷ Ello se debe a que los estándares consideran que podría ser demasiado complejo estimar con precisión a los niveles de HC relativos al alcance 3 y al hecho de que, según algunos autores, no se debería considerar responsabilidad de un agente económico evaluar y controlar la emisiones de dicho alcance. (Pandey, Agrawal y Pandey 2011)

Para comprender mejor el tratamiento dado por los estándares al alcance 3, se presentará a continuación una breve síntesis del Estándar relativo al Alcance 3 (*Scope 3 Standard*) y del Estándar Corporativo, ambos de la GHG Protocol. (WRI y WBCSD 2004, WRI y WBCSD 2011) Cabe mencionar que el Estándar Corporativo, lanzado por primera vez en 2001 y revisado en 2004, ha sido ampliamente adoptado como el estándar internacional para desarrollar y reportar el inventario de GHG de las instituciones (empresas, ONGs y gobiernos). (WRI y WBCSD 2011)

En el Estándar Corporativo se define como emisiones directas de GHG a aquellas emitidas por fuentes que sean de propiedad de, o controladas por, la corporación. Las emisiones indirectas de GHG serían aquellas emitidas por fuentes asociadas a las actividades de la corporación, pero cuya propiedad es de terceros. Asimismo, la GHG Protocol agrega que lo que se clasifica como emisiones directas e indirectas depende del “enfoque de consolidación” – el cual se basaría en la participación accionaria o en el control efectivo – que el agente económico evaluado haya seleccionado para delimitar sus límites. (WRI y WBCSD 2004)

Después de definir cuáles serían las fuentes de emisión directa e indirecta, el Estándar Corporativo clasifica a dichas emisiones según los tres alcances descriptos previamente, señalando que las evaluaciones deberán informar obligatoriamente a todas las emisiones de alcance 1 y de alcance 2. Sin embargo, el estándar aclara que las emisiones de alcance 3 podrían ser informadas, y contabilizadas, con mayor flexibilidad. (WRI y WBCSD 2004) El Estándar relativo al Alcance 3 complementa lo anterior afirmando que la contabilización de las emisiones

⁷ En efecto, el único de los estándares mencionados arriba que exige la contabilización del nivel de IA-H asociado al alcance 3 es el GPC del GHG Protocol. Sin embargo, dicho estándar no exige la contabilización completa de tal alcance, sino que solamente requiere que la ciudad evaluada considere obligatoriamente el nivel de IA-H asociado a los residuos generados por ella. (WRI, C40 y ICLEI 2014)

de alcance 3 no necesita involucrar un análisis de ciclo de vida (en adelante LCA, por su abreviación en inglés) completo (en lo que se refiere a emisiones de GHG) de todos los productos y operaciones del agente evaluado. Según dicho estándar, caso el agente desee evaluar sus emisiones de alcance 3, sería su facultad elegir cuáles categorías incluir en la evaluación. (WRI y WBCSD 2004)

Según Estándar relativo al Alcance 3, el único objetivo de las evaluaciones del nivel de HC de alcance 3 sería permitir que una corporación pueda comparar su nivel de HC actual con sus niveles históricos. Ello ya que las diferencias entre los niveles de HC reportados por distintas corporaciones podrían ser producto de diferencias en la metodología de cálculo utilizada por cada una, o bien de diferencias relativas a sus respectivos volúmenes de producción o sectores industriales. El estándar concluye que serían necesarias medidas adicionales para permitir comparaciones válidas entre diferentes corporaciones, tales como incrementar la consistencia entre el alcance de las metodologías y entre los datos utilizados por cada agente. (WRI y WBCSD 2011)

Finalmente, la GHG Protocol argumenta que en el momento de definir la amplitud del proyecto de evaluación de la HC se debe considerar el costo-beneficio de incluir efectos indirectos de alcance 3, manifestando que en el general el costo y el tiempo requeridos para este tipo de análisis podrían ser prohibitivos. Además, la asociación agrega que requerir una contabilidad extensa y detallada de los efectos secundarios ayudaría a garantizar la integridad ambiental, pero podría también limitar la adhesión de participantes del programa, ya que estos requisitos pueden ser demasiado onerosos para algunos desarrolladores de proyectos de evaluación. A modo orientativo, la asociación manifiesta que, en el momento de elegir cuales efectos indirectos considerar, las corporaciones podrían utilizar el “principio de relevancia”, el cual recomienda que siempre se tenga en vista el propósito del proyecto de evaluación y las necesidades de sus decisores. (WRI y WBCSD 2005)

En sentido contrario, es importante observar que el propio Estándar relativo al Alcance 3 señala que las emisiones de alcance 3 podrían constituir la mayor fuente de emisiones para los agentes económicos y, como tal, podrían representar las oportunidades más significativas para influir en las reducciones de GHG. (WRI y WBCSD 2011) Además, el Estándar Corporativo afirma que el alcance 3 brinda a los agentes económicos la oportunidad de ser innovadores en la gestión de sus niveles HC, ya que les permite contabilizar y reportar a otras actividades que consideren relevantes para sus objetivos institucionales. (WRI y WBCSD 2004)

A pesar de ello, en línea con lo establecido por los estándares internacionales, en 2007 se aprobaron en el Reino Unido leyes para reducir las emisiones de carbono en forma de Compromisos de Reducción de Carbono (CRC, por su abreviación en inglés), (Carbon Trust 2017) los cuales incluían originalmente a las emisiones de los alcances 1 y 2, pero que se han simplificado y ahora sólo incluyen a las emisiones asociadas con la electricidad y, en algunos casos, a la energía procedente de la calefacción. (Barnett, y otros 2013) En el año 2014, el Gobierno de España creó el Registro de Huella de Carbono (en adelante, RHC), en el cual se deben indicar al menos las emisiones de alcance 1 y 2. (MAPAMA 2014) Ni el CRC ni el RHC cubren a todas las posibles fuentes de GHG, oriundas de actividades económicas, de sus respectivos países.

Según Barnett y otros, si bien los CRC se centran en la reducción de las emisiones de alcance 1 y 2, varios estudios han demostrado que el alcance 3 representa una cantidad significativa de

emisiones de carbono. Por ejemplo, entre 1990 y 2008 las emisiones del alcance 3 del Gobierno del Reino Unido habían aumentado en proporción del 65 % al 77 % de las emisiones totales. Además, se estimó que en 2010 solamente el sector de compras públicas del *National Health System* representó el 65 % de sus emisiones de carbono. Los autores agregan que para la mayoría de los casos las emisiones de nivel 3 representan aproximadamente el 74 % de las emisiones totales, lo que comprobaría que las normas actuales requieren que los agentes informen sólo una pequeña parte de sus niveles de HC reales. (Barnett, y otros 2013)

Paralelamente, los autores Pandey, Agrawal y Pandey, en su artículo de 2011, presentaron ejemplos de evaluaciones de HC que analizaron también a las emisiones de alcance 3. En uno de los casos se evaluó las emisiones de GHG del gobierno de la ciudad de Vancouver (Canadá), considerando que el alcance 1 cubría a las emisiones de GHG directas resultantes del uso de equipos y otras operaciones bajo control del gobierno de la ciudad, mientras que las de alcance 2 cubrían a las emisiones provenientes de los consumos energéticos. Todas las demás emisiones indirectas de las actividades institucionales fueron cubiertas por el alcance 3. En dicha evaluación se concluyó que las emisiones de alcance 3 representaban la mayor parte de la HC total. Otro estudio, con similares conclusiones, señalado por los autores evaluó a las 475 mayores empresas del mundo y concluyó que las emisiones totales de GHG de alcance 3 representarían a aproximadamente un 58 % de sus emisiones totales. (Pandey, Agrawal y Pandey 2011)

2.2. Huella Ecológica

La metodología más utilizada para la contabilidad nacional de las HE hoy en día es la aplicada por la NFA, (J. Kitzes, A. Galli, y otros 2009) descrita en el *Footprint Atlas 2010* (Ewing, Moore, y otros 2010) y en el “*Calculation Methodology for the National Footprint Accounts*” (Ewing, Reed, y otros 2010). La contabilización de recursos para la estimación de una demanda de HE es similar a la del LCA, ya que teóricamente busca considerar lo requerido por todo el proceso productivo y de distribución de un determinado producto, hasta su acto de consumo (es decir, todo su ciclo de vida). Sin embargo, la HE tiene la particularidad de que los consumos de energía, de biomasa (comida y fibras), de materiales de construcción, de cuerpos acuáticos y de otros recursos son todos convertidos en una única medida normalizada (la gha). Tal como con la contabilización de cualquier recurso, la descripción de los resultados es estática y cuantitativa. (Ewing, Moore, y otros 2010)

Los diversos tipos de consumo de los agentes económicos son generalmente convertidos a los nueve tipos de áreas biológicamente productivas consideradas por la HE para la agregación final de la demanda de gha, siendo ellas: (1) tierras de cultivo; (2) tierras de pastoreo; (3) bosques (excluyendo leña); (4) áreas acuáticas bioproductivas; (5) terrenos edificados; (6) el área de tierra necesaria para la absorción de las emisiones del dióxido de carbono provenientes de la que de combustibles fósiles; (7) madera combustible; (8) energía hidroeléctrica; y (9) energía nuclear. (Ewing, Moore, y otros 2010)

Según el Estándar de la HE (*Ecological Footprint Standards*), para la evaluación del nivel de demanda de HE de un producto final se define como tal demanda el valor de la suma de las demandas de HE de todas las actividades requeridas para la creación, uso y disposición final del producto que se desee evaluar. También se podría evaluar el nivel de demanda de HE de un

producto intermedio, la cual incluiría solamente las actividades hasta cierto punto de la cadena de valor del producto. (GFN 2009)

Ya que los ciclos de producción y de uso son típicamente intrincados y largos, cualquier evaluación será una representación simplificada de estos ciclos. Por lo tanto, los agentes interesados en realizar evaluaciones de niveles de demanda de HE deberían incluir la definición de “ciclo de vida del producto” que se consideraría, incluyendo una lista de todas las actividades asociadas con a este ciclo de vida. Por ejemplo, la evaluación del nivel demandado de HE de un producto hasta el momento de la compra debería, al menos, incluir todas las actividades necesarias para la extracción de las materias primas utilizadas para la fabricación del producto, así como todas aquellas necesarias para transportar el producto hasta su punto de compra. Sin embargo, en lo que se refiere a las fronteras del LCA, el Estándar de la HE aclara que todas las definiciones de ciclo de vida de un producto están permitidas desde que sean claramente declaradas en el informe. (GFN 2009)

Por otro lado, en las normas O1 el Estándar de las HE define los requisitos para la evaluación del nivel de demanda de HE de organizaciones. Para esta clase de informe el estándar considera que ni los productos ni las organizaciones poseen un conjunto único (y ampliamente consensuado) de actividades asociadas. En otras palabras, el conjunto de actividades asociadas con el nivel de demanda de HE de un agente económico es determinado por el alcance de los LCA que haya elegido para cada uno de sus productos, los cuales podrían ser definidos de varias formas. Por ello, toda evaluación del nivel demandado de HE por una organización debería definir y explicitar cuidadosamente el alcance del análisis. (GFN 2009)

Es importante observar que el Estándar de las HE sugiere que el evaluador vea la sección “notas para la demarcación apropiada de fronteras” para comprender mejor como definir la amplitud del LCA. (GFN 2009) Entre las observaciones de esta sección, se destaca que *“Sin lugar a dudas, el paso más difícil e importante en la evaluación de la HE de una organización es definir el propósito del análisis del nivel de demanda de HE organizacional y el conjunto apropiado de actividades que se deberían incluirán. No existe una única y correcta perspectiva a considerarse”*. Además, según dicho estándar *“Existen varios objetivos y extensiones por los cuáles evaluaciones de HE podrían ser realizadas por una organización. Ninguna de estas extensiones es correcta, tal como ninguna de ellas es incorrecta”*. (GFN 2009)

Según dicho estándar, la “extensión 2” (que incluiría al alcance 1 y 2) podría considerarse la más ampliamente utilizada, ya que evalúa la HE de todos los productos y materiales consumidos adentro de las fábricas, oficinas y otras participaciones necesarias para mantener la actividad de la organización en curso. Un potencial motivo organizacional asociado a la elección de la “extensión 2” podría ser por primar el interés por identificar la vulnerabilidad de las operaciones internas, y observar las oportunidades de mejora de la eficiencia ecológica (o ecoeficiencia, por su contracción) de la institución. (GFN 2009)

3. Utilización de la huella de carbono y de la huella ecológica en la formulación de políticas

En base al estudio “*Global Survey of Corporate Social Responsibility*”, (Nielsen 2014) se podría considerar que una fracción relevante de los agentes económicos se encuentra interesada en tomar sus decisiones de consumo teniendo en consideración su impacto ambiental. Por ello, resulta esencial suministrar a los consumidores la información necesaria para que puedan estimar el impacto ambiental asociado a sus actividades de consumo. Dicha información podría, potencialmente, ser proveída por los informes de evaluaciones de los niveles de IA-H de agentes y productos.

Sin embargo, en lo relativo al deseo de los consumidores de utilizar a los IA-H como guías para evaluar el impacto ambiental de sus consumos, es importante observar el informe publicado en el año de 2006 la Asociación Europea de Consumidores (BEUC) en conjunto con la Asociación Europea para la Coordinación y la Representación del Consumidor en la Estandarización (ANEC), en el cual ambas asociaciones destacaron aprehensión a las formas alternativas de regulación en el ámbito medioambiental. Según la BEUC y la ANEC, a pesar de que los acuerdos ambientales voluntarios y otros medios de autorregulación de la industria presentan el aspecto positivo de poder proporcionar a los decisores soluciones más flexibles y rápidas (en comparación con los instrumentos legales tradicionales), tales medidas a menudo carecerían de transparencia, ambición, legitimidad y eficacia. (BEUC y ANEC 2006)

Según dichas asociaciones caso las autoridades públicas no tengan los medios para supervisar y hacer cumplir eficazmente a las mencionadas formas alternativas de regulación, entonces no se podría ambicionar demasiado de su capacidad para promover la preservación del medioambiente. La BEUC y la ANEC agregan que, para poder estar de acuerdo con dichas medidas de autorregulación, ellas deberían ser aplicadas y supervisadas de manera estandarizada y con varias formas de sanciones previstas para los eventuales incumplimientos. Por último las asociaciones concluyen que las legislaciones de carácter vinculante deberían seguir siendo la fuente más importante de regulación ambiental. (BEUC y ANEC 2006)

En línea con lo expuesto por la BEUC y la ANEC, pareciera ser que la implementación de una legislación oficial que regule la aplicación de los IA-H – los cuales actualmente son mayormente de evaluación voluntaria – sería la mejor opción para la promoción de los progresos ambientales deseados. A eso se suma el hecho de que parte de los incentivos percibidos por un agente que elija evaluar su nivel de IA-H proviene de los beneficios resultantes de una mejor percepción social de su imagen, o de la imagen de su producto, la cual no ocurriría si las evaluaciones los IA-H no logran emitir señales creíbles a la sociedad. Por lo tanto, resulta pertinente indagarse la siguiente pregunta: ¿qué se podría esperar de la aplicación de los IA-H si su evaluación fuese obligatoria?

Con el objetivo de responder a la pregunta anterior merece la pena observar que, dado que la elección de los impactos directos e indirectos a considerar depende del enfoque de consolidación que el agente evaluado elija, el agente evaluado posee la facultad de afectar cuáles partes de su proceso productivo deberá considerar de manera obligatoria. Esta característica de las metodologías actuales de contabilización de los IA-H podría generar un contexto de asimetría informativa en el que los agentes evaluados sepan más sobre sus verdaderos impactos que las

otras partes interesadas. Asimismo, considerando que los agentes tendrían incentivos para realizar una subestimación de su nivel real de IA-H – ya que podrían así evitar los verdaderos costos de inversión en ecoeficiencia asociados a un determinado nivel de IA-H –, entonces la interacción entre el agente y las partes interesadas sería tal como la de un típico problema de agencia.

3.1. Riesgo moral en un contexto de multitarea

En el tratamiento económico estándar del problema de agencia los sistemas de compensación cumplen la doble función de asignar riesgos y recompensar el trabajo productivo. Sin embargo, como mencionado por Holmstrom y Milgrom, esta teoría no ha logrado descifrar el porqué de que algunos contratos, como los de trabajo, a menudo especifiquen remuneraciones fijas y porqué los incentivos dentro de las empresas no son muy expresivos. En respuesta a ello, Holmstrom y Milgrom introducen la teoría del problema de agencia multitarea, la cual analiza un escenario en el que el principal desearía que el agente realice varias tareas diferentes (es decir: múltiples tareas), o bien que el agente realice una sola tarea que contenga varias dimensiones (es decir: una tarea multidimensional). En ambas situaciones el principal desearía que el agente realice una “multitarea”, es decir: múltiples tareas unidimensionales o una sola tarea multidimensional. (Holmstrom y Milgrom 1991)

Dicha teoría presenta dos características particulares, en relación a los modelos estándares y unidimensionales. En primer lugar, bajo esta teoría el incentivo no sirve sólo para asignar riesgos y motivar el trabajo duro, sino que serviría también para direccionar los esfuerzos de los agentes entre sus diversos deberes. Según el modelo de Holmstrom y Milgrom un aumento en la compensación de un agente en cualquiera de sus tareas (o en cualquier dimensión de su tarea) causaría alguna reasignación de su atención en desmedro de otras tareas (u de otras dimensiones de su tarea). En segundo lugar, si el principal pudiera dividir la responsabilidad de muchas pequeñas tareas entre dos agentes y, a su vez, determinar cómo compensar el desempeño en cada una de ellas, entonces cada tarea debería ser asignada a un solo agente. Esta división, en la que ninguna tarea es compartida entre los dos agentes, llevaría a un mejor control y una mayor eficacia de los incentivos. (Holmstrom y Milgrom 1991)

Los autores demuestran, además, que en un contexto de multitarea un contrato de incentivo óptimo podría incluso especificar el pago de un salario fijo, independiente del desempeño medido.⁸ De manera más general, la conveniencia de proporcionar incentivos para cualquier actividad disminuye a medida que se hace más difícil estimar el desempeño de cualquier otra actividad que compita con la dedicación del agente. (Holmstrom y Milgrom 1991)

Similarmente al contexto analizado por Holmstrom y Milgrom, los incentivos asociados a una buena performance en los IA-H representan, por definición, un ejemplo claro del problema de premiar esfuerzos múltiples y multidimensionales por medio de la performance en una medida unidimensional. Ello debido a que los IA-H, teóricamente, incorporan en su contabilización a esfuerzos múltiples, como los tres alcances que deben ser analizados, y hasta podrían considerar a esfuerzos multidimensionales, cuando se trate evaluar al nivel de IA-H de un agente que

⁸ Bajo el supuesto de que el principal es neutral al riesgo y de que los agentes son aversos al riesgo y poseen una función de utilidad Bernoulli exponencial negativa, con coeficiente de aversión absoluta al riesgo constante.

produzca varios bienes. Otra característica, también asociada a esfuerzos multidimensionales, sería el hecho de que para mejorar su performance en la HC el agente debería considerar sus emisiones de cada uno de los diferentes GHG analizados, o bien evaluar a cada una de sus demandas de bioproductividad, caso quisiera disminuir su nivel de HE.

Sin embargo, es importante observar que, actualmente, realizar un análisis de la relación agente-principal por detrás de la implementación de los IA-H es un ejercicio fundamentalmente teórico. Ello ya que todavía son pocos los gobiernos que obligan y regulan su evaluación, así como son raros los ejemplos de una política sostenida de incentivos asociada a los niveles de IA-H. No obstante, considerar un modelo en el cual exista una figura clara de un principal y de un contrato de incentivos, establecido entre los agentes económicos y el principal, serviría para evaluar las posibles consecuencias de la potencial implementación de normas que exijan de manera obligatoria que los agentes evalúen sus niveles de IA-H.

En las evaluaciones de las políticas de incentivo analizadas en este trabajo se considerará que las entidades gubernamentales interesadas en regular el nivel de impacto ambiental de un sector económico, o de un agente o producto en particular, cumplen el rol del principal del problema de agencia. Alternativamente, de manera más alineada con la realidad actual, también se podría imaginar que el principal esté representado por una entidad ficticia que personifique conjuntamente a: (i) los gobiernos interesados en la promoción de la ecoeficiencia; (ii) los consumidores interesados en regular su nivel de impacto ambiental; (iii) las organizaciones no gubernamentales (en adelante, ONGs) y otras partes interesadas en promover la ecoeficiencia.

El principal, al momento de elegir sus acciones, podría considerar también a los costos no ambientales asociados a cada una de ellas, los cuales acá se mencionan a modo de ilustración. Entre ellos se destaca la posibilidad de promover una economía menos competitiva, lo que podría ocurrir cuando competidores de regiones no reguladas por el principal no hayan realizado inversiones similares para mejorar su ecoeficiencia. Empero, es importante observar que al considerar este escenario se supone implícitamente que las inversiones para reducir los niveles de IA-H afectarían al costo marginal de los productos, y por ende su competitividad.

En línea con lo analizado por Holmstrom y Milgrom, en este trabajo se considerará que cada agente tendría incentivos para alcanzar un determinado nivel de IA-H, al tiempo que buscaría maximizar su beneficio propio. Por lo tanto, optarían por realizar la menor inversión en ecoeficiencia que les permita obtener el nivel deseado de IA-H. Los costos de reducción (del inglés, *abatement costs*) $C(t)$ de los agentes estarían asociados a las inversiones necesarias para reducir el nivel de IA-H en un monto determinado. En lo que sigue se supondrá que los costos $C(t)$ tendrían carácter de costo fijo y que, por ende, no afectarían al costo marginal de los productos.⁹

A diferencia del modelo de Holmstrom y Milgrom, la relación entre el agente y el principal en un modelo que busque ejemplificar la aplicación de los IA-H sería de carácter repetido, con intervalos de repetición determinados en función de la periodicidad requerida para las evaluaciones de los niveles de IA-H. Sin embargo, dado que los impactos ambientales resultantes de elevados niveles de IA-H son geográficamente dispersos y dilatados en el tiempo, la

⁹ Tal supuesto sería razonable en un contexto en el que los agentes no podrían aumentar significativamente a sus niveles de producción en el corto plazo. Consecuentemente, las inversiones que realicen para mejorar sus niveles de ecoeficiencia estarían asociadas a una determinada capacidad instalada y, por lo tanto, no afectarían sus decisiones de producción en el margen.

información que el principal podría obtener con la historia del juego sería insuficiente para que pueda actuar estratégicamente en base a ella.¹⁰ Consecuentemente, sin pérdida de generalidad, el problema de agencia se analizará por medio de un modelo estático.

Adentrando en las características específicas de las evaluaciones de los IA-H, conforme lo presentado en las secciones anteriores, se podría evaluar al nivel de IA-H de todas las operaciones de un agente, o bien se podría evaluar solamente el nivel asociado a un bien en particular. Caso el agente busque evaluar toda su IA-H, se supondrá que podría elegir un conjunto de acciones $\{t_1; \dots; t_n\}$ que le permita reducir su nivel de IA-H. Más específicamente, cada acción t_j representaría el monto de reducción del nivel de IA-H, asociado a la operación j (la cual puede ser influenciada por el agente).

En esta variación del modelo de Holmstrom y Milgrom, dichas reducciones se agrupan en tres categorías. Las reducciones que tienen como objetivo disminuir los niveles de IA-H de las operaciones llevadas a cabo por medio de activos controlados por el agente se denominarán “reducciones de tipo 1” y estarían asociados al concepto de “alcance 1” de los IA-H. Las reducciones que tienen como objetivo disminuir los niveles de IA-H asociados al consumo energético de los activos del agente, considerando solamente el consumo de energía generada por fuentes de terceros, se denominarán “reducciones de tipo 2” y estarían asociados al concepto de “alcance 2” de los IA-H. Finalmente, aquellas reducciones que tienen como objetivo disminuir los niveles de IA-H asociados a la adquisición de insumos no energéticos y los actos de consumo de los bienes producidos por el agente se denominarán “reducciones de tipo 3” y estarían asociados al concepto de “alcance 3” de los IA-H.

Es importante observar que el tercer tipo de reducciones no afectaría el nivel de IA-H del agente, cuando evaluado con las metodologías actuales de los IA-H.¹¹ Además, un supuesto fuerte realizado acá es el de que los agentes pueden afectar la ecoeficiencia de su fuente energética, reducciones de tipo 2. Sin embargo, tal reducción tendría sentido si, por ejemplo, se considera que los agentes podrían realizar reducciones por medio de mejorar su eficiencia energética.¹²

Las señales emitidas por el agente $\mu(t)$ serían una consecuencia del vector $(t_1; \dots; t_n)$ elegido por el agente. En particular, se considerará que:

$$\mu^T(t) \equiv \{\mu_1(t_1); \dots; \mu_n(t_n)\} \quad (1)$$

es una función biyectiva con dominio e imagen n-dimensionales. Con lo cual cada imagen de $\mu(t)$, es decir cada señal $\mu_j(t_j)$, depende de solamente una de las reducciones del agente, al tiempo que cada reducción t_j del agente estaría asociada a una sola señal $\mu_j(t_j)$. En este modelo

¹⁰ Adicionalmente, debido al largo período que debería transcurrir entre la evaluación de los IA-H y la potencial verificación posterior de los impactos ambientales asociados a ellos, sería razonable también considerar que en este intervalo el principal cambie y que con ello cambien las políticas de incentivo y las metodologías utilizadas para la contabilización de los IA-H.

¹¹ Salvo que el agente posea considerables participaciones accionarias a lo largo de toda la cadena de valor de sus productos.

¹² A primera vista podría sonar poco verosímil que los agentes poco integrados puedan afectar el nivel de ecoeficiencia del eslabón que no controlan, sin embargo, ello sería factible si dichos agentes presionaran a que sus proveedores cumplan con ciertos niveles de ecoeficiencia, amenazando con cambiar de proveedores caso no lo hagan. Muy probablemente dicha solución estaría asociada a un aumento en el costo de sus operaciones de alcance 3, lo que podría equipararse con el costo de reducción.

$\mu_j(t_j)$ representa el nivel de IA-H del “alcance j ” y, como consecuencia $n = 3$. Asimismo, cada señal $\mu_j(t_j)$ posee un error de medición asociado ε_j , de media cero y varianza de σ_j^2 .¹³

El beneficio del agente $w(x)$, sería una función de:

$$x = \mu(t) + \varepsilon. \quad (2)$$

Si la regla de compensación fuera lineal, el beneficio sería dado por:

$$w(x) = a^T x + \beta. \quad (3)$$

En particular, se podría suponer que debido a que las IA-H solo consideran a los dos primeros alcances, la remuneración del agente estaría basada solamente en:

$$w(x) = \sum_{j=1}^2 a^T \mu_j(t_j), \quad (4)$$

en la cual $a^T = \omega \cdot (1; 1; 0)$, con $\omega \in \mathfrak{R}_+$.

Es importante aclarar que en este trabajo los beneficios de los agentes son considerados como ingresos extras de los agentes. Es decir, más allá de las ganancias económicas provenientes de su facturación convencional. Por lo tanto podrían ser interpretados como: el otorgamiento de incentivos por parte del Gobierno; la reducción de las multas asociadas a elevados niveles de contaminación; el otorgamiento de créditos a tasas diferenciadas, por entidades financieras comprometidas con la promoción de la ecoeficiencia; una mejor reputación entre los consumidores (lo que generaría un beneficio económico directo, por medio de un mayor valor de marca y mayores posibilidades de diferenciación); una mejor reputación con otras partes interesadas (como ONGs y partidos políticos), lo que resultaría en beneficios económicos indirectos.

El beneficio del principal $B(t)$, el cual motivaría el pago percibido por el agente, podría provenir de una economía más ecológicamente eficiente (o ecoeficiente, por su contracción) y más sustentable, debido a las reducciones en los niveles de IA-H. También podría considerarse beneficioso para el principal el hecho de que, en base a la información proveniente de las evaluaciones de los niveles de IA-H de varios agentes, sería posible tomar sus decisiones de manera más informada y objetiva. Ello suponiendo que el principal podría utilizar las señales $\mu(t)$ como insumo en sus procesos de elección de cuales actividades económicas promover o desalentar, en función de sus respectivos niveles de ecoeficiencia y otros factores que considere relevante (como el ingreso per cápita, la distribución del producto nacional, el nivel de desempleo, entre otros).

Caso el agente produzca más de un tipo de producto, las reducciones del nivel de IA-H de tipo 1 y 2 (asociadas a los alcances 1 y 2) podrían ser multidimensionales o bien estar asociadas a señales con menor precisión, debido a que al producir varios productos sería más difícil asignar el impacto ambiental de cada producto. En el límite estos productos podrían ser prácticamente incapaces de emitir señales individuales.

¹³ Se podría plasmar en este modelo lo argumentado por los principales estándares de medición de los IA-H sobre la dificultad de medición de los niveles de IA-H asociados al alcance 3 (ver sección 2) por medio de considerar que, debido a su dificultad de medición, el alcance 3 tendría una capacidad informativa despreciable, o bien una varianza asociada σ_3^2 muy elevada.

La evaluación del nivel de IA-H de un producto sería análogo al descripto recién, pero con todas las señales, los esfuerzos y los beneficios indexados adicionalmente por el producto bajo análisis. En particular, los beneficios del agente, que al igual que antes se considerarían como ingresos no comerciales, podrían ser interpretados como: (i) las oportunidades de mejor posicionamiento de la marca de su producto evaluado; (ii) incentivos, por parte de iniciativas del sector público o de entidades privadas, a las actividades económicas de un determinado sector; (iii) mejor reputación con otras partes interesadas, como ONGs y partidos políticos. Por otro lado, a diferencia de antes, el beneficio del principal $B(t)$ podría provenir de la posibilidad de poder elegir o promover una canasta de consumo más ecoeficiente.

A partir del paralelismo presentado arriba, se podría sospechar, por medio de las conclusiones del artículo de Holmstrom y Milgrom, que los efectos de la aplicación de los IA-H sobre el nivel de ecoeficiencia de un agente (o de la producción de un producto) podrían resultar ambiguos *a priori*. Por este motivo, con el objetivo de estudiar más a fondo dichos efectos, se realizarán a continuación tres modelizaciones que buscarán evaluarlos de manera inequívoca y por medio de criterios objetivos.

3.2. Evaluación de distintas políticas para la promoción de la ecoeficiencia por medio de evaluaciones de IA-H

En lo que sigue se buscará verificar los efectos que algunas políticas, propuestas por el principal, podrían tener sobre el comportamiento estratégico de cada agente y la promoción de la ecoeficiencia como un todo. Para realizar dichos análisis se considerarán los equilibrios derivados de un marco de competencia en cantidades y se contrastarán las ventajas y las desventajas de las diferentes políticas de incentivo, y los efectos de la actual metodología de contabilización de los IA-H para cada uno ellos.

En las evaluaciones de las políticas de incentivo estudiadas en este trabajo se considerará un marco en el cual el proceso productivo del único bien (perfectamente homogéneo) está compuesto por una cadena de valor con tres eslabones. En el eslabón 1 se realiza la elaboración del bien final, en el eslabón 2 se produce la energía utilizada en la elaboración del bien final y, por último, en el eslabón 3 se obtienen y se transportan los materiales utilizados para la producción del bien final.¹⁴ Existen $N_M + N_P$ jugadores capaces de producir el bien final, N_M agentes muy integrados verticalmente (en adelante denominados como agentes de tipo M) y N_P agentes poco integrados verticalmente (en adelante denominados como agentes de tipo P). Los agentes de tipo M controlan accionariamente a los eslabones 1 y 3 de su proceso productivo, mientras que los agentes de tipo P controlan solamente al eslabón 1 de su proceso productivo.¹⁵ Simbólicamente el nivel de integración vertical de cada agente se expresará como θ^M para los agentes de tipo M y θ^P para los de tipo P.

¹⁴ El eslabón 3 también incluye los niveles de IA-H asociados al consumo energético de la obtención y del transporte de los materiales utilizados para la producción del bien final.

¹⁵ Para ambos tipos de jugadores los niveles de IA-H asociados al eslabón 2 se contabilizaría como IA-H de alcance 2. Para un agente de tipo P el eslabón 3 representaría su alcance 3, mientras que para un agente de tipo M el alcance 3 no existiría.

Los jugadores participan de un juego de tres etapas. En la etapa 0, la primera de ellas, los $N_M + N_P$ agentes compiten en cantidad. El nivel de producción del agente i se denota como q^i para $i \in \{1, \dots, N_M + N_P\}$. El vector de los niveles de producción de los agentes se denota como $q \equiv \{q^1; q^2; \dots; q^{N_M+N_P}\}$; el nivel de producto agregado de la industria es $Q \equiv \sum_{i=1}^{N_M+N_P} q^i$; y el vector q^{-i} de $(N_M + N_P - 1)$ elementos denotarán los niveles de producción elegidos por las rivales del agente i . Así, $\{q^{-i}; q^i\}$ constituirá un vector q de $N_M + N_P$ elementos. La demanda inversa del mercado sería una función de Q y se denota como $P(Q) = a - bQ$. Por otra parte, el costo que el agente i paga para poder producir q^i es $\Phi^i(q^i) = \varphi q^i \quad \forall i$, con $\varphi > 0$. Por lo tanto, la función de ganancia neta del agente i se define como la $\Pi^i(q) \equiv P(Q)q^i - \varphi q^i$, independientemente de su tipo. En la etapa 0 el equilibrio correspondiente a la competencia en cantidad otorgaría:

$$Q^{CE} \equiv \frac{(a-\varphi)(N_M+N_P)}{(N_M+N_P+1)b} \quad (5)$$

$$P(Q^{CE}) = \frac{a+(N_M+N_P)\varphi}{N_M+N_P+1} \equiv p^{CE} > 0 \quad (6)$$

$$q^{iCE} = \frac{a-\varphi}{(N_M+N_P+1)b} \quad \forall i \quad (7)$$

$$\Pi^i(q^{CE}) = \Pi^{CE} \equiv \left(\frac{a-\varphi}{N_M+N_P+1}\right)^2 \frac{1}{b} > 0 \quad (8)$$

$$\Pi^i(q^{CE}) > \Pi^i(q^{-iCE}; q^i) \quad \forall q^i \in \mathfrak{R}_+ \quad (9)$$

Se supondrá que el nivel de IA-H por unidad producida del bien final (en adelante, IA-H/u o IA-H unitaria) puede separarse entre el aporte de IA-H/u de cada eslabón del proceso productivo $j \in \{1; 2; 3\}$ de cada agente i . El aporte referente al eslabón j del agente i se denomina como μ_j^i , donde $\mu_j^i \in [\underline{\mu}_j; \overline{\mu}_j]$, con $\underline{\mu}_j > 0$. Por lo tanto, cada agente tiene asociado a su proceso productivo un conjunto $\mu^i = \{\mu_1^i; \mu_2^i; \mu_3^i\}$ que desagrega los IA-H/u correspondientes a cada eslabón. En línea con el modelo de Holmstrom y Milgrom, mencionado al principio de la presente sección, μ^i podría ser interpretado como el vector de señales del agente i , sin embargo, de acá en adelante cada μ_j^i estará asociada a una variable aleatoria degenerada $\varepsilon_j^i = 0$.^{16 17} Se denominará a la suma $\sum_{j=1}^3 \mu_j^i$ como el nivel real de IA-H/u del agente i ya que considera a la suma de los niveles de IA-H/u de todos los eslabones del proceso productivo de dicho agente.

En las evaluaciones de las políticas de incentivo se supondrá la existencia de un principal interesado en promover de una producción más ecoeficiente, el cual en la etapa 1 puede optar por dos tipos de rigurosidades metodológicas $\rho \in \{\rho_A; \rho_B\}$ para el cómputo del nivel de IA-H/u de cada agente. La rigurosidad metodológica ρ_A también se denominará como rigurosidad metodológica alta, mientras que ρ_B podría denominarse alternativamente de rigurosidad metodológica baja. Dichas rigurosidades metodológicas difieren en función de cuales eslabones

¹⁶ Es decir, los agentes pueden medir e informar con precisión los niveles de IA-H asociados a cada uno de los eslabones de su cadena de valor.

¹⁷ Más adelante se podría interpretar, alternativamente, que el principal considera que la medición del nivel de IA-H del eslabón 3 de un agente de tipo P esté asociada a un enorme grado de imprecisión.

de su proceso productivo un agente i debería considerar al evaluar su IA-H/u. Bajo ρ_A la contabilización del nivel de IA-H/u de un agente i sería:

$$x^{i:\theta^M} = \sum_{j=1}^3 \mu_j^{i:\theta^M} \quad (10)$$

$$x^{i:\theta^P} = \sum_{j=1}^3 \mu_j^{i:\theta^P} \quad (11)$$

Bajo la rigurosidad metodológica ρ_B cada agente i , para la contabilizar su respectivo nivel de IA-H/u, tendría que considerar de manera obligatoria solamente a su eslabón 2 y a los otros eslabones que controle accionariamente.^{18,19} Consecuentemente, cada agente i de tipo P optaría por no considerar a μ_3^i en su cómputo final, ya que de este modo podría aparentar ser más ecoeficiente, pero sin incurrir en costo alguno. Con lo cual, bajo ρ_B :

$$x^{i:\theta^M} = \sum_{j=1}^3 \mu_j^{i:\theta^M} \quad (12)$$

$$x^{i:\theta^P} = \sum_{j=1}^2 \mu_j^{i:\theta^P} \quad (13)$$

En otras palabras, en este escenario el nivel de integración de cada agente i afectaría la manera con la que mediría su respectivo nivel de IA-H/u, lo que permitiría que agentes con procesos productivos iguales, en términos de ecoeficiencia, obtengan valores diferentes de x_i .

Cada agente i tiene a su disposición una tecnología que le permitiría reducir el aporte de IA-H/u de cada uno de sus eslabones $j \in \{1; 2; 3\}$ en una magnitud t_j^i , la cual podría tomar valores en el intervalo $\left[0; \left(\overline{\mu}_j - \underline{\mu}_j\right)\right]$. Un agente i se vería motivado a elegir un vector de reducciones del nivel de IA-H/u $\{t_1^{i*}; t_2^{i*}; t_3^{i*}\}$ no nulo solamente por el deseo de poder acceder al beneficio propuesto por el principal.

Las inversiones asociadas a la elección de $t^i \equiv \{t_1^i; t_2^i; t_3^i\}$ se ven cuantificadas por la función de costos de inversión $C(t^i)$, la cual se supondrá que tiene una igual forma funcional para todos los agentes.²⁰ Se supondrá también que:

$$C(0^T) = 0^T; \frac{\partial C}{\partial t_j^i} > 0 \forall j; \frac{\partial^2 C}{\partial t_j^2} > 0 \forall j \quad (14. a)$$

$$\lim_{t_j^i \rightarrow 0} \frac{\partial C}{\partial t_j^i}(t_j^i) = 0 \forall j; \lim_{t_j^i \rightarrow +\infty} \frac{\partial C}{\partial t_j^i} = +\infty \forall j \quad (14. b)$$

Es importante notar que, dado que $C(t^i)$ no se ve afectada por el nivel de producción, las inversiones en mejoras de ecoeficiencia serán consideradas como un costo fijo para los agentes.

¹⁸ Las metodologías actuales de contabilización de los IA-H definen el cómputo de los niveles de IA-H de un agente i en línea con lo descrito por la rigurosidad metodológica ρ_B .

¹⁹ Una posible manera de interpretar a la rigurosidad metodológica baja es considerar que la medición del nivel de IA-H asociado al alcance 3 (es decir, relativo al eslabón 3 de los agentes de tipo P) estaría asociada a un costo de medición prohibitivo o a un enorme grado de imprecisión. Con lo cual, para solucionar tal problema, el principal consideraría que el nivel de IA-H del eslabón 3 de dichos agentes es nulo.

²⁰ Dicho supuesto, a pesar de fuerte, se basa en que para cambiar sus niveles de ecoeficiencia todos los agentes tendrían a su alcance un igual portfolio de tecnologías disponibles. Cada una de ellas con su costo de inversión asociado.

Además, se supondrá que los insumos de producción provenientes de los eslabones 2 y 3 se consiguen en un mercado competitivo y a un precio igual al costo marginal, el cual se supondrá constante.^{21 22}

A continuación se desarrollarán las evaluaciones de las tres políticas de incentivo, todas basadas en las premisas anteriormente presentadas, pero con pequeñas variaciones – descritas a lo largo de la evaluación de cada política – en el marco de sus respectivas etapas 1 y 2. Más específicamente, dichas evaluaciones buscarán evidenciar y analizar los distintos efectos que pequeñas variaciones en las decisiones tomadas por el principal en etapa 1 podrían tener sobre el equilibrio alcanzado en la etapa 2, cuando los agentes productivamente activos en el mercado a competirían nuevamente en cantidad en la venta del bien.

3.2.1. Sanciones

Para analizar a la política de incentivos basada en sanciones se supondrá que en la etapa 1 el principal exige que cada agente i que quiera estar activo en el mercado en la etapa 2 presente en esta etapa un nivel de IA-H/u x_i inferior a $\bar{x} \in \mathfrak{R}_+$, realizando para ello la amenaza creíble y totalmente ejecutable de que el agente i (activo en la etapa 2) que no cumpla con tal condición deberá pagar una sanción de $\frac{a-\varphi}{2b}$.

Los $N \in \{1; \dots; N_M + N_P\}$ agentes que opten por estar activos en la etapa 2 compiten en cantidad y, debido a que los costos de producción de ambos tipos de agentes no ha cambiado, presentarán los siguientes valores de equilibrio:²³

$$\overline{q^{iCE1}} \equiv \frac{a-\varphi}{(N+1)b} \geq q^{CE} \quad (15)$$

$$Q^{CE1} \equiv \sum_{i=1}^{N_M+N_P} q^{iCE1} = N\overline{q^{iCE1}} \leq Q^{CE} \quad (16)$$

$$p^{CE1} \equiv p(Q^{CE1}) = \frac{a+N\varphi}{N+1} \geq p^{CE} \quad (17)$$

$$\Pi^i = \left(\frac{a-\varphi}{N+1}\right)^2 \frac{1}{b} \equiv \Pi^{CE1} \geq \Pi^{CE} > 0 \quad (18)$$

Un agente i que haya optado por no estar activo produciría la cantidad:

$$q^{iCE1} = \underline{q^{iCE1}} = 0 \quad (19)$$

Con el objetivo de concentrarnos en los efectos de la rigurosidad metodológica y de los niveles de integración vertical, se supondrá que en la etapa 0 el aporte de IA-H/u de cada eslabón del

²¹ Por lo tanto, a pesar de que en una situación más realista los agentes con mayor nivel de integración vertical prefirieron integrarse en algún momento, en las evaluaciones de políticas de incentivo analizadas en este trabajo se considerará que los agentes de tipo M no perciben ninguna ventaja, o desventaja, productiva (en lo relativo a sus costos de producción) asociada a su mayor integración vertical.

²² Considerar que los costos relacionados a los eslabones 2 y 3 sea constante va en línea con el supuesto anterior de que el costo unitario de producción φ es constante.

²³ Vale la pena mencionar que todas las desigualdades asociadas a dicho equilibrio ocurrirían con igualdad si $N = N_M + N_P$.

proceso productivo de cada agente corresponde $\mu_j^{i^0} = \bar{\mu}_j \forall i \forall j$. De este modo, el vector inicial de IA-H/u de los procesos productivos es tal que:

$$\mu_i^0 = \bar{\mu} \equiv \{\bar{\mu}_1; \bar{\mu}_2; \bar{\mu}_3\} \forall i \quad (20)$$

Los agentes que presenten un “exceso de IA-H/u” ($x_i > \bar{x}$), podrían optar por reducir el aporte de IA-H/u de cada uno de sus eslabones $j \in \{1; 2; 3\}$ en una magnitud $t_j^i \in [0; (\bar{\mu}_j - \underline{\mu}_j)]$. La elección de un conjunto de reducciones del nivel de IA-H/u $\{t_1^{i^*}; t_2^{i^*}; t_3^{i^*}\}$ no nulo ocurriría cuando un agente i , inicialmente con $x^{i^0} > \bar{x}$, busque satisfacer $x^i \leq \bar{x}$. Es decir, en este caso, la elección por mejorar la ecoeficiencia de los procesos productivos estaría motivada solamente por el deseo de los agentes de poder participar del mercado.

Dada la restricción impuesta por el principal, los agentes que elijan estar activos en el mercado deberían alcanzar $x_i \in [0; \bar{x}]$. Merece la pena observar que si $\bar{x} \geq x_{max}$, con $x_{max} \equiv \sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j$, entonces ningún agente tendría incentivos para aumentar su nivel de ecoeficiencia, debido a que su vector inicial de IA-H/u de los procesos productivos cumpliría con $\mu_i^0 = \bar{\mu}$ y consecuentemente el cómputo del nivel de IA-H/u de cada agente otorgaría un valor de a lo sumo $x^{i^0} = \bar{x}_{max}$.²⁴ Por otro lado, debido a los hallazgos de la literatura, (Barnett, y otros 2013, Pandey, Agrawal y Pandey 2011) se supondrá que $\bar{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j$.²⁵

En el escenario bajo el cual el principal establece que la rigurosidad metodológica para la medición del nivel de IA-H/u es ρ_A , todos los tipos de agentes considerarían sus procesos productivos completos para contabilizar sus respectivas x_i . En este escenario, una condición necesaria para la existencia de agentes activos en el mercado (y, por ende, para que se produzca el bien final) es que $\bar{x} \geq \bar{x}_A \equiv \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$. En lo casos en los cuales, a la vez, podrían existir agentes activos en el mercado e incentivos para inversiones en disminución del nivel de IA-H/u debería pasar que el \bar{x} cumpla con $\bar{x} \in \left[\left(\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j \right); \left(\sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j \right) \right)$. Ello pues, bajo ρ_A , para estos valores de \bar{x} se obtendría que $x^{i^0} = x_{max} > \bar{x}$ y, por lo tanto, aquellos agentes que deseen participar del mercado en la etapa 2 deberían invertir un vector $t^i \neq 0^T$ y pagar un costo $C(t^i) > 0$. Más precisamente, caso un agente i decida producir cantidades positivas en la última etapa, el vector de reducciones óptimas que elegiría sería el siguiente:

$$t^{i^{CE\ 1.1}} = t^{i:\theta^{M^{CE\ 1.1}}} = t^{i:\theta^{P^{CE\ 1.1}}} \equiv \arg \min \{C(t^i) : x_{max} - \left(\sum_{j=1}^3 t_j^i \right) \leq \bar{x}\} \quad (21)$$

Un agente i , independientemente de su tipo, produciría cantidades positivas en la etapa 2 si y solamente si $C(t^{i^{CE\ 1.1}}) \leq \min\{\Pi^{CE}; \Pi^{CE\ 1.1}\}$, ya que de no respetarse esta condición los agentes no tendrían capacidad de afrontar los costos de inversión, o bien no tendrían incentivos suficientes para realizarla. En este caso, los agentes anticiparían que si se respetan las condiciones para que uno de ellos se encuentre activo en el mercado entonces todos los agentes estarían activos y

²⁴ Dependiendo de cuál sea la rigurosidad metodológica elegida por el principal

²⁵ Como mencionado en la Sección 2.1, varios autores concluyeron que las emisiones del alcance 3 más que superaron a las emisiones de los alcances 1 y 2 consideradas de manera conjunta. (Barnett, y otros 2013, Pandey, Agrawal y Pandey 2011)

sucedría que $\Pi^{CE 1.1} = \Pi^{CE}$ y que el nivel real de IA-H/u de cada agente activo i ($\sum_{j=1}^3 \mu_j^i$) sería no mayor a \bar{x} .

Si el principal hubiese elegido la rigurosidad metodológica ρ_B , la contabilización del nivel de IA-H/u varía según el nivel de integración de cada agente. En este escenario la condición necesaria para la existencia de agentes activos en el mercado pasaría a ser que $\bar{x} \geq \bar{x}_B$, considerando a $\bar{x}_B \equiv \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$. Es decir, aun permitiendo un nivel de IA-H/u máximo que respete $\bar{x}_B < \bar{x}_A$ sería factible la existencia de agentes activos en el mercado. Sin embargo, esto no sería consecuencia de la existencia un proceso productivo más ecoeficiente, dado que el monto real de IA-H/u mínimo (tecnológicamente factible) sigue siendo $\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$. El hecho de que el principal pueda exigir un nivel de IA-H/u máximo inferior se debe a que cada agente i de tipo P contabilizaría su IA-H/u sin considerar al aporte del eslabón de su proceso productivo que no controla accionariamente (es decir, sin contabilizar a μ_3^i).

En este el escenario conviene contemplar dos casos de interés, en función de los valores que podría tomar \bar{x} . En el primer caso $\bar{x} \in \left[\left(\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j \right); \left(\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j \right) \right)$, lo que implicaría que los agentes de tipo M jamás podrían participar del mercado, ya que como mucho pueden reducir su IA-H/u a $x^i = \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$. Por otro lado, en dicho escenario los agentes de tipo P respetarían $x^i \leq \bar{x}$ con simplemente lograr que $\sum_{j=1}^2 \mu_j^i \leq \bar{x}$. Por lo tanto:

$$t^{i:\theta^{P^{CE 1.2}}} = \begin{cases} \arg \min \{ C(t^{i:\theta^P}) : \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j - (\sum_{j=1}^2 t_j^i) \leq \bar{x} \} & \text{si } \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j > \bar{x} \\ 0 & \text{si } \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j \leq \bar{x} \end{cases} \quad (22)$$

y bastaría $C(t^{i:\theta^{P^{CE 1.2}}}) \leq \min\{\Pi^{CE}; \Pi^{CE 1}\}$ para que en equilibrio los agentes P estén activos en el mercado. Merece la pena señalar que, por lo señalado anteriormente, que acá $\Pi^{CE 1} > \Pi^{CE}$ ya que $N = N_P$.

Por lo tanto, a pesar de que en este caso el principal seguramente sea más exigente que en el escenario 1 (debido a que $\bar{x}_B < \bar{x}_A$) se podría llegar a equilibrios en los cuales el promedio real del nivel de IA-H/u de cada agente activo en el mercado sea superior al del escenario anterior. Ello ocurriría ya que por no tener en consideración al nivel de su μ_3^i , en este escenario, los agentes de tipo P elegirían $\mu_3^{i 1.2} = \mu_3^0 = \bar{\mu}_3$ y, por lo tanto, el menor nivel de IA-H/u que presentarían sería $(\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j) + \bar{\mu}_3$. Vale la pena observar que en este caso el nivel de equilibrio del promedio real de IA-H/u solo sería inferior a lo ocurrido en el escenario anterior si $\bar{x}_A > \bar{x}_B + \bar{\mu}_3$.

El segundo caso de interés está asociado a elecciones, por parte del principal, de valor de \bar{x} en el rango $\left[\left(\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j \right); \left(\sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j \right) \right)$. En dicho caso los agentes de tipo M elegirían, de manera similar a lo analizado en el escenario anterior, un vector de reducciones no nulo tal que para un nivel dado de \bar{x} se respetaría a $t^{i:\theta^{M^{CE 1.3}}} = t_i^{1.1}$. Por otro lado, como dicho previamente, para los valores de \bar{x} tales que $\bar{x} \geq \bar{\mu}_1 + \bar{\mu}_2$ los agentes de tipo P no harían inversión alguna en ecoeficiencia.

Además, es importante observar que en este caso si $t^{i:\theta^{P^{CE 1.3}}} \geq 0$, ocurriría que:

$$\left(\sum_{j=1}^3 t_j^{i:\theta^{M^{CE 1.3}}}\right) - \left(\sum_{j=1}^3 t_j^{i:\theta^{P^{CE 1.3}}}\right) = \overline{\mu}_3. \quad (23)$$

$$C\left(t^{i:\theta^{M^{CE 1.3}}}\right) > C\left(t^{i:\theta^{P^{CE 1.3}}}\right) \quad (24)$$

Por lo tanto, si $\min\{\Pi^{CE}; \Pi^{CE 1.1}\} \in \left[C\left(t^{i:\theta^{P^{CE 1.3}}}\right); C\left(t^{i:\theta^{M^{CE 1.3}}}\right)\right)$ solamente los agentes de tipo P participarían del mercado.

Si $C\left(t^{i:\theta^{M^{CE 1.3}}}\right) \leq \min\{\Pi^{CE}; \Pi^{CE 1}\}$ entonces ambos tipos de agentes estarían activos en equilibrio. Vale la pena observar que en este caso, al igual que en el caso anterior la inversión máxima realizada por los agentes de tipo P sería tal que $\sum_{j=1}^2 \mu_j^{i:\theta^P} = \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$. Por lo tanto, dichos agentes invertirían en una reducción de IA-H/u de como mucho $\left(\sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j\right) - \left(\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right)$, lo que en equilibrio les otorgaría un IA-H/u asociado a todo su proceso productivo de $\left(\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right) \overline{\mu}_3$.

Por lo tanto, en este caso – tanto en el equilibrio en el que solo los agentes de tipo P se encuentran activos en el mercado, como en el que ambos tipos de agentes estén activos – el nivel de equilibrio promedio de IA-H/u sería estrictamente mayor que el alcanzado en equilibrio bajo el escenario con ρ_A . Ello se debe a que, a pesar de que todos los agentes activos respeten el nivel máximo de IA-H/u exigido por el principal, el nivel real de IA-H/u de los agentes de tipo P sería superior a \bar{x} . Es importante notar, además, que en este escenario la imposición del nivel máximo de IA-H/u \bar{x} podría excluir del mercado a los agentes de tipo M, que cuando activos podrían ayudar a reducir el nivel de real promedio IA-H/u del mercado.

Además, dado el peso que el eslabón *M* suele tener en las mediciones de IA-H,²⁶ no sería ilógico considerar la posibilidad de que $\underline{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$. Bajo este supuesto los agentes de tipo P inicialmente tendrían $x^{i^0} < \bar{x}$, para todos los valores posibles de \bar{x} , y consecuentemente tendrían como elección óptima un vector de inversiones nulo. De hecho, simplemente con que se diera $\underline{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j - \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$ los agentes P ya no tendrían incentivos para realizar inversión alguna.

Una pequeña variación de la política recién evaluada se podría obtener suponiendo que el principal pueda elegir el nivel de IA-H máxima de cada agente, independientemente de su IA-H/u asociado. En dicho escenario, debido a la linealidad del modelo (salvo por $C(t_i)$) y por el hecho de que dicha condición no afectaría las decisiones de producción en el margen, con multiplicar a \bar{x} y μ_j^i por q^{CE} se podría llegar a una forma reducida con similares conclusiones. Ello considerando que el nivel de inversión sería igual para cada elección de \bar{x} , ya que si para producir q^{CE} unidades con un nivel de IA-H/u $\leq \bar{x}$ cada agente tiene que invertir $C(t_i)$, entonces para producir IA-H $\leq \bar{x}q^{CE}$ se debería requerir de un igual nivel de inversión.

²⁶ En línea con lo expuesto previamente. (Barnett, y otros 2013, Pandey, Agrawal y Pandey 2011)

3.2.2. Subsidios

Bajo la política de incentivos basada en subsidios, en la etapa 1 el principal propone otorgar un pago de $w(x) = w$, por unidad producida, a los agentes que presenten un nivel de IA-H/u menor a \bar{x} . El pago w podría provenir del hecho de que el principal sustituya perfectamente entre los bienes producidos con un IA-H/u de x_{max} y de \bar{x} , sin embargo valore más a los bienes con un menor IA-H/u asociado. En particular, se podría suponer que valora una unidad producida con \bar{x} de nivel de IA-H/u asociado en w a más que aquellas unidades producidas con x_{max} de nivel de IA-H/u. Al igual que lo realizado en el análisis de la política de sanciones, con el objetivo de concentrarnos en los efectos de la rigurosidad metodológica elegida por el principal y de los niveles de integración vertical $\theta \in \{\theta^M; \theta^P\}$, se supondrá que inicialmente el nivel de IA-H/u que cada eslabón del proceso productivo de cada agente aporta son tales que $\mu^{i^0} = \bar{\mu} \quad \forall i$.

Nuevamente conviene analizar el juego en dos escenarios disjuntos. Primeramente se supondrá que el principal eligió la rigurosidad ρ_A , en dicho escenario ambos tipos de agentes tomarían decisiones idénticas y anticiparían que en la etapa 2 todos estarían activos y competirían en cantidades.

Sin embargo, habría dos posibles equilibrios de Nash asociados a este escenario. El primero de ellos ocurriría si los agentes invierten $C(t^{i^{CE\ 2.1}})$, con:

$$t^{i^{CE\ 2.1}} \equiv \arg \min\{C(t^i) : x_{max} - \sum_{j=1}^3 t_j^i \leq \bar{x}\} \quad (25)$$

y perciben, en la etapa 2, el pago prometido.²⁷ Dicho equilibrio sería tal que:

$$q^{i^{CE\ 2.1}} \equiv \frac{(a-\varphi)+w}{(N_M+N_P+1)b} > q^{i^{CE}} \quad \forall i \quad (26)$$

$$p^{CE\ 2.1} \equiv p(Q^{CE\ 2.1}) = \frac{a+(N_M+N_P)(w-\varphi)}{N_M+N_P+1} > p^{CE} > 0 \quad (27)$$

$$\Pi^i(q^{CE\ 2.1}) \equiv \Pi^{CE\ 2.1} = \left(\frac{[(a-\varphi)+w][(a-\varphi)+w(N_M+N_P)]}{N_M+N_P+1} \right)^2 \frac{1}{b} > \Pi^{CE} > 0 \quad (28)$$

$$Q^{CE\ 2.1} \equiv \frac{(N_M+N_P)[(a-\varphi)+w]}{(N_M+N_P+1)b} \quad (29)$$

La condición $C(t^{i^{CE\ 2.1}}) \leq \min\{\Pi^{CE\ 2.1} - \Pi^{CE}; \Pi^{CE}\}$ debería cumplirse para que tal equilibrio existiera, dado que así los agentes tendrían incentivos para realizar la inversión y el capital necesario para afrontarla.

Cuando $C(t^{i^{CE\ 2.1}}) > \min\{\Pi^{CE\ 2.1} - \Pi^{CE}; \Pi^{CE}\}$ ambos tipos de agentes elegirían un vector de inversiones nulo y, consecuentemente, no percibirían el pago w . En este caso los agentes competirían en cantidad en la etapa 2 de manera idéntica a lo ocurrido en la etapa 0.²⁸

²⁷ Cabe mencionar que, para un igual nivel de \bar{x} , valdría que $t^{i^{CE\ 2.1}} = t^{i^{CE\ 1.1}}$.

²⁸ Merece la pena observar que Π^{CE} sería mayor o igual a la diferencia $(\Pi^{CE\ 2.1} - \Pi^{CE})$ si $\gamma \in (0; (\sqrt{2} - 1)(a - c)]$.

Con el objetivo de evaluar los efectos sobre el bienestar de la política elegida por el principal, vamos a comparar el nuevo equilibrio $CE\ 2.1$ con CE . En el equilibrio $CE\ 2.1$, los consumidores pagarían más por cada unidad comprada, pero consumirían en agregado un mayor número de unidades en equilibrio. Ambos tipos de agentes venderían más unidades que en la etapa 0 y a un precio superior, obteniendo así una mayor ganancia neta en equilibrio. El principal, quien solamente percibiría beneficios por la disminución de la IA-H/u promedio, afrontaría el costo de $wQ^{CE\ 2.1}$, el cual podría ser minimizado estableciendo w tal que:

$$C(t^{iCE\ 2.1}) = \Pi^{CE\ 2.1} - \Pi^{CE} = \frac{w^2 + w2(a-\varphi)}{(N_M + N_P + 1)}. \quad (30)$$

Sin embargo, bajo el equilibrio $CE\ 2.1$ podría ocurrir que $\bar{x}Q^{CE\ 2.1} > x_{max} Q^{CE}$, o bien que $w \in \left(0; \left(\frac{x_{max}}{\bar{x}} - 1\right)(a - \varphi)\right]$, con lo cual el nivel agregado de IA-H (de los procesos productivos considerados en su totalidad) hasta podría verse aumentado.

En el segundo escenario, de manera análoga a la sección anterior, el principal elige a la rigurosidad metodológica ρ_B . Como consecuencia de ello, en dicho escenario las decisiones tomadas por cada tipo de agente ya no son necesariamente idénticas. Caso el costo de inversión satisface $C(t^{iCE\ 2.1}) < \min\{(\Pi^{CE\ 2.1} - \Pi^{CE}); \Pi^{CE}\}$, entonces:

$$t^{i:\theta^{MCE\ 2.2}} \equiv \arg \min\{C(t^i) : x_{max} - \sum_{j=1}^3 t_j^i \leq \bar{x}\} \quad (31)$$

$$t^{i:\theta^{PCE\ 2.2}} = \begin{cases} \arg \min\{C(t^{i:\theta^P}) : \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j - (\sum_{j=1}^2 t_j^i) \leq \bar{x}\} & \text{si } \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j > \bar{x} \\ 0 & \text{si } \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j \leq \bar{x} \end{cases} \quad (32)$$

$$x^{i:\theta^{MCE\ 2.2}} = x^{i:\theta^{PCE\ 2.2}} = \bar{x} \quad (33)$$

Dado que en equilibrio ambos tipos de agentes cobrarían el bono w por unidad producida y que las inversiones realizadas son independientes de las elecciones de producción, este caso llevaría a que en la etapa 2 las cantidades producidas sean iguales a $\{q^{iCE\ 2.1}\}_{i=1}^{N_M + N_P}$ y el precio sea $p^{CE\ 2.1}$.

No obstante, a pesar de que las cantidades y el precio del equilibrio $CE\ 2.2$ sean iguales a los valores del $CE\ 2.1$, bajo el presente caso se obtendrían efectos diferentes sobre el bienestar del principal y de los agentes de tipo P. El principal, al igual que antes, invertiría una suma $wQ^{CE\ 2.1}$ para la promoción de dicha política, pero ahora (debido al menor nivel inversión de los agentes de tipo P) el nivel agregado de IA-H sería superior al del $CE\ 2.1$. A su vez, debido a su menor nivel de inversión, los agentes de tipo P poseerían una ganancia neta final mayor que el del $CE\ 2.1$.

Asimismo, bajo este escenario, dado que para cumplir con el nivel \bar{x} se da que $C(t^{i:\theta^{PCE\ 2.2}})$ es inferior a $C(t^{iCE\ 2.1})$, podría ocurrir que solamente los agentes de tipo P opten por tener un nivel de IA-H/u menor o igual a \bar{x} . En dicho caso, en la etapa 2 el equilibrio alcanzado sería tal que:

$$q^{i:\theta^{MCE} 2.3} \equiv \frac{(a-\varphi)-wN_P}{(N_M+N_P+1)b} < q^{iCE} \quad (34)$$

$$q^{i:\theta^{PCE} 2.3} \equiv \frac{(a-\varphi)+w(N_M+1)}{(N_M+N_P+1)b} > q^{iCE} \quad (35)$$

$$Q^{CE 2.3} \equiv \frac{(a-\varphi)(N_M+N_P)+wN_P}{(N_M+N_P+1)b} = Q^{CE} + \frac{wN_P}{(N_M+N_P+1)b} > Q^{CE} \quad (36)$$

$$p^{CE 2.3} \equiv \frac{a+\varphi(N_M+N_P)-wN_P}{(N_M+N_P+1)} < p^{CE} \quad (37)$$

$$\Pi^{i:\theta^{MCE} 2.3} \equiv \left[\frac{(a-\varphi)-wN_P}{(N_M+N_P+1)b} \right]^2 \frac{1}{b} < \Pi^{CE} \quad (38)$$

$$\Pi^{i:\theta^{PCE} 2.3} \equiv \frac{[(a-\varphi)+w(N_M+1)][(a-\varphi)-wN_P]}{(N_M+N_P+1)^2} \frac{1}{b} \quad (39)$$

Debido a la capacidad de anticipación de los agentes de tipo P, el equilibrio $CE 2.3$ sería el vigente si $C(t^{i:\theta^{PCE} 2.2}) \leq \min\{\Pi^{i:\theta^{PCE} 2.3} - \Pi^{CE}; \Pi^{CE}\}$. Cabe observar que $\Pi^{i:\theta^{PCE} 2.3} > \Pi^{CE}$ si el pago w es inferior a $\frac{[(N_M-N_P+1)(a-\varphi)]}{(N_M+1)N_P}$, mientras que $q^{i:\theta^{MCE} 2.3} > 0$ si $w < \frac{N_P}{a-\varphi}$.

El nivel de promedio IA-H/u en el mercado bajo $CE 2.3$ dependería de cómo $\bar{\mu}_1 + \bar{\mu}_2$ se relacione con \bar{x} . Si $\sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j > \bar{x}$, entonces $C(t^{i:\theta^{PCE} 2.2}) > 0$ y efectivamente se redujo el nivel real promedio de IA-H/u. Alternativamente, si $\sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j \leq \bar{x}$ entonces el nivel real promedio de IA-H/u permanece inalterado respecto al de la etapa 0. Por otro lado, el efecto sobre el nivel real agregado de IA-H es ambiguo si $\sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j > \bar{x}$, ya que la disminución en el nivel real promedio de IA-H/u (proveniente de $C(t^{i:\theta^{PCE} 2.2}) > 0$) se vería contrarrestada por el hecho de que $q^{i:\theta^{PCE} 2.3} > q^{iCE}$, mientras que si $\sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j \leq \bar{x}$ claramente la cantidad real agregada de IA-H se habría incrementado debido a que el nivel real promedio de IA-H/u no cambia y $Q^{CE 2.3} > Q^{CE}$.

Por último, se observa que caso $C(t^{i:\theta^{PCE} 2.3}) > \min\{\Pi^{CE 2.2} - \Pi^{CE}; \Pi^{CE}\}$ el equilibrio ocurrido en la etapa 2 sería idéntico al de la etapa 0, tanto respecto a las cantidades y al precio de mercado, como respecto al nivel real promedio de IA-H/u.

Si el incentivo $w(x)$ se pagara en función de la cantidad total de IA-H emitida por cada agente, debido a la linealidad del modelo (salvo en $C(t^i)$), con multiplicar a \bar{x} por q^{CE} se podría llegar a resultados similares. Ello considerando que el nivel de inversión no cambiaría ya que si para producirse con un nivel de IA-H/u $\leq \bar{x}$ se requiere $C(t^i)$, para producir IA-H $\leq \bar{x}q^{CE}$ se debería requerir de un igual nivel de inversión.

3.2.3. Transferencias

Otro mecanismo por el cual el principal podría instrumentar la política de incentivos para una producción más ecoeficiente sería por medio de ofrecer un premio fijo $w(x) = W$ a los agentes que alcanzaran un nivel de IA-H/u menor o igual a un nivel \bar{x} deseado. Para analizar dicha

política, nuevamente, conviene dividir el juego en dos escenarios. Primeramente se supondrá que el principal eligió la rigurosidad metodológica ρ_A y a continuación se supondrá que elige la rigurosidad alternativa. Cabe mencionar que dado que esta política no afecta las decisiones relativas al nivel de producción de cada agente, bajo todos los escenarios y en todos los casos analizados en este modelo todos los $N_M + N_P$ agentes estarían activos competirían en cantidad en la etapa 2 y, llegando a un equilibrio que no presentaría cambios respecto del ocurrido en la etapa 0 (en lo que concierne al precio y a las cantidades producidas).

Cuando la rigurosidad metodológica elegida sea el alta, ambos tipos de agentes tomarían decisiones idénticas, las cuales, a diferencia del equilibrio ocurrido en la etapa 0, podrían otorgar un menor nivel real promedio de IA-H/u por agente. Dado que cada agente i ganaría W por obtener un $x^i \leq \bar{x}$, independientemente de su monto de producción, si el costo de inversión es tal que $C(t^{iCE 3.1}) \leq \min\{W; \Pi^{CE}\}$, entonces el esfuerzo realizado sería:

$$t^{i3.1} \equiv \arg \min\{C(t^i) : x_{max} - \sum_{j=1}^3 t_j^i \leq \bar{x}\} \quad (40)$$

Cabe notar que si el principal conoce el valor $C(t^{iCE 3.1})$, entonces su elección óptima debería ser ofrecer como premio a $W=C(t^{iCE 3.1})$. Por otro lado, caso ocurriera que $C(t^{iCE 3.1}) > \min\{W; \Pi^{CE}\}$, el equilibrio de la etapa 2 sería idéntico al de la etapa 0, con igual nivel real promedio de IA-H/u.

En el escenario bajo la rigurosidad metodológica baja, las decisiones tomadas por cada tipo de agente no son necesariamente idénticas. Si $C(t^{iCE 3.1}) \leq \min\{W; \Pi^{CE}\}$, entonces:

$$t^{i:\theta^{MCE 3.2}} \equiv \arg \min\{C(t^i) : x_{max} - \sum_{j=1}^3 t_j^i \leq \bar{x}\} \quad (41)$$

$$t^{i:\theta^{PCE 3.2}} = \begin{cases} \arg \min\{C(t^{i:\theta^P}) : \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j - (\sum_{j=1}^2 t_j^i) \leq \bar{x}\} & \text{si } \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j > \bar{x} \\ 0 & \text{si } \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j \leq \bar{x} \end{cases} \quad (42)$$

$$x^{i:\theta^{MCE 3.2}} = x^{i:\theta^{PCE 3.2}} = \bar{x} \quad (43)$$

Asumiendo que $W = C(t^{i:\theta^{PCE 3.2}}) < \Pi^{CE}$ dicho equilibrio tendría efectos distintos, sobre el bienestar del principal y de los agentes de tipo P, a aquellos observados en el primer escenario. Igual que antes, el principal habrá invertido para dicha política un monto igual a $(N_M + N_P)W$, pero ahora el menor nivel inversión en ecoeficiencia por parte de los agentes de tipo P generaría un nivel real agregado de IA-H más elevado. Dado que la cantidad producida no se ve alterada, de lo anterior se puede concluir que en equilibrio el nivel real promedio de IA-H/u es mayor que el del escenario anterior, lo que implicaría en una reducción en el bienestar del principal. Debido a su menor gasto en inversión, los agentes de tipo P en este caso poseen una ganancia neta superior al del escenario anterior, mientras que los agentes de tipo M no han perciben alteraciones en su nivel de ganancia neta.

Bajo este escenario podría ocurrir que solamente los agentes de tipo P elijan alcanzar un nivel de IA-H/u menor o igual a \bar{x} , lo que tendría lugar cuando $C(t^{i:\theta^{PCE 3.2}})$ no supere a $\min\{W; \Pi^{CE}\} < C(t^{iCE 3.1})$. En dicho caso, dado que el nivel de producción agregado no se ve

alterado, si $\sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j > \bar{x}$ el nivel real de IA-H/u de los agentes de tipo P (y, por ende, el nivel real promedio de IA-H/u) habría disminuido respecto a la de la etapa 0. Caso $\sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j \leq \bar{x}$ entonces el nivel real de IA-H/u de ambos agentes, y consecuentemente el del mercado, permanecen inalterado respecto a la de la etapa 0. Consecuentemente, la inversión del principal en esta política sería $N_p W$, a pesar de que la reducción en el nivel real de IA-H/u por unidad de pago otorgado por el principal resultaría inferior a la ocurrida en el escenario anterior. En ambas situaciones recién mencionadas el bienestar y el nivel real promedio IA-H/u de los agentes de tipo M no ven alterados.

4. Resultados y discusión

En primer lugar, se puede observar que, en todas las evaluaciones de las políticas de incentivo en las cuales la rigurosidad metodológica es el alta, ambos tipos de agentes toman decisiones idénticas. Inversamente, cuando es la baja, podrían existir equilibrios en los cuales las decisiones óptimas de los agentes dependerían de su tipo. Estos equilibrios podrían ser agrupados en dos clases, en la primera de ellas los agentes poco integrados verticalmente serían los únicos a invertir en la reducción de sus respectivos niveles de IA-H. En la segunda de ellas los agentes muy integrados verticalmente invertirían en reducir sus respectivos niveles de IA-H y alcanzarían un nivel real igual al requerido por el principal. Sin embargo, en ambas clases los agentes poco integrados verticalmente presentarían un nivel real de IA-H unitaria superior al requerido por el principal, a pesar de que el principal siempre consideraría que tales agentes habrían cumplido con el nivel requerido.²⁹ Bajo dicha rigurosidad los dos tipos de agentes solo tomarían decisiones idénticas, en relación a la decisión de cuanto invertir en reducir sus respectivos niveles de IA-H, cuando ambos consideren óptimo no realizar inversión alguna.³⁰

En segundo lugar, se podría mencionar los efectos secundarios que la elección de la rigurosidad metodológica baja podría tener. Entre ellos cabe mencionar los incentivos a la desintegración, al menos parcial. Ello debido a que bastaría que un agente muy integrado verticalmente pasara a tener menos que la mitad del capital accionario de sus activos en el eslabón 3, para que pudiera dejar de considerarlo en el cálculo de sus niveles de IA-H. De cierto modo, dichos incentivos podrían interpretarse como incentivos a la externalización o aún a la internacionalización de las actividades contaminantes.

Dicho resultado contradiría a la supuesta ventaja de los IA-CBC, sobre los indicadores ambientales de contabilidad basada en la producción (IA-CBP), de que no generarían incentivos para que algunos agentes “tercericen” sus actividades industriales o extractivas de alto-impacto ambiental.³¹ Ya que, justamente, la metodología actual de contabilización de los IA-H permitiría que los agentes al desintegrarse puedan lograr menores niveles en tales indicadores.

Otro efecto secundario, asociado a la elección de la rigurosidad metodológica baja, es que el principal podría asignar una buena calificación en los IA-H a un número no óptimo de agentes. Este problema podría verse agravado por la posibilidad de que cuantos más agentes consigan una buena calificación para su nivel de IA-H, menor sería la porción del “premio” destinada a cada agente que haya debidamente invertido en disminuir a su nivel de IA-H. Resulta razonable considerar a tal posibilidad ya que buena parte de los beneficios, que conformarían al “premio”, provendrían de una mayor capacidad de diferenciación por parte de los agentes, la cual no ocurriría de manera eficiente cuando la rigurosidad metodológica elegida es la baja. Por otro lado,

²⁹ Ya que la rigurosidad metodológica baja permite que los agentes poco integrados verticalmente no tengan en consideración a los niveles de IA-H asociados a sus respectivos eslabones 3.

³⁰ Lo que, a su vez, podría estar asociado a una elección no óptima del nivel de IA-H unitaria requerido por el principal.

³¹ Señalada más en detalle en el Anexo B – Los indicadores ambientales de contabilidad basada en el consumo.

suponer que los beneficios marginales sean decrecientes tendría sentido si se considera que las preferencias del principal, por un nivel menor de IA-H, son convexas.³²

Un tercer efecto secundario de la elección de la rigurosidad baja podría ser la exclusión del mercado de agentes más ecoeficientes. Para ello, considérese que previo a la intervención del principal, existiera algún agente “interesado por el medio ambiente”, que debido a sus características idiosincráticas (como, por ejemplo, su cultura o política) poseyera un nivel de IA-H inferior al máximo posible.^{33 34}

Considerando esta posibilidad, las políticas del principal podrían perjudicar a los agentes “interesados por el medio ambiente”, principalmente a aquellos que son muy integrados verticalmente. Ello ya que, si se aplicara la rigurosidad metodológica baja, seguramente la inversión necesaria para que un agente “interesados por el medio ambiente” de tipo muy integrado verticalmente reduzca su nivel de IA-H al nivel requerido por el principal sería no menor a aquella que un agente poco integrado verticalmente tendría que realizar.³⁵ Consecuentemente, podría ocurrir que el principal considere a agentes poco integrados verticalmente, que no sean “interesados por el medio ambiente”, tan o más ecoeficientes que los agentes que son “interesados por el medio ambiente” y muy integrados verticalmente. Más aún, la rigurosidad metodológica baja podría excluir del mercado a los agentes “interesados por el medio ambiente” y muy integrados verticalmente, aun cuando ellos podrían ser quienes produzcan el bien con el menor nivel real de IA-H unitaria.

En su conjunto, los resultados expuestos arriba permitirían inferir que la rigurosidad metodológica baja no posibilita que la evaluación de los niveles de IA-H funcione como buen mecanismo de señalización y que, consecuentemente, un principal racional nunca se debería elegir a dicha rigurosidad metodológica. Lo anterior implicaría que se debería siempre considerar al “alcance 3” en el cómputo de los IA-H, ya que de esta manera se aumentaría la rendición de cuentas de los agentes, por medio de una mejor internalización de sus verdaderos impactos ambientales.

³² A pesar de ello, cuando se analizó los efectos de la política de subsidios se supuso un premio lineal por unidad producida, lo que podría parecer poco verosímil. No obstante, sin dicho supuesto sería difícil modelar, ya que si el premio total ofrecido por el principal es creciente con la cantidad bienes producidos con el nivel de IA-H unitaria requerido, pero el premio unitario es decreciente, entonces sería difícil atribuirle a cada agente el premio que le correspondería ganar por cada una de las unidades que produjo. Ello ya que se supone que todos los agentes colocarían sus unidades producidas en el mercado en un único instante. Esta limitación, sin embargo, no impidió que se identificaran ocasiones en las que el número de agentes a invertir en reducciones de IA-H sea ineficiente, como lo ocurrido en todos los casos asociados a elección de la rigurosidad metodológica baja.

³³ Vale la pena recordar que en este trabajo se supuso que inicialmente todos los agentes poseen un nivel de IA-H igual al máximo posible.

³⁴ Dicho supuesto sería razonable si, antes de la utilización de los IA-H como parámetros de la ecoeficiencia de la cadena de valor de los agentes, los consumidores tomaban como señal a ciertas características menos informativas, tales como: el origen de las importaciones de cada agente; cuales proveedores utilizaban para la obtención de sus insumos; o los niveles de IA-CBP de las tecnologías utilizadas en su cadena de valor. En otras palabras, a pesar de que no se utilizara una señal estandarizada y específicamente destinada a la transmisión de información respecto del nivel de ecoeficiencia de la cadena de valor, se podría suponer que ya existían ciertos incentivos para que los agentes realizaran inversiones que redujeran a sus respectivos niveles reales de IA-H.

³⁵ Ello ya que, este trabajo supone que el menor nivel posible de IA-H asociado eslabón 3 superaría al nivel conjunto del IA-H máximo de los eslabones 1 y 2.

Una posible variación a lo analizado en este trabajo sería considerar qué pasaría si se considera que la cadena de valor de ambos tipos de agentes poseyera un eslabón a más, el “eslabón 4”, en el cual ninguno de los agentes poseería participación accionaria. Dicho eslabón, se supone, sería considerado como de alcance 3 para todos los agentes y estaría asociado a un nivel de IA-H cuya medición sería sumamente imprecisa y costosa.³⁶ En tal contexto la metodología de contabilización actual de los IA-H continuaría siendo equivalente a la rigurosidad metodológica baja, ya que ambos tipos de agentes deberían informar el nivel de IA-H de los eslabones 1 y 2, pero solamente los agentes muy integrados verticalmente deberían informar el nivel de IA-H asociado al eslabón 3.

Consecuentemente, por poder considerar los niveles de IA-H de un eslabón a menos, los agentes poco integrados verticalmente se verían beneficiados por la rigurosidad metodológica baja, y, al igual que antes, podrían ocurrir todos los efectos indeseados asociados a dicha rigurosidad metodológica. Sin embargo, a pesar de ser una opción mejor, en este contexto la rigurosidad metodológica alta ya no sería necesariamente eficiente, ya que el principal no tendría capacidad de estimar adecuadamente la relación costo-beneficio de las políticas que desee promover.

En lo que se refiere a los supuestos utilizados en las evaluaciones de las políticas de incentivo, cabe mencionar que siempre se ha considerado que la cantidad producida por los agentes en los distintos equilibrios no afecta el nivel de inversión que cada uno debería incurrir para reducir su nivel de IA-H unitaria en un determinado monto. Para hacer el problema más realista se podría suponer que ambos tipos de agentes tienen, en el corto plazo, una limitación tecnológica respecto de la cantidad que pueden producir. Es decir, suponiendo que los agentes pudieran producir como mucho la cantidad producida previo a la intervención de principal, los equilibrios en los cuales solo parte de los agentes estén activos en el mercado,³⁷ serían tales que el nivel de producción individual de cada agente se mantendría inalterado. Sin embargo, debido a la menor cantidad de jugadores activos, los beneficios individuales de cada uno de ellos superarían el nivel obtenido previamente.

³⁶ En línea con lo argumentado por el GHG Protocol. (WRI y WBCSD 2005).

³⁷ Es decir, aquellos equilibrios donde solamente los agentes de tipo poco integrado verticalmente produzcan.

5. Conclusiones

En primer lugar, dados los supuestos sobre las características funcionales de los costos de reducción, siempre que la rigurosidad metodológica elegida es la baja el monto gasto por los agentes de tipo poco integrado verticalmente para reducir sus niveles de IA-H, cuando positivo, es ineficiente. El supuesto de que los costos de reducción sean convexos implica que promover una reducción en el nivel de IA-H unitaria considerando a los eslabones 1, 2 y 3 resultaría en un nivel de costos menor que aquel asociado a la inversión necesaria para realizar una igual reducción global que solo cambiando los niveles de IA-H asociados a los eslabones 1 y 2.

La elección de la rigurosidad metodológica alta resultó ser óptima en todas las evaluaciones de las políticas de incentivo, dado que bajo ella los agentes que decidan pagar el costo de inversión asociado a la reducción de su nivel de IA-H al nivel requerido por el principal elegirían el conjunto óptimo de montos de reducción, el cual estaría asociado a los menores costos de inversión para reducir el nivel de IA-H en un monto determinado. Por otro lado, cuando la rigurosidad metodológica es baja, en todas las políticas analizadas se estaría promoviendo disminuciones ineficientes en los niveles de IA-H, salvo cuando todos los agentes de la economía sean de tipo muy integrado verticalmente. Con lo cual, una opción para disminuir los efectos secundarios de la elección de la rigurosidad metodológica baja sería que solamente se evalúe el nivel de IA-H de agentes muy integrados verticalmente.

Caso el costo y el tiempo requeridos para que los agentes poco integrados verticalmente estimen sus respectivos niveles de IA-H asociados al alcance 3 realmente sean prohibitivos,³⁸ entonces con los supuestos utilizados en este trabajo la única manera de permitir que todos los tipos de agentes evalúen sus respectivos niveles de IA-H sería por medio de la elección de la rigurosidad metodológica baja.³⁹ Sin embargo, dado todo lo demostrado anteriormente, dicha elección en raras ocasiones fue óptima.⁴⁰

Como consecuencia de lo anterior, y en línea con lo demostrado por Holmstrom y Milgrom,⁴¹ es razonable pensar que la conveniencia de proporcionar incentivos por medio de políticas asociadas a los IA-H se limite a solo un grupo de agentes que cumplan con ciertas características específicas. En otras palabras, para aquellos agentes poco integrados verticalmente el principal debería considerar abandonar la evaluación de los niveles IA-H y avanzar con la promoción de regulaciones que busquen incentivar mejoras puntuales, en cada uno de los eslabones de la cadena de valor por separado.

Vale la pena notar que, en todas las políticas de incentivo analizadas, dado que los agentes producían un solo tipo de bien, el cálculo del nivel de IA-H unitaria de los agentes era análogo al cálculo del nivel de IA-H de un producto determinado, considerando al bien elaborado por los agentes como el producto evaluado. Una extensión interesante podría ser considerar un contexto

³⁸ Tal como sugerido por el GHG Protocol. (WRI y WBCSD 2005)

³⁹ Vale la pena recordar que en el presente trabajo los agentes muy integrados verticalmente no poseen IA-H de alcance 3.

⁴⁰ Alternativamente, se podría suponer que para estimar el nivel de IA-H asociado a su alcance 3 los agentes tengan la opción de pagar un costo fijo, que sea independiente del nivel de producción y del nivel de ecoeficiencia del agente. En tal caso, se llegaría a conclusiones similares a las llegadas en este trabajo ya que tal costo no afectaría las decisiones marginales de los agentes.

⁴¹ Ver sección 4.

en el cual algunos de los agentes produzcan más de un tipo de bien. En tal contexto los efectos no deseados de la rigurosidad metodológica baja podrían verse amplificadas, tanto por la mayor complejidad vertical del proceso productivo de cada agente, como por el hecho de que algunos procesos podrían ser compartidos en la producción más de un bien.

Por ejemplo, se podría considerar la posibilidad de que los agentes que produzcan más de un tipo de bien encuentren mayores dificultades para rastrear y asignar los niveles de IA-H de cada uno de sus múltiples procesos productivos. Por lo tanto, la evaluación de sus respectivos niveles de IA-H proporcionaría una información aún menos confiable que la del contexto que solo consideraba a agentes monoprodutores.

El autor de este trabajo considera que, mientras no se realice un estudio confirmando lo contrario, la evaluación del nivel de IA-H de un agente debería llevarse a cabo solamente con agentes muy integrados verticalmente. A su vez, las evaluaciones del nivel de IA-H de un producto determinado solo deberían realizarse cuando el agente evaluado sea, conjuntamente, monoprodutor y muy integrado verticalmente.

Bibliografía

- Ajero, May Antoniette, Dolors Armenteras, Jane Barr, Ricardo Barra, Ivar Baste, James Dobrowolski, Nicolai Dronin, y otros. 2012. *GEO 5, Perspectivas del Medio Ambiente Mundial, Medio ambiente para el futuro que queremos*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Akerlof, George A. 1970. «The Market for "Lemons": Quality Uncertainty and the Market Mechanism.» *he Quarterly Journal of Economics*, 08: 488-500.
- Alemany, Cecilia, y Bibiana Lanzilotta. 2011. *Eficiencia en el uso de recursos de América Latina: Perspectivas e implicancias económicas*. Montevideo, Uruguay: PNUMA, Red Mercosur.
- Andersen, Hans Christian. 1837. *El traje nuevo del emperador*. Madrid: RinconCastellano.
- Ayres, Robert U. 2000. «Commentary on the utility of the ecological footprint concept.» *Ecological Economics*, 347–349.
- Bamberg, Gunter, y Klaus Spremann. 1987. *Agency Theory, Information and Incentives*. Berlin: Springer-Verlag.
- Barnett, A., R. W. Barraclough, V. Becerra, y S. Nasuto. 2013. *A history of product carbon footprinting*. Technologies for Sustainable Built Environments (TSBE).
- Bastianoni, S., F. M. Pulselli, y E Tiezzi. 2014. «. The problem of assigning responsibility for Greenhouse Gas Emissions.» *Ecological Economy* 49: 253–257.
- BBC. 2006. *BBC NEWS | Science/Nature | Global ecosystems 'face collapse'*. 24 de 10. Último acceso: 18 de 01 de 2017. <http://news.bbc.co.uk/2/hi/science/nature/6077798.stm>.

- Berle, Adolf A., y Gardiner C. Means. 1932. *The Modern Corporation and Private Property*, *Harcourt, Brace & World*. New Brunswick (U.S.A.) and London (U.K.): Transaction Publishers.
- Best, A., S. Giljum, C. Simmons, D. Blobel, K. Lewis, M. Hammer, S. Cavalieri, S. Lutter, y C. Maguire. 2008. *Potential of the Ecol. Footprint for monitoring environmental impacts from natural resource use: analysis of the potential of the Ecol. Footprint and related assessment tools for use in the EU's Thematic Strategy on the Sustainable Use of Nat. Resources*. DG Environment - Report to the European Commission.
- BEUC, y ANEC. 2006. *Voluntary Environmental Agreements*. Brussels, Belgium: Bureau Européen des Unions de Consommateurs (BEUC); European Consumer Voice in Standardisation (ANEC).
- BOE. 2014. «Disposición 3379, Real Decreto 163/2014: Creación del Registro de huella de carbono.» *Boletín Oficial del Estado (Reino de España) - Número 77*, 29 de 03.
- Bolton, Patrick, y Mathias Dewatripont. 2005. *Contract Theory*. Cambridge, Massachusetts: Massachusetts Institute of Technology.
- Brown, Lester R., y Hal Kane. 1994. *Full House: Reassessing the Earth's Population Carrying Capacity*. Earthscan Publications.
- Butchart, S.H.M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J.P.W. Scharlemann, R.E.A. Almond, J.E.M. Baillie, y otros. 2010. «Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines.» *Science* 328: 1164-1168.
- Carbon Trust. 2017. *CRC Energy Efficiency Scheme*. Último acceso: 25 de abril de 2017.
<https://www.carbontrust.com/resources/guides/carbon-footprinting-and-reporting/crc-carbon-reduction-commitment/>.
- CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. 2011. «Metodologías de cálculo de la Huella de Carbono y sus potenciales implicaciones para América Latina.»

Limitaciones para la aplicación de la huella de carbono y huella ecológica: Análisis de la inclusión opcional del alcance 3 en contextos de asimetría informativa post contractual

Chambers, Graham. 2001. *Ecological Footprinting*. Birmingham, UK: European Parliament.

Chidiak, Martina, Cecilia Filipello, Mariana Fuchs, y Verónica Gutman. 2011. *Eficiencia en el uso de los recursos en América Latina: Perspectivas e implicancias económicas*.

PNUMA, Red Mercosur.

Costanza, Robert. 2000. «The dynamics of the ecological footprint concept.» *Ecological Economics*, 341–345.

DETR. 1998. *Sustainability Counts: Consultation Paper*. London, United Kingdom: U.K.

Department of the Environment, Transport and the Regions.

Dutto, Martín L., y Carlos Beltrán. 2010. «La selección adversa y el riesgo moral en los contratos de obras.» *Ciencias Económicas* 9-19.

EAC. 2012. *Introducción a la gestión ambiental*. Madrid: Asociación Española para la Calidad (AEC).

Economics Online, Ltd. 2016. *Economics Online*. 15 de enero. Último acceso: 15 de enero de 2016. http://www.economicsonline.co.uk/Market_failures/Information_failure.html.

—. s.f. *Economics Online*. Último acceso: 15 de enero de 2016.

http://www.economicsonline.co.uk/Market_failures/Information_failure.html.

Ehrlich, Paul R. 1982. «Human Carrying Capacity, Extinctions, and Nature Reserves.»

Bioscience, May: 331-333.

Elhadi, Yazan Ahmed Mohamed. 2013. *Ecological Footprint*. Nairobi: Department of Land Resource Management and Agricultural Technology, University of Nairobi.

Erb, Karl-Heinz, Fridolin Krausmann, Veronika Gaube, Simone Gingrich, Alberte Bondeau, Marina Fischer-Kowalski, y Helmut Haber. 2009. «Analyzing the global human appropriation of net primary production — processes, trajectories, implications. An introduction.» *Elsevier Ecological Economics*: 250–259.

- Ercin, A. Ertug, y Arjen Y. Hoekstra. 2012. *Carbon and Water Footprints Concepts - Methodologies and Policy Responses*. UNESCO.
- Ewing, Brad, David Moore, Steven Goldfinger, Anna Oursler, Anders Reed, y Mathis Wackernagel. 2010. *The Ecological Footprint Atlas 2010*. Oakland, California: Global Footprint Network.
- Ewing, Brad, Anders Reed, Alessandro Galli, Justin Kitzes, y Mathis Wackernagel. 2010. *Calculation Methodology for the National Footprint Accounts*. Oakland: Global Footprint Network.
- Ewing, Brad, Goldfinger Steven, Mathis Wackernagel, Meredith Stechbart, Sarah M. Rizk, Anders Reed, y Justin Kitzes. 2008. *The Ecological Footprint Atlas 2008*. Oakland: Global Footprint Network, Research and Standards Department.
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2015. «La FAO y los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible.» Roma, Italia.
- Fiala, Nathan. 2008. «Measuring sustainability: Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science.» *ELSEVIER, Ecological Economics*, 67, 29 de 08: 519-525.
- . 2008. «Meeting the demand: an estimation of potential future greenhouse gas emissions from meat production.» *Ecological Economics* 67 (3): 412-419.
- Fischer-Kowalski, H. Haberl, K.H. Erb, F. Krausmann, V. Gaube, A. Bondeau, C. Plutzer, S. Gingrich, y W. Lucht and M. 2007. *Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems*. The National Academy of Sciences of the USA.
- Folke, Carl, Nils Kautsky, Berg Håkan, Jansson Asa, y Troell Max. 1998. «The Ecological Footprint concept for sustainable seafood production: A review.» *Ecological Applications*, 8, 63-71.

Limitaciones para la aplicación de la huella de carbono y huella ecológica: Análisis de la inclusión opcional del alcance 3 en contextos de asimetría informativa post contractual

- Fundación Bariloche. 1976. «Modelo mundial latinoamericano.» *Nueva Sociedad* (Nueva Sociedad) 16-29.
- Galli, Alessandro, Thomas Wiedmann, Ertug Ercin, Doris Knoblauch, Brad Ewing, y Stefan Giljum. 2012. «Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a “Footprint Family” of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet.» *Ecological Indicators* (Ecological Indicators) 16: 100–112.
- George, Carolyn, y Susana Dias. 2005. *Sustainable Consumption and Production - Development of an Evidence Base: Study of Ecological Footprinting*. London, UK: Risk & Policy Analysts Limited.
- GFN. 2009. *Ecological Footprint Standards 2009*. Oakland, California: Global Footprint Network (GFN).
- Giovannini, Enrico. 2008. *Understanding Economic Statistics: An OECD Perspective*. OECD.
- Goel, Sonu, Binod Patro, y Sonika Goel Raj. 2011. «Ecological Footprint: A tool for measuring Sustainable development.» *International Journal Of Environmental Sciences*, 09: Volume 2, No 1, 140-144.
- Herendeen, Robert A. 2000. «Ecological footprint is a vivid indicator of indirect effects.» *Ecological Economics*, 357–358.
- Hertwich, E., E van der Voet, S. Suh, A. Tukker, Huijbregts M., P. Kazmierczyk, Lenzen, M., J. McNeely, y Y. Moriguchi. 2010. *Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials, A Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management*. UNEP.
- Holmstrom, Bengt, y Paul Milgrom. 1991. «Multitask Principal-Agent Analyses: Incentive Contracts, Asset Ownership, and Job Design.» *Journal of Law, Economics, & Organization* 24-52.

- IRP, International Resource Panel. 2010. *Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials*. UNEP.
- Johnson, Eric. 2008. «Disagreement over carbon footprints: A comparison of electric and LPG forklifts.» *ELSEVIER, Energy Policy* 36: 1569–1573.
- Johnson, Eric. 2008. «Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right.» *Environmental Impact Assessment Review*.
- Jurca, Radu, Boi Faltings, Walter Binder, Swalp Rastogi, y David Portabella Clotet. 2006. *Reputation Mechanisms*. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Kitzes, Justin, Alessandro Galli, Marco Bagliani, John Barrett, Gorm Dige, Sharon Ede, Karlheinz Erb, y otros. 2007. «A Research Agenda for Improving National Ecological Footprint Accounts.» *Ecological Economics* 68(7): 1991-2007.
- Krugman, Paul, y Robin Wells. 2013. *Microeconomics*. Third. New York, NY: Worth Publishers.
- Lenzen, M., Murray, J., Sack, F., and Wiedemann, T. 2007. «Shared producer and consumer responsibility: theory and practice.» *Ecological Economy* 61: 27–42.
- Macho-Stadler, Inés, y J. David Pérez-Castrillo. 1995. *An Introduction to The Economics of Information - Incentives and Contracts*. Oxford University Press.
- MAPAMA, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 2014. *Registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción*. Último acceso: 27 de abril de 2017. <http://www.mapama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/mitigacion-politicas-y-medidas/Registro-informacion.aspx>.
- Meadows, Donella H., Dennis L. Meadows, Jorgen Randers, y William W. Behrens III. 1972. *The Limits to Growth*. New York: Universe Books.
- Mirowski, Philip. 1992. «Looking for Those Natural Numbers: Dimensionless Constants and the Idea of Natural Measurement.» *Science in Context*, abril: 165-168.

Limitaciones para la aplicación de la huella de carbono y huella ecológica: Análisis de la inclusión opcional del alcance 3 en contextos de asimetría informativa post contractual

Mitra, Anindita. CREÄ Affiliates, LLC. «City of Lynwood - Energy Plan 2007. » Seattle.

Moran, Daniel D., Mathis Wackernagel, Justin A. Kitzes, Steven H. Goldfinger, y Aurélien Boutaud. 2008. «Measuring sustainable development - Nation by nation.» *Ecological Economic*, 64, 470-474.

NEC. 2011. *Environmental Management Tools and Techniques: National Capacity Self-Assessment Project*. Thimphu, Bhutan: National Environment Commission - Royal Government of Bhutan.

Nielsen, Global Survey of Corporate Social Responsibility. 2014. *Doing well by Doing Good*. The Nielsen Company.

OECD. 1993. *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A synthesis report by the Group on the State of the Environment*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development.

Pandey, Divya, Madhoolika Agrawal, y Jai Shanker Pandey. 2011. «Carbon footprint: current methods of estimation.» *Environmental Monitoring and Assessment* 135–160.

Parker, J.D.E, J.A. Bakkes, vanden G.J. Born, J.C. Helder, R.J. Swart, y C.W. Hope. 1994. *An Overview of Environmental Indicators: State of the art and perspectives*. Nairobi, Kenya.: UNEP/RIVM.

Peters, G., y E Hertwich. 2008. «Post-Kyoto greenhouse gas inventories: production versus consumption.» *Climate Change* 86: 51–66.

Peterson, P.J. 1997. *Sustainable development indicators for rapidly industrialising countries, From Concepts to Actions*. Kuala Lumpur: Lestari.

Phlips, Louis. 1988. *The Economics of Imperfect Information*. New York: Cambridge University Press.

PNUD. 2017. *Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Último acceso: 10 de 01 de 2017.

<http://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals/goal-12-responsible-consumption-and-production.html>.

Quiroga Martínez, Rayén. 2007. *Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile: Naciones Unidas.

Rees, William E. 1992. «Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out.» *Environment and Urbanisation*., 1 de October: 121–130.

Robinson, James A., Ragnar Torvik, y Thierry Verdier. 2006. «Political foundations of the resource curse.» *Journal of Development Economics* 79: 447 – 468.

Safire, William. 2008. «Footprint.» *New York Times Magazine, On Language*.

Schaefer, Florian, Ute Luksch, Nancy Steinbach, Julio Cabeça, y Jörg Hanauer. 2006.

Ecological Footprint and Biocapacity - The world's ability to regenerate resources and absorb waste in a limited time period. European Communities: European Communities.

Schmidheiny, S. 1992. *Changing Course: a global business perspective on development and the environment*. Cambridge, MA: MIT Press.

Schneider, Heloísa, y Joseluis Samaniego. 2009. *La huella del carbono en la producción, distribución y consumo de bienes y servicios*. Nueva York, Estados Unidos: Naciones Unidas, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).

Senbel, M., T. McDaniels, y H. Dowlatabadi. 2003. «The ecological footprint: a non-monetary metric of human consumption applied to North America.» *Global Environmental Change* 13: 83 – 100.

Shah, Reena. 2004. *CSD Indicators of Sustainable Development - recent developments and activities*. Prague, Czech Republic: Assessment of Sustainability Indicators (ASI).

Solid Forest, SL. s.f. *Consigue el sello del registro nacional de huella de carbono para tu empresa*. Último acceso: 20 de 01 de 2017. <http://www.registrohuelladecarbono.es/>.

Limitaciones para la aplicación de la huella de carbono y huella ecológica: Análisis de la inclusión opcional del alcance 3 en contextos de asimetría informativa post contractual

Steele, Katie, y H. Orri Stefánsson. 2015. *Decision Theory*. 16 de 12. Último acceso: 30 de 01 de 2017. <https://plato.stanford.edu/archives/win2015/entries/decision-theory/>.

Stiglitz, J. E. 1974. «Incentives and Risk-sharing in Sharecropping.» *Review of Economic Studies* 219-255.

Theodore, Mary K., y Louis Theodore. 2010. *Introduction to Environmental Management*. Boca Raton: CRC Press.

Tiezzi, Enzo. 1996. *Fermare il tempo. Un'interpretazione estetico-scientifica della natura*. Napoli, Italia: Raffaello Cortina.

—. 2003. *The End of Time*. WIT Press.

Turner, Graham. 2007. «Political foundations of the resource curse.» Canberra: CSIRO Sustainable Ecosystems.

UN DESA, Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat. 2007. *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies*. New York: United Nations publication.

van den Bergh, Jeroen C.J.M., y Harmen Verbruggen. 1999. «Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the ‘ecological footprint’.» *Ecological Economics*, 61–72.

van Kooten, G. Cornelis, y Erwin H. Butle. 1999. *The ecological footprint: Useful science or politics?* Edmonton, Alberta: Sustainable Forest Management Network.

Venetoulis, Jason, Christopher Gaudet, Karl Tupper, Dahlia Chazan, y Christen Cutil. 2000. *Redefining the Footprint (footprint 2.0) in Sustainable Development: Principles, Frameworks, and Case Studies*. Routledge New Society.

Venetoulis, Jason, y John Talberth. 2007. «Refining the ecological footprint.» *Environment, Development and Sustainability*, 5 de 01: 441–469.

- Venetoulis, y Talberth. 2009. «World in Motion: The Globalization and the Environment Reader.»
- von Schirnding, Yasmin. 2002. *Health in Sustainable Development Planning: The Role of Indicators*. Geneva: World Health Organization (WHO).
- Wackernagel, M., B Schulz N., D. Deumling, C. Linares A., M. Jenkins, V. Kapos, C. Monfreda, y otros. 2002. *Tracking the Ecological Overshoot of the Human Economy*, pp. 9266–71. Proceedings of the National Academy of Sciences.
- Wackernagel, M., W. Rees, y Island G. 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers.
- Wackernagel, Mathis. 1994. *Ecological Footprint and Appropriated Carrying Capacity: A Tool for Planning Toward Sustainability*. Vancouver, Canada: School of Community and Regional Planning. The University of British Columbia.
- Wackernagel, Mathis. 1991. *Land Use: Measuring a Community's Appropriated Carrying Capacity as an Indicator for Sustainability*. Vancouver: UBC Task Force on Healthy and Sustainable Communities.
- . 1998. «The Ecological Footprint of Santiago de Chile.» *Local Environment, The International Journal of Justice and Sustainability*, 7-25.
- Wackernagel, Mathis. 1991. *Using Appropriated Carrying Capacity as an Indicator: Measuring the Sustainability of a Community*. Vancouver: UBC Task Force on Healthy and Sustainable Communities.
- Wackernagel, Mathis, L. Onisto, P. Bello, A.C. Linares, I. S. L. Falfan, J. M. Garcia, A. I. S. Guerrero, y Ma.G.S. Guerrero. 1999. «National natural capital accounting with the ecological footprint concept.» *Ecological Economics* 375–390.
- Wackernagel, Mathis, y J. Silverstein. 2000. «Big things first: focusing on the scale imperative with the ecological footprint.» *Ecological Economics* 391–394.

Limitaciones para la aplicación de la huella de carbono y huella ecológica: Análisis de la inclusión opcional del alcance 3 en contextos de asimetría informativa post contractual

Wackernagel, Mathis, y William Rees. 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers.

WHO. 2011. *Global Ecological Integrity and "Sustainable Development": Cornerstones of Public Health, Rome Division*. Roma: World Health Organization, European Centre for Environmental Kuznetz Curve.

Wiedmann, Thomas, y Jan Minx. 2008. «A definition of carbon footprint.» En *Ecological Economics Research Trends*, de C. C. Pertsova, 1-11. Hauppauge NY, USA: Nova Science Publishers.

Wikipedia. 2017. *Carbon footprint - Wikipedia*. 23 de 01. Último acceso: 04 de 02 de 2017. https://en.wikipedia.org/wiki/Carbon_footprint.

Woodward, R., A. Hammond, A. Adriaanse, E. Rodenburg, y D. Bryant. 1995. *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*. Washington D.C.: World Resources Institute.

WRI, C40, y Local Governments for Sustainability ICLEI. 2014. *Global Protocol for Community-Scale (GPC)*. GHG Protocol.

WRI, y WBCSD. 2011. *Greenhouse Gas Protocol. Corporate Value Chain (Scope 3) Accounting and Reporting Standard – Supplement to the GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard*. USA: World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development.

—. 2005. *The GHG Protocol for Project Accounting*. USA: World Resources Institute and World Business.

—. 2004. *The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard - Revised Edition*. USA: World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development.

WWF. 2010. «Living Planet Report.» Gland, Switzerland.

York, Richard. 2006. «Ecological Paradoxes: William Stanley Jevons and the Paperless Office.»

Human Ecology Review 13: 143-147.

Anexos

Anexo A - Definición y fin de los indicadores

El término “indicador” deriva del latín “*indicare*”, que significa anunciar, apuntar o indicar. (von Schirnding 2002) Según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) un indicador podría ser definido como “un parámetro o valor derivado de parámetros, que provee información sobre un fenómeno otorgándoles un sentido que se extiende más allá de las propiedades directamente asociadas al valor del parámetro”. (OECD 1993) Parker y otros, a su vez, definieron a un indicador como “una información que es parte de un proceso específico de gestión, y que puede ser comparada con los objetivos de este proceso, a la cual se le otorga un significado más allá de su *valor de cara*”. (Parker, y otros 1994)

Entre sus posibles clasificaciones, los indicadores pueden dividirse entre simples y los compuestos, siendo estos diferentes de los primeros en tanto que condensan en un único índice a una amplia variedad de información, correspondientes a fenómenos diferentes, pero relacionados. En la práctica, la construcción de los indicadores compuestos resulta ser desafiadora, pues se necesitarían importantes niveles de rigurosidad de medición y de análisis estadísticos para poder ponderar y combinar las estimaciones de las diferentes variables utilizadas para su cómputo, y a la vez mantener un considerable grado de precisión para el valor final obtenido. Ello ya que al utilizar en sus cálculos las estimaciones individuales de varios indicadores simples, el indicador compuesto podría aumentar de modo estadísticamente significativo la incertidumbre acerca del valor final estimado, en relación al nivel de confianza trabajado para cada indicador simple utilizado en su cómputo. Por otro lado, también debería tenerse cuidado con la elección de los componentes del indicador y la manera en la cual ellos están ponderados, dado que la elección de dichas características podría resultar muy subjetiva. (DETR 1998)

A pesar de ello, los gobiernos constantemente enfrentan la necesidad de llevar a cabo importantes reformas en dimensiones claves de la sociedad, como en los sectores de salud, de economía y de medio ambiente. Por lo tanto, los decisores necesitan fiarse de fuentes de información que les permitan: identificar los problemas existentes, establecer prioridades, desarrollar y evaluar políticas, establecer estándares y guías, monitorear progresos e informar al público. Esta información, idealmente, debería poder ser presentada en un formato fácilmente comprensible, que describa debidamente las complejidades inherentes a su elaboración y las potenciales incertidumbres provenientes de la recolección de datos.

Según Shah, los indicadores logran proporcionar tal orientación, vital para los procesos de toma de decisiones, ya que: traducen informaciones de las ciencias físicas y sociales a unidades sencillamente manejables; ayudan a medir y a calibrar el progreso hacia los objetivos de desarrollo sostenible; y proveen una alerta temprana que ayuda en la prevención de problemas económicos, sociales y ambientales. (Shah 2004)

Anexo B - Los indicadores de contabilidad basada en el consumo

Los IA-CBC tienen como fin identificar el impacto ambiental generado por una actividad de consumo de interés y promover la correcta asignación de las responsabilidades, respecto de sus impactos ambientales, a los agentes económicos (consumidores, corporaciones, gobiernos, instituciones o regiones). Para ello, realizan una importante distinción entre el impacto ambiental de un agente económico que produce un bien y el impacto de un agente que lo consumiría.

El criterio utilizado por los IA-CBC asigna la responsabilidad ambiental (es decir, el peso de la presión sobre el medio ambiente) a los agentes económicos que por medio de sus hábitos de consumo impacten indirectamente al medio ambiente, aliviando así el peso que tradicionalmente recaería sobre los agentes que producen los bienes y los servicios consumidos en la sociedad. En este sentido un agente que produzca un insumo de producción utilizado en el proceso productivo de un bien, el cual no lo consume, debería derivar la presión ambiental que generó al producir tal insumo al agente que produzca el bien que lo utilizará. Así sucesivamente, hasta que se realice la producción del bien final. Por último, el productor del bien final debería informar al consumidor el nivel de HC o de HE, incluyendo lo generado en los procesos de logística de distribución y de suministro del bien, asociado al consumo el bien final.

Alternativamente, los indicadores ambientales de contabilidad basada en la producción (IA-CBP) – como, por ejemplo, la cuantificación de emisiones directas de gases de efecto invernadero (GHG en adelante, por su denominación en inglés), impuesta por el Protocolo de Kyoto – podrían simplemente generar incentivos para que algunos países industrializados “tercericen” sus actividades industriales o extractivas de alto-impacto ambiental a países en vías de desarrollo. Ello ya que, por más que tales naciones industrializadas mantengan de manera agregada un igual patrón de consumo, al internacionalizar su producción lograrían reducir el nivel aparente de sus emisiones de GHG y, por lo tanto, obtendrían una mejor performance en dicho IA-CBP. (Galli, y otros 2012) Además, dicho escenario se vería agravado por la posibilidad de que, una vez en países con legislación más laxa, realicen sus actividades de manera aún menos *ecoeficiente* (contracción de ecológico y eficiente, acuñada en 1992 por Schmidheiny) que antes. (Schmidheiny 1992) En este contexto, el indicador no solo no habría promovido la reducción de la presión de las actividades humanas sobre la biosfera, sino que hasta podría haberla promovido.

Los IA-CBC, en teoría, presentarían claras ventajas respecto de los IA-CBP – entre los cuales se podría mencionar la cuantificación de emisiones directas de gases de efecto invernadero (en adelante GHG, por su abreviación en inglés), impuesta por el Protocolo de Kyoto. A modo de ejemplo, en teoría, a diferencia de los IA-CBC, los IA-CBP podrían generar incentivos para que industrias de algunos países industrializados “tercericen” sus actividades de alto-impacto ambiental a países en vías de desarrollo. Ello ya que por medio de internacionalizar su producción lograrían reducir sus niveles de IA-CBP, a pesar de que en agregado sus respectivos patrones de consumo se mantengan inalterados. (Galli, y otros 2012). Con la agravante posibilidad de que, una vez en países con legislación más laxa, realicen sus actividades de manera aún menos ecológicamente eficiente. (Galli, y otros 2012, Schmidheiny 1992) En tal contexto, el indicador no solo habría fallado en reducir la presión de las actividades humanas sobre la biosfera, sino que hasta podría haberla promovido.

Entre los IA-CBC se encuentran los IA denominados de la familia de las huellas, es decir: la huella de carbono (en adelante, HC), la huella del agua y la huella ecológica (en adelante, HE). El término HC surgió por primera vez en la literatura alrededor de 2005, (Wiedmann y Minx 2008) cuando se acordó universalmente que las emisiones de GHG deberían reducirse para que se dejara de potenciar al calentamiento global. (Barnett, y otros 2013) El análisis de la HC fue precedido por el análisis de la HE, una medida del uso de los recursos naturales que determina cuánto área biológicamente productiva (en adelante, área bioproductiva) se requeriría para mantener, por tiempo indefinido, a alguna demanda humana por capacidad bioproductiva (en adelante, biocapacidad). (Barnett, y otros 2013)

Como predecesor tanto de la HC como de la HE se podría mencionar al análisis de ciclo de vida (en adelante LCA, por su abreviación en inglés). Dicho análisis se destinaba en un principio a comparar conjuntos de productos similares en función de sus respectivas performances en características de interés, como costo de fabricación, consumo energético, consumo de agua, etc. (Barnett, y otros 2013) Más adelante, el LCA (a veces especificado como “LCA ambiental”) empezó a ser utilizado para proveer una imagen completa de los impactos ambientales de los insumos y de los productos en lo relativo a la generación de contaminantes del aire, al uso del agua, a la generación de aguas residuales, al consumo de energía, a las emisiones de GHG o cualquier otro parámetro de interés.

Desde principios de los años setenta ha habido un recurrente debate sobre la capacidad de carga de la Tierra. (Meadows, y otros 1972, Ehrlich 1982, Tiezzi 2003 , Tiezzi 1996, Brown y Kane 1994, Fundación Bariloche 1976) Por un lado, e iniciando el debate, Meadows y otros afirmaban, con el modelo World III, que la Tierra enfrentaría en un futuro próximo una importante catástrofe socio-ambiental, debido al agotamiento de los recursos como consecuencia de los patrones de consumo del hombre y de la sobrepoblación humana que en ella habita. Por otro lado, científicos de Latinoamérica, a pesar de reconocer la importancia de reducir y controlar los impactos humanos sobre el medio ambiente, afirmaban que la Tierra poseería recursos para mantener a una gran población humana y todavía mejorar los niveles de vida de la mayor parte de sus habitantes, si tan solo nuestras sociedades supieran evitar el consumo superfluo. (Fundación Bariloche 1976, Meadows, y otros 1972)

En respuesta dicho debate, el concepto de HE fue creado por Mathis Wackernagel y William Rees en la Universidad de British Columbia al principio de los años noventa. (M. Wackernagel 1991, Rees 1992, M. Wackernagel 1994, M. Wackernagel 1991, Wackernagel y Rees 1996) Entre sus objetivos, la contabilización por medio de la HE fue diseñada para representar al consumo de recursos biológicos y la generación de residuos en términos de un área ecosistémica apropiada, el cual podría entonces ser comparado con la capacidad biológicamente productiva (en adelante, *bioproductiva*) total de la biosfera en un año dado.

La HE, a diferencia de la HA y de la HC, se caracteriza por ser un indicador más generalista que sirve como herramienta para cuantificar la magnitud de recursos ambientales – en términos del área bioproductiva, terrestre o acuático – que se requieran para sostener el consumo de un agente económico de interés. (Wackernagel, Schulz N., y otros 2002, Wackernagel y Rees 1996, J. Kitzes, A. Galli, y otros 2009) El cómputo de la HE se realiza de manera muy similar al cálculo de un consumo económico, es decir: sumando las varias formas de consumo de un agente económico. Sin embargo, a diferencia del consumo económico, tiene en consideración a los residuos generados por los agentes y transforma la suma final en una unidad de medida común y ajustada por el nivel promedio de la bioproductividad mundial. (Goel, Patro y Raj 2011)