



Cómo medir el impacto de la economía circular en las empresas, el sector agroalimentario¹

La transición hacia la economía circular es un tema clave en la agenda política y empresarial, y supone una transformación económica que pretende mantener el máximo valor y utilidad de los productos y servicios que se comercializan reduciendo las externalidades negativas en el medio ambiente que generan (Comisión Europea, 2015). La economía circular supone un cambio de paradigma en el que los procesos no son lineales sino circulares; es decir, el *fin de vida útil del producto* no es el punto final del proceso industrial, sino que los desechos se reintegran en el sistema de producción, cerrando así el ciclo. Esta transformación permite desligar el crecimiento económico y empresarial de la presión ejercida por los recursos finitos de los que se dispone (Kirchherr, Reike, y Hekkert, 2017). Así, si se realiza de forma adecuada y con el soporte adecuado, la transición de una economía lineal a una economía circular conlleva un incremento en la productividad (Vuta et al., 2018).

A fin de ayudar a las empresas a realizar políticas concretas que incorporen la circularidad en sus actividades, la Agencia Europea del Medio Ambiente (2016) introduce cinco objetivos genéricos que son útiles como punto de partida: (1) reducir el uso de materia prima y recursos naturales – saliendo así de un modelo lineal extractivo, y consiguiendo producir *más con menos*–; (2) reducir las emisiones; (3) reducir las pérdidas de materiales –consiguiendo así recuperar y reutilizar materiales en todas las fases de vida del producto, evitando así pérdidas materiales y energéticas antes de que el producto llegue al consumidor –; (4) incrementar el porcentaje de recursos reciclables y renovables; (5) aumentar la durabilidad de los productos.

Uno de los problemas principales que frena esta transformación es la falta de criterios precisos para evaluar la eficacia de las políticas estatales y estrategias empresariales (Hass et al.; 2015). Las empresas tienen una falta de información, confianza y capacidad para caminar hacia economías circulares en sus modelos de negocio debido a la falta de: (i) indicadores y objetivos de implantación obligatoria que puedan homogeneizar la información proporcionada por las empresas, (ii) sensibilización en los beneficios económicos de dichas alternativas circulares y (iii) falta de formación en los trabajadores (Saidani et al., 2019). **El objeto de este estudio responde**

¹ Informe redactado por Mia Torner del Barrio de la Universidad Pompeu Fabra y por Andrei Boar, de la UPF Barcelona School of Management, en el marco de la Cátedra de Economía Circular de Mercadona en la UPF-BSM

a esta limitación y busca esquematizar las posibilidades de medición de las políticas empresariales, pero también mostrar que el peso de este cambio no debe dejarse en las empresas, sino que es necesaria la coordinación estatal a lo largo de la transición. El estudio tiene dos partes: en primer lugar, se expone de manera genérica la medición de las políticas, y en segundo lugar se analizan los problemas que esto genera en la práctica en un sector concreto: el sector agroalimentario.

1. LA NECESIDAD DE MEDIR LA CIRCULARIDAD

El impacto de las políticas de implantación de la economía circular solo puede medirse si se tienen métricas que permitan cuantificar estos cambios, ya que los indicadores son capaces de sintetizar y condensar la información para poder manejarla (Cayzer et al.; 2017). En la actualidad, hay índices y agencias de reporting, pero las empresas continúan teniendo dudas sobre cómo realizar estos reportes (Khalid et al., 2020). Además, la mayoría de estos índices no son de uso obligatorio, haciendo que los métodos de cuantificación a la práctica no se usen de igual forma por las empresas (Mhlanga et al, 2018).

En los años más recientes ha habido distintas revisiones sistemáticas de la cuestión (destacan entre ellas: Iacovidou et al., 2017; Parchomenko et al., 2019; Moraga et al., 2019, Kristensen y Mosgaard, 2020), pero pese estos esfuerzos, el estado de la cuestión sigue siendo incierto al no haber acuerdo alguno entre cuáles son los métodos, índices e indicadores que deberían prevalecer, dando por lo tanto resultados discordantes en cada una de las revisiones sistemáticas realizadas. En lo que todas estas revisiones sí coinciden es en que **la mayoría de las métricas se centran en aspectos muy concretos de la circularidad, no controlando así la variedad de estrategias que pueden llegar a la circularidad. Sin embargo, los métodos multidimensionales no son pragmáticos en la actualidad** (Kristensen y Mosgaard, 2020).

Ante la necesidad de medición el legislador no podía quedarse de bajos cruzados y se han empezado a aprobar a nivel europeo normativas relativas a la sostenibilidad en general, como las Normas Europeas de Información sobre Sostenibilidad (ESRS).

2. CÓMO PUEDE MEDIRSE LA ECONOMÍA CIRCULAR

La parametrización de la economía circular requiere como paso previo la cuantificación de los procesos productivos, por lo tanto, es necesario en primer lugar entender cuáles son los métodos con los que se obtienen los datos que posteriormente serán usados en los índices e indicadores. Si se omite el método de recopilación de datos y solo se tienen en consideración los indicadores, se puede llegar a conclusiones erróneas (Walzberg et al., 2021). Para cuantificar los procesos productivos se requiere recoger información sobre cada fase del ciclo de vida de un producto: el

aprovisionamiento de materiales, el diseño del producto, la producción y reparto hasta llegar al consumidor, el consumo y, finalmente, la gestión de final de la vida útil del producto y de los residuos que genera (Elia, Gnoni and Tornese, 2017). Esto permite obtener una imagen global de las distintas etapas del ciclo de vida de un sistema (Sassanelli et al., 2019), siendo útiles por sí mismos.

De estos métodos se derivan métricas que pueden ser índices o indicadores concretos: factores cuantitativos o cualitativos que proporcionan una forma simple y fiable de medir el grado de cumplimiento de un objetivo, que refleja los cambios asociados a una intervención o puede ayudar en la evaluación del papel de un actor político (OECD, 2015). Se pueden así obtener índices intersectoriales, y otros más específicos que se apliquen al sector relevante para cada empresa.

2.1. La aplicación de las métricas a distintos niveles

La economía circular puede aplicarse a nivel macro a países o regiones –, a nivel meso –ciudades, barrios– o a nivel micro –empresas, plantas de producción... Hay indicadores que resultan más adecuados para niveles macro y otros para niveles micro. El LCA es un método que puede usarse para ambos modelos, y por lo tanto resulta útil para ver cómo el mismo método puede cuantificar de forma diferente según el foco. De dichos análisis se obtienen resultados con aplicación diferente, ya que como lo que se busca es analizar políticas distintas, se usarán indicadores distintos. La figura 1 muestra una ejemplificación grafica de la contabilización del LCA desde una perspectiva micro a una perspectiva macro.

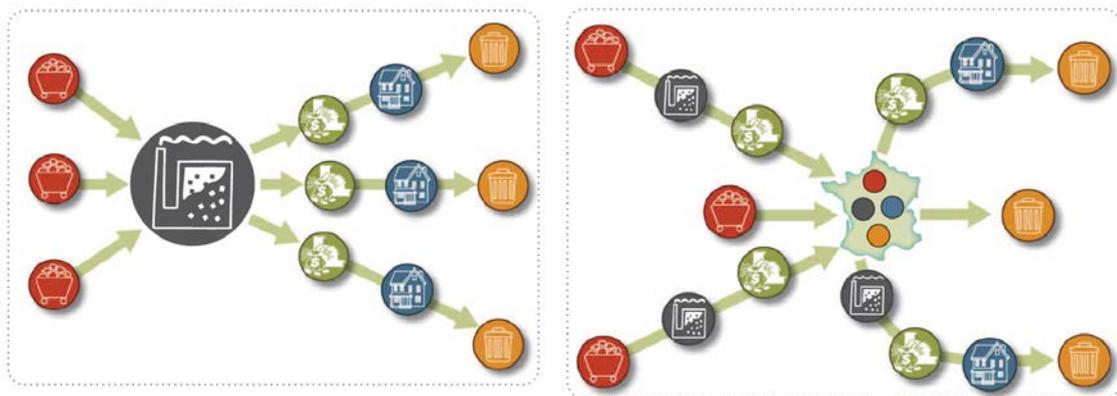


Figura 1: Ejemplificación grafica de la contabilización del LCA desde una perspectiva micro (izquierda) y una perspectiva macro (derecha). Fuente: Hellweg y Canals, 2014

2.2. Métodos de cuantificación

De entre los métodos de cuantificación existentes, se describen a continuación los más relevantes: el análisis del ciclo de vida, el análisis del flujo de materiales, los métodos de cuantificación energética y los métodos provenientes de la ciencia de sistemas complejos.

- El **análisis del ciclo de vida** (LCA por sus siglas en inglés) es un método que cuantifica el impacto ambiental de los productos, cuantificando los flujos de materiales y energía a lo largo de la vida de un producto evitando así no tener en consideración las cargas ambientales cuando hay un cambio de agente en el ciclo (Hellweg y Canals, 2014). La base para su cálculo es la *unidad funcional*: la medida que cuantifica el producto, y a partir de la cual se derivaran los impactos en el ciclo de vida. Este método permite cuantificar el uso y pérdidas de materiales, así como cuáles de estos materiales se reutilizan o reciclan. Sin embargo, no cuantifican los efectos relacionados con los flujos de materiales o las emisiones que estos causan (Elia et al., 2017); dicho de otro modo, considerar solo el uso de los recursos no tiene en consideración las cadenas de causa-efecto ambientales (Walzberg et al., 2021).
- El **análisis del flujo de materiales** (MFA por sus siglas en inglés) permite describir una planta de producción, empresa, ciudad o país – “sistema” en la denominación del modelo – en función de sus *inputs* y *outputs* de materiales en el espacio y tiempo (Rincón et al., 2013). El modelo delimita un determinado sistema y a partir de éste modela todos sus procesos –actividades de transformación, transporte o almacenamiento– y flujos (Cencic and Rechberger, 2008). La imagen global del proceso permite obtener información para las actividades relacionadas con dicho proceso: gestión de residuos, provisión de materiales... (Ethan et al., 2000). Sin embargo, como el MFA suele usar datos agregados, los procesos se tratan como cajas negras, de forma que no pueden reflejar estrategias de circularidad como la reparación o restauración (Walzberg et al., 2021).
- Los **métodos de cuantificación energética** parametrizan todos los usos de materiales como flujos energéticos. Este método tiene en cuenta las limitaciones termodinámicas de la circularidad (Abadías Llamas, A., 2019). Son relevantes dos formas de cuantificación de estos flujos: la **energía** y la **exergía**. La **energía** es la suma de todos los inputs de energía que se requieren de forma directa o indirecta en un sistema (Pan et al., 2016), mientras que la **exergía** es la cantidad máxima de energía que se puede usar de un material (Jamali-Zghal et al., 2015).
- Los **métodos derivados de la ciencia de sistemas complejos** utilizan simulaciones computacionales para entender los procesos que se estudian. Al ser modelos de elevada complejidad matemática, no serán tratados en el presente estudio. Sin embargo, estos métodos son de gran importancia, ya permiten cubrir las limitaciones de los métodos más tradicionales de medición. En primer lugar, al ser modelos dinámicos, permiten reflejar los cambios sociales que se producen a lo largo del tiempo. En segundo lugar, los métodos tradicionales se centran en la producción sostenible, pero no tienen en consideración los

patrones de consumo sostenible (Walzberg et al., 2021). En tercer lugar, la mayoría de las políticas hasta ahora implantadas han enfatizado en el reciclaje y no en la disminución de recursos consumidos y cantidad de desechos generados, hecho que permite añadir valor a la economía a través de la reducción de costes. Los métodos derivados de sistemas complejos permiten parametrizar estos factores e incluirlos en las simulaciones, prometiendo así ser una herramienta clave para una transición más ambiciosa hacia la circularidad.

2.3. Índices

Una vez recogida la información de la totalidad de la actividad empresarial con uno de los métodos anteriores, estos datos se tratan para obtener información manejable para cada empresa o sector en forma de índices o indicadores. Se expone a continuación una clasificación de los índices más relevantes propuesta por Elia et al. (2017), quién clasifica los índices según si recogen información relacionada con el flujo de materiales, con el uso de energía o con el uso de superficie.

2.3.1. *Índices basados en los flujos de materiales*

En esta categoría se encuentran indicadores que normalmente usan el MFA como modelo de medición. Destacan tres indicadores: la huella hídrica, el aporte de materiales por unidad de servicio (MIPS, por sus siglas en inglés), y la mochila ecológica. La **huella hídrica** cuantifica el agua que se consume y contamina durante el ciclo de vida de un producto, teniendo en consideración el estado del ecosistema del que se extrae el agua (Hoekstra y Hung, 2005). El índice es útil para analizar en qué fases del ciclo se usa más agua, pero no considera si este uso del agua es más eficiente que el uso de otro recurso. El **MIPS** (Spangenberg et al., 1999) permite medir el impacto relacionado con el influjo de un material en cada una de las fases del ciclo de vida. Normalmente, las empresas lo usan para medir impactos ambientales y posibles ahorros de los distintos materiales. La **mochila ecológica** (Spangenberg et al., 1999) es el cálculo de la suma de materia prima usada menos la masa del producto final, cuantificando así la cantidad de materiales que se requieren en términos de quilogramos.

Si en lugar de considerar los flujos de materiales se estudian los flujos de sustancias, el indicador por excelencia es la **huella de carbono**, que cuantifica las emisiones de gases de efecto invernadero. Esta es una herramienta muy útil por ser un concepto accesible para la población general, pero al medir solo las emisiones de gases de efecto invernadero no considera el resto de los impactos ambientales.

2.3.2. *Índices basados en flujos de energía*

Entre los índices basados en la caracterización de los flujos de materiales como flujos de energía desde una perspectiva ambiental (Huang et al., 2006) destacan la demanda de energía acumulada y la energía incorporada (Elia et al., 2017). La **demanda de energía acumulada** es la cantidad total de energía requerida a lo largo del ciclo de vida de un producto, incluyendo la que se usa para la extracción de materiales, los procesos de fabricación, la distribución y el final de la vida (Huijbregts et al., 2006). La **energía incorporada** se calcula sumando todos los flujos directos e indirectos necesarios para producir un producto, permitiendo ver así las ineficiencias energéticas (Angelakoglou y Gaidajis, 2015). Como estas parametrizaciones permiten ver la eficiencia energética de los procesos y de la calidad energética, son muy útiles para aquellos sectores que requieren un uso energético intensivo. Sin embargo, su principal limitación es que no consideran los impactos medioambientales que sí que miden los índices basados en flujos de materiales (Elia et al., 2017).

2.3.3. *Índices basados en el uso y consumo de superficie*

Forman parte de este grupo la huella ecológica, el índice de proceso sostenible (SPI por sus siglas en inglés) y el índice de disipación (DAI por sus siglas en inglés). La **huella ecológica** mide la cantidad de tierra productiva requerida para una actividad humana o población, incluyendo la tierra requerida para la alimentación o el espacio necesitado para absorber los gases de efecto invernadero emitidos (Rees, 1992). Pese a ser un índice basado en una única métrica, permite cuantificar algunos impactos ambientales de forma más global que los índices mencionados anteriormente. De forma similar, el **SPI** mide cuál sería la superficie necesaria para que una determinada producción sea sostenible (Narodowslawsky y Krotscheck, 2005). El **DAI** se deriva del SPI, y cuantifica la superficie necesaria para la absorción de los residuos generados por el proceso. El problema de estos índices es que, al ser agregados, dificultan la toma de decisiones empresariales para reducir el impacto ambiental de una determinada actividad (Elia et al., 2017).

2.3.4. *Cómo se pueden usar los métodos existentes*

Pese a que se destinan muchos recursos a la investigación de la economía circular, y que en la actualidad abundan los indicadores, es menester en este punto hacer dos críticas. En primer lugar, si se retoman las líneas que da la Agencia Europea del Medio Ambiente, se observa que en la actualidad ninguno de estos índices captura la capacidad de las políticas de circularidad para aumentar la durabilidad de los materiales, componentes y productos (Elia et al., 2017). En segundo lugar, las empresas no tienen información ni formación suficiente para entender qué indicadores deben usar ni cómo. Para cubrir esta falta, se propone a continuación una guía básica de qué métodos de cuantificación e indicadores usar para la persecución de algunos objetivos sostenibles. Sin embargo, debido a la complejidad real que tiene la cuantificación de los datos

requeridos para obtener estos indicadores, se recomienda que las empresas pequeñas externalicen estos procesos.

		Objetivo a alcanzar			
		Reducir el uso de materia prima y recursos naturales	Aumentar la proporción de recursos reutilizados y reciclados	Reducir las pérdidas de material	Reducir las emisiones
Cuantificación	Efecto directo	Huella hídrica	Demanda de energía acumulada	Huella hídrica	Huella hídrica
		MIPS	Energía incorporada		Huella de carbono
		Mochila ecológica			
	Efecto indirecto	SPI/DAI	SPI/DAI		Huella ecológica
		Huella ecológica	Huella de carbono		
		Huella de carbono			

Tabla 1: Clasificación indicadores a usar para la consecución de algunos objetivos de economía circular según la clasificación propuesta por Elia et al., 2017. En amarillo, los indicadores basados en materiales; en naranja, los indicadores energéticos y en verde los de uso de superficie. Fuente: elaboración propia.

2.4. Indicadores específicos de carácter económico

La economía circular no solo es una herramienta para implementar políticas sostenibles, sino que ayuda a mejorar la eficiencia empresarial, y, por lo tanto, los resultados económicos. Esto puede resultar relevante para las empresas, ya que pueden así gestionar los datos de manera más eficiente y adaptar los indicadores a aquello que necesitan en su realidad empresarial particular.

A continuación, se muestran algunos de los indicadores específicos que pueden derivarse del LCA (siendo el método más usado y generalista) y su aplicación a la realidad empresarial. A modo de ejemplo, y en sus versiones simplificadas, los siguientes indicadores pueden resultar ilustrativos:

La **ratio de ecoeficiencia** (EVR por sus siglas en inglés; Scheepens et al., 2016) es un indicador que mide la cantidad de carga medioambiental de un producto y la contempla como una estrategia de prevención: cuáles son los costes que deberían incurrirse para reducir la contaminación ambiental y evitar el agotamiento de materiales. Se calcula partiendo de la base de que cada paso en la cadena genera costes para el medio ambiente y valor añadido para el producto. Para el

cálculo de la ratio, suelen usarse los costes marginales de prevención, monetizando así las externalidades ecológicas (Corona et al., 2019).

$$EVR = \frac{\text{Coste ecológico}}{\text{Valor añadido}}$$

Un diseño sostenible óptimo tiene un valor reducido de esta ratio, ya que es capaz de generar un valor añadido en el producto muy elevado generando costes bajos. Si una empresa quiere mantener al máximo la utilidad de los stocks de materiales que posee y así reducir costes de aprovisionamiento, usar índices como la ratio de circularidad y estudiar su evolución permite ver si se acerca a este objetivo (Pauliuk, 2018). El mismo índice puede ayudar también a ver cuál es el valor económico que se mantiene al reutilizar los productos, ver si decae a lo largo de los años, permitiendo analizar las políticas circulares que se vayan implementando, consiguiendo así alinear los objetivos medioambientales con los de la empresa.

La **ratio de circularidad** de un producto (MCI por sus siglas en inglés; Linder et al., 2017) permite medir el valor económico de los componentes reciclados en un producto. Para el cálculo de éste, se desglosa el producto en sus componentes, y a cada una se le da un valor económico y una puntuación de circularidad basada en la proporción de material reciclado de las etapas anteriores. Se suma cada uno de estos valores hasta el producto final, que tendrá un valor de 1 si es totalmente circular, y de 0 si no lo es en absoluto.

$$MCI = \frac{\text{Valor económico de los componentes recirculados}}{\text{Valor económico de todos los componentes}}$$

2.5. Indicadores estandarizados

Los indicadores detallados en el apartado anterior sirven como muestra del cálculo del valor de los indicadores. Sin embargo, en la actualidad contamos con un amplio número de indicadores que miden facetas concretas de la economía circular. Destacan los indicadores Estándares GRI (*Global Reporting Initiative*), que se estructuran como un sistema de estándares interrelacionados organizados en tres series: Estándares Universales GRI, Estándares Sectoriales GRI y Estándares Temáticos GRI. Hay que estar también atentos a los trabajos realizados por el International Sustainability Standards Board, que está en proceso de creación de desarrollo de *los IFRS Sustainability Disclosure Standards*. Sin embargo, estos no son de uso obligatorio, haciendo que a la práctica no haya métodos consistentes para cuantificar el cumplimiento con los ODS (Mhlanga et al, 2018).

A modo de ejemplo, el GRI 306: *Residuos* es un estándar temático que incluye contenidos para que las organizaciones presenten información acerca de sus impactos relacionados con los residuos y la manera en que gestionan estos impactos. Este GRI detalla las obligaciones de

contenido, así como sugiere orientaciones para proporcionar el contenido de forma correcta. En la siguiente figura se halla un desglose de los contenidos, que sirven a modo de ilustración de la complejidad del uso de contenidos y del detalle asociado al uso de estos.

Contenidos del GRI 306: Residuos	Requerimientos de presentación de información	Requerimientos de recopilación de la información
Contenido 306-1 Generación de residuos e impactos significativos relacionados con los residuos	Por lo que respecta a los impactos significativos —potenciales y reales— de la organización relacionados con los residuos, una descripción de: (i) los insumos, las actividades y los productos resultantes que dan o podrían dar lugar a estos impactos; (ii) si estos impactos se relacionan con residuos generados en las actividades propias de la organización o residuos generados aguas arriba o aguas abajo en su cadena de valor.	
Contenido 306-2 Gestión de impactos significativos relacionados con los residuos	(i) Peso total de los residuos generados en toneladas métricas y desglose de este total en función de la composición de los residuos. (ii) Información contextual necesaria para entender los datos y la manera en que se recopilaron.	(i) excluir los efluentes, a menos que la legislación nacional exija que se informen como parte de los residuos totales; (ii) utilizar 1000 kilogramos como equivalente de la tonelada métrica.
Contenido 306-3 Residuos generados	(i) Peso total de los residuos generados en toneladas métricas y desglose de este total en función de la composición de los residuos. (ii) Información contextual necesaria para entender los datos y la manera en que se recopilaron.	(i) excluir los efluentes, a menos que la legislación nacional exija que se informen como parte de los residuos totales; (ii) utilizar 1000 kilogramos como equivalente de la tonelada métrica
Contenido 306-4 Residuos no destinados a eliminación	(i) Peso total de los residuos no destinados a eliminación en toneladas métricas y desglose de este total en función de la composición de los residuos. (ii) Peso total de los residuos peligrosos no destinados a eliminación en toneladas métricas, y desglose de este total (iii) Peso total de los residuos no peligrosos no destinados a eliminación en toneladas métricas y desglose de este total (iv) Un desglose del	(i) excluir los efluentes, a menos que la legislación nacional exija que se informen como parte de los residuos totales; (ii) utilizar 1000 kilogramos como equivalente de la tonelada métrica

		peso total en toneladas métricas de los residuos peligrosos y no peligrosos no destinados a eliminación; (v) Información contextual necesaria para entender los datos y la manera en que se recopilaron.	
Contenido 306-5 Residuos destinados a eliminación		Mismos requisitos que el Contenido 306-4 aplicados a residuos destinados a eliminación.	Mismos requisitos que el Contenido 306-4 aplicados a residuos destinados a eliminación.

Tabla 2: Índice de los Contenidos del Estándar 306, de los requerimientos de presentación de la información y de recopilación de la información. Fuente: elaboración propia.

3. REPORTING DE SOSTENIBILIDAD

Los datos que se recogen a través de técnicas cuantitativas de medición deben ser reportados para servir como herramienta de toma de decisiones de las empresas. El *reporting* se considera útil para el desarrollo y la innovación, conducir a un mejor desempeño empresarial, involucrar a los stakeholders y atraer inversión (GRI & UN Global Compact, 2018). Además, la elaboración de informes de sostenibilidad se ha identificado como un facilitador de las acciones, inversiones y estrategias relacionadas con los ODS (Heras-Saizarbitoria et al., 2022; Rosati & Faria, 2019). La economía circular es uno de los modelos económicos que más ayudan al cumplimiento de los ODS, ya que impactan en los ODS 6 (agua limpia y saneamiento), ODS7 (energía asequible y no contaminante), ODS 8 (trabajo decente y crecimiento económico), ODS 12 (producción y consumo responsable) y ODS15 (vida de ecosistemas terrestres). Por lo tanto, para medir la economía circular resulta útil alinear estos *reportings* con los ODS. Además, el uso de los ODS contribuye a una homogeneización de objetivos y lenguaje (Vallet-Bellmunt et al., 2022).

3.1. Obligatoriedad de *reporting* a nivel español hasta el 2023

A nivel español, la *Ley 11/2018, de 28 de diciembre*, traspone la *Directiva 2014/95/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, por la que se modifica la Directiva 2013/34/UE en lo que respecta a la divulgación de información no financiera e información sobre diversidad por parte de determinadas grandes empresas y determinados grupos* (la “**Directiva 2014/95/UE**”) impone a ciertas empresas preparar anualmente un estado de información no financiera (“**EINF**”) que contenga cierta información relativa a cuestiones medioambientales y sociales, relativas al personal, así como en relación con derechos humanos y lucha contra la corrupción. La *Ley 22/2018* no proporciona ningún modelo para la presentación del EINF. En aras de facilitar la comparación de datos tanto entre empresas como a lo largo del tiempo, al art. 49.6.e) del Código de Comercio recomienda el uso de los indicadores GRI pero no cierra la posibilidad de utilización de otros estándares distintos (ICAC, 2019).

3.2. La nueva directiva europea

Debido a que las transposiciones de la Directiva 2014/95/UE no alcanzaban a cumplir los objetivos, en diciembre de 2022 se publicó la *Directiva (UE) 2022/2464 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de diciembre de 2022, por la que se modifican el Reglamento (UE) 537/2014, la Directiva 2004/109/CE, la Directiva 2006/43/CE y la Directiva 2013/34/UE*. (la “**Directiva 2022/2464**”) por lo que respecta a la presentación de información sobre sostenibilidad por parte de las empresas. El objetivo de la normativa es equiparar la información no financiera con la información financiera de las empresas. En agosto de 2023 la Comisión Europea adoptó el primer acto delegado en cumplimiento de los mandatos contenidos en la directiva, por el que se adoptan el primer conjunto de estándares (*European Sustainability Reporting Standards* los “ESRS”) que las empresas incluidas en el ámbito de aplicación de la directiva deberán utilizar para elaborar sus informes de sostenibilidad (Garrigues, 2023). Se espera que los ESRS supongan una mejora de la calidad de la información, a través del establecimiento de indicadores y métricas claras y comparables entre todas las empresas afectadas (Guitérrez del Arroyo González, 2023). Esta nueva regulación afectará a más organizaciones que las del ámbito de aplicación de la Directiva 2014/95/UE y su transposición en la Ley 22/2018, ya que incluye a empresas de tamaño mediano, las cotizadas (salvo microempresas) y los grupos consolidados externos a la Unión Europea con una facturación anual mayor a 150 millones de euros. Se estima que afecta a 50.000 empresas que generan más de la mitad del valor añadido de la economía de la Unión Europea (Guitérrez del Arroyo González, 2023). Se prevé que la implantación de estas nuevas obligaciones implique mayores costes y controles internos por parte de las empresas con el fin de proporcionar la información con la calidad y forma solicitada (Guitérrez del Arroyo González, 2023). España deberá transponer esta directiva antes de julio de 2024.

4. ADAPTAR LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS A LOS DISTINTOS SECTORES: EL SECTOR DE LA ALIMENTACIÓN COMO EJEMPLO

Puede parecer de la exposición anterior que las políticas puedan cuantificarse y compararse intersectorialmente de forma sencilla. Sin embargo, la literatura muestra que, en estos momentos, la implantación de la economía circular se produce de formas distintas según el sector (Mhartre et al., 2020). Esto es debido a que, pese que la necesidad de transformación es global, cada sector tiene unas características distintas que requieren políticas distintas – y por lo tanto, también indicadores propios que cuantifiquen su éxito –.

4.1. La economía circular para evitar el desperdicio alimentario

En el campo de la alimentación, una de las medidas más significativas para implementar la economía circular es la reducción del desperdicio de alimentos (Pagotto y Halog, 2016), que tiene

enormes impactos ambientales, energéticos y económicos. La FAO calcula que aproximadamente un tercio de los alimentos mundiales son desechados a lo largo de la cadena de suministro, y estas pérdidas se estiman de un valor de un trillón de dólares al año, ascendiendo a los dos trillones de dólares si se cuantifican los impactos ambientales. Así, la agricultura es uno de los ámbitos principales en los que hay que transformar el sistema de uno lineal a uno circular (Fassio y Teco, 2019) debido a que toda la comida desechada puede ser usada como material para otros productos (Principato et al., 2019): por ejemplo, los tomates descartados por criterios estéticos pueden ser usados para la preparación de ensaladas o salsas.

Todas las fases de la cadena de suministro y distintas regiones del mundo están afectadas por el desecho alimentario, pero la magnitud del fenómeno, así como su naturaleza, difieren sustancialmente entre distintas regiones y estados (Roodhuyzen et al., 2017). Distinta literatura sugiere que los núcleos familiares en Europa son responsables de la mayoría de desperdicio alimentario en los países ricos (por todos, Roodhuyzen et al., 2017), apuntando a que el desecho de alimentos en las fases finales de las cadenas de suministro supone un 60% del impacto ambiental (Beretta et al., 2017). La ONU (2021) establece que de este desperdicio final, los hogares desechan el 11% de los alimentos disponibles, y los minoristas y distribuidores un 5% y 2% respectivamente. Sin embargo, alerta que las estimaciones directas para minoristas y distribuidores son menores y, por lo tanto, menos fiables que las de los hogares, en las que en casi todos los países hay medición directa. Además, hay muy pocos países que proporcionen datos que permiten desglosar los alimentos desperdiciados de las partes no comestibles, y muestran que el 50% de producto desechado en los hogares forma parte de esta categoría. Otros estudios resaltan la necesidad de desarrollar más investigación sobre el desperdicio alimentario en las fases de producción (Raak et al., 2017), y se apunta también a la necesidad de entender las causas del desperdicio, así como la interacción entre los varios factores. Es por lo tanto necesario seguir trabajando en el desarrollo de indicadores que sean capaces de recoger esta complejidad.

En aras de reducir el desecho doméstico, los supermercados pueden resultar clave en la **modificación de los patrones de consumo**. Además, una mayor optimización puede reportar a estos agentes de la cadena mayores beneficios económicos y generar un menor impacto ambiental. Entre los problemas de operativa se encuentran los de un **cálculo adecuado de suministro**, exacerbado por el hecho que las demandas alimentarias modernas están cambiando y los supermercados se ven forzados a tener una mayor variedad de productos (Filimonau y Gherbin 2017). Estas mejoras pueden verse fuertemente impulsadas por tecnologías basadas en la inteligencia artificial: los supermercados pueden instalar cámaras y sensores que capturen el estado de un determinado alimento, y ayudándose de algoritmos de inteligencia artificial, saber cuánto falta para el siguiente estado de transformación (de Souza et al., 2021). Sin embargo, las políticas de adecuación del suministro deben ir de la mano con los patrones de consumo, ya que

incentivar la compra de productos con fecha próxima a la caducidad puede resultar simplemente en un mayor desperdicio en los hogares.

Esta necesidad de coordinación con los diferentes eslabones de la cadena vista entre consumidores y supermercados se da entre todos los agentes del ciclo de producción. El malbaratamiento de alimentos supone también un uso más elevado del necesario de nutrientes para el suelo de cultivo. El desplazamiento de minerales debido a los patrones de consumo hace que los países ricos tengan más nutrientes. A modo de ejemplo, la importación de pollo que hace Japón desde Estados Unidos implica que la mitad del nitrógeno que el país asiático podría tener está en el continente americano, implicando tierras menos fértiles y productivas en años futuros (Galloway et al., 2007). Igualmente, los estándares estéticos que se aplican en la actualidad a la fruta y verdura generan desechos de alimentos en perfecto estado de consumo antes de llegar a los supermercados, siendo necesaria la intervención legal para frenar esta práctica (Porter et al., 2018).

4.2. Aplicación de técnicas cuantitativas

Pese a que de la exposición anterior se deriva una inmensa complejidad, los indicadores descritos en la primera parte de este documento pueden dar herramientas para simplificar la situación, permitiendo la implementación política de circularidad, ya sean estatales o empresariales. A nivel nacional, hay aún pocos estudios que usen los métodos de medición de la circularidad en el campo de la alimentación. Garcia-Herrero et al, 2018 utilizan el sistema MFA en las cinco etapas de la cadena de suministro para cuantificar el desperdicio alimentario: producción agrícola, almacenamiento, procesamiento y envasado, distribución y consumo en España. Desarrollan también un índice (Huella de Pérdidas Nutricionales de Alimentos) que les permite ver cuáles son las categorías alimentarias en las que el esfuerzo debe darse en las primeras etapas de la cadena, y en cuáles debe ser en la última. Sus conclusiones son que alrededor de un 20% de la producción nacional es desperdiciada, y que las categorías en las que el desperdicio es mayor son los productos frescos tales como frutas, verduras y carne. Un tercio de estas pérdidas se dan a nivel de los hogares —cada español tira 88kg de comida—, y un 22% de las pérdidas se generan a nivel de la agricultura.

Por otro lado, Amicarelli et al. (2021) realizó un estudio de la industria cárnica italiana con el método MFA. Consiguió cuantificar y cualificar los desperdicios de comida realizados en cada una de las etapas del ciclo de producción de la carne, así como también calcular los ciclos de los materiales relacionados y los índices de ecoeficiencia. De entre las conclusiones del estudio se pueden extraer nuevas políticas circulares; por ejemplo, que la mayoría de proceso de deshueso en el país se lleva a cabo en tiendas pequeñas, dificultando que estos huesos puedan ser recogidos y reusados (Amicarelli et al., 2021) a diferencia de si se realizaran en supermercados.

Estos estudios a nivel macro, aunque puedan parecer a primera vista no aplicables a las empresas, resultan útiles para entender el proceso total, ya que la fragmentación de empresas en los distintos eslabones de la cadena impide tener una visión global del proceso. Estudios como este muestran que las políticas de transformación de un modelo lineal a uno circular no pueden dejarse libremente a las empresas, sino que necesitan ser orquestados también a nivel nacional e internacional si se quiere lograr una transformación del sistema. Y el reto no es pequeño: según la Dirección General de la Industria Alimentaria (2022), en España se desperdician anualmente un total de 1.245 millones de kilos de alimentos. La cuantificación de estas cifras permite que nazcan iniciativas como la de *Unió de Pagesos* sobre el “plato limpio” como concienciación en la escuela o los Sobres Naturpod que capturan el gas etileno que desprenden las frutas y verduras para alargar su vida útil (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2022).

5. HACIA DÓNDE IR

Este informe busca esquematizar las posibilidades de medición de las políticas empresariales, pero también mostrar que el peso de este cambio no debe dejarse en las empresas, sino que es necesaria la coordinación estatal a lo largo de la transición. Es urgente una homogeneización internacional de los métodos, índices e indicadores que deben usarse para medir la economía circular, y aún más relevante, establecer la obligación del uso de estos estándares. De no ser así, las políticas no pueden ser analizadas ni comparadas, de forma que no se puede avanzar en la transformación circular. Hace falta además que estas cuantificaciones sean multidimensionales, siendo por lo tanto necesario la formación de profesionales especializados en consultoría ecológica, ambiental y energética que permita que las empresas pequeñas puedan externalizar los cálculos de sus impactos ambientales.

6. BIBLIOGRAFÍA

Abadías Llamas, A., Valero Delgado, A., Valero Capilla, A., Torres Cuadra, C., Hultgren, M., Peltomäki, M., et al. (2019). Simulation-based exergy, thermoeconomic and environmental footprint analysis of primary copper production. *Minerals Eng.* 131, 51–65. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.11.007>

Angelakoglou, K., Gaidajis, G., 2015. A review of methods contributing to the assessment of the environmental sustainability of industrial systems. *Journal of Cleaner Production.* 108, 725e747. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.094>

Benefice, J. (2015). Measuring and managing results in development co-operation. OECD Development Co-operation Peer Reviews: France 2015. <https://doi.org/20.500.12592/0f3dt0>

Beretta, C., Stucki, M., & Hellweg, S. (2017). Environmental impacts and hotspots of food losses: Value chain analysis of Swiss food consumption. *Environmental Science & Technology*, 51(19), 11165-11173. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06179>

Bocken, N. M., Olivetti, E. A., Cullen, J. M., Potting, J., & Lifset, R. (2017). Taking the circularity to the next level: A special issue on the circular economy. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 476-482. <https://doi.org/10.1111/jieec.12606>

Borrello, M., Caracciolo, F., Lombardi, A., Pascucci, S., & Cembalo, L. (2017). Consumers' perspective on circular economy strategy for reducing food waste. *Sustainability*, 9(1), 141. <https://doi.org/10.3390/su9010141>

Cayzer, S., Griffiths, P., & Beghetto, V. (2017). Design of indicators for measuring product performance in the circular economy. *International Journal of Sustainable Engineering*, 10(4-5), 289-298. <https://doi.org/10.1080/19397038.2017.1333543>

Cencic, O., and Rechberger, H. (2008). "Material flow analysis with software STAN," in *EnviroInfo*, 440–447.

De Souza, M., Pereira, G. M., Lopes de Sousa Jabbour, A. B., Chiappetta Jabbour, C. J., Trento, L. R., Borchardt, M., & Zvirtes, L. (2021). A digitally enabled circular economy for mitigating food waste: Understanding innovative marketing strategies in the context of an emerging economy. *Technological Forecasting and Social Change*, 173, 121062. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2021.121062>

Dirección General de la Industria Alimentaria (2022). Informe del desperdicio alimentario en España 2021. <https://www.mapa.gob.es/es/alimentacion/temas/desperdicio/generacion->

[conocimiento/default.aspx#:~:text=Informe%20del%20Desperdicio%20Alimentario%20en%20Espa%C3%B1a%202021.%20MAPA.](#)

Directiva (UE) 2022/2464 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de diciembre de 2022, por la que se modifican el Reglamento (UE) 537/2014, la Directiva 2004/109/CE, la Directiva 2006/43/CE y la Directiva 2013/34/UE.

Elia, V., Gnoni, M. G., & Tornese, F. (2017). Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2741-2751. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.196>

Ethan, H., Decker, S. E., Felisa, A., Smith, D. R., and Blake, R. F. S. (2000). Energy and material flow through the urban ecosystem. *Annu. Rev. Energy Environ.* 25, 685–740. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.685>

EEA, 2016. Circular Economy in Europe - Developing the Knowledge Base (No. 2). European Environmental Agency.

EU Commission. Closing the loop—An EU action plan for the Circular Economy. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions COM (2015) 614/2; 2015.

FAO. (2020, September 29). *Food loss and waste must be reduced for greater food security and environmental sustainability.* <https://www.fao.org/news/story/en/item/1310271/icode/>

Fassio, F., & Tecco, N. (2019). Circular economy for food: A systemic interpretation of 40 case histories in the food system in their relationships with SDGs. *Systems*, 7(3), 43. <https://doi.org/10.3390/systems7030043>

Franco, M. A. (2019). A system dynamics approach to product design and business model strategies for the circular economy. *J. Clean. Prod.* 241:118327. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118327>

Filimonau, V., & Gherbin, A. (2017). An exploratory study of food waste management practices in the UK grocery retail sector. *Journal of Cleaner Production*, 167, 1184-1194. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.229>

Garcia-Herrero, I., Hoehn, D., Margallo, M., Laso, J., Bala, A., Batlle-Bayer, L., Fullana, P., Vazquez-Rowe, I., Gonzalez, M., Durá, M., Sarabia, C., Abajas, R., Amo-Setien, F., Quiñones, A., Irabien, A., & Aldaco, R. (2018). On the estimation of potential food waste reduction to support sustainable production and consumption policies. *Food Policy*, 80, 24-38. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2018.08.007>

- Giurco, D., Littleboy, A., Boyle, T., Fyfe, J., & White, S. (2014). Circular economy: Questions for responsible minerals, additive manufacturing and recycling of metals. *Resources*, 3(2), 432-453. <https://doi.org/10.3390/resources3020432>
- Haas, W., Krausmann, F., Wiedenhofer, D., & Heinz, M. (2015). How circular is the global economy?: An assessment of material flows, waste production, and recycling in the European Union and the world in 2005. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5), 765-777. <https://doi.org/10.1111/jieec.12244>
- Hellweg, S., and i Canals, L. M. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science* 344, 1109–1113. <https://doi.org/10.1126/science.1248361>
- Huang, S.-L., Lee, C.-L., and Chen, C.-W. (2006). Socioeconomic metabolism in Taiwan: energy synthesis versus material flow analysis. *Resourc. Conserv. Recycl.* 48, 166–196. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.01.005>
- Hoekstra, A., & Hung, P. (2005). Globalisation of water resources: International virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environmental Change*, 15(1), 45-56. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.06.004>
- Huijbregts, M. A., Rombouts, L. J., Hellweg, S., Frischknecht, R., Hendriks, A. J., Van de Meent, D., Ragas, A. M., Reijnders, L., & Struijs, J. (2005). Is cumulative fossil energy demand a useful indicator for the environmental performance of products? *Environmental Science & Technology*, 40(3), 641-648. <https://doi.org/10.1021/es051689g>
- Huijbregts, M. A., Hellweg, S., Frischknecht, R., Hungerbühler, K., & Hendriks, A. J. (2008). Ecological footprint accounting in the life cycle assessment of products. *Ecological Economics*, 64(4), 798-807. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.04.017>
- Galloway, J. N., Burke, M., Bradford, G. E., Naylor, R., Falcon, W., Chapagain, A. K., Gaskell, J. C., McCullough, E., Mooney, H. A., Oleson, K. L., Steinfeld, H., Wassenaar, T., & Smil, V. (2007). International trade in meat: The tip of the pork chop. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(8), 622-629. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[622:itimtt\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[622:itimtt]2.0.co;2)
- Garrigues. (2023, August 2). *La Comisión Europea aprueba el primer conjunto de estándares de reporte de la información sobre sostenibilidad POR parte de las empresas.* https://www.garrigues.com/es_ES/noticia/comision-europea-aprueba-primer-conjunto-estandares-reporte-informacion-sostenibilidad
- GRI, & UN Global Compact. (2018). *Business reporting on the SDGs. Integrating the SDGs into corporate reporting: A practical guide.* <https://unglobalcompact.org/library/5628>

Gutiérrez del Arroyo González, F. (2023, August 31). European Sustainability Reporting Standards (ESRS): los nuevos requerimientos de divulgación ESG para las empresas europeas. EsadeEcPol - Center for Economic Policy, Policy brief # 42.

<https://www.esade.edu/ecpol/ca/publicacions/european-sustainability-reporting-standards-esrs-los-nuevos-requerimientos-de-divulgacion-esg-para-las-empresas-europeas/>

Heras-Saizarbitoria, I., Urbieto, L., & Boiral, O. (2022). Organizations' engagement with sustainable development goals: From cherry-picking to SDG-washing? *Corporate Social Responsibility and Environmental Management*, 29, 316–328 <https://doi.org/10.1002/csr.2202>

Iacovidou, E., Velis, C. A., Purnell, P., Zwirner, O., Brown, A., Hahladakis, J., Millward-Hopkins, J., & Williams, P. T. (2017). Metrics for optimising the multi-dimensional value of resources recovered from waste in a circular economy: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 166, 910-938. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.100>

Imbeault-Tétrault, H. (2017). *Analyse du Cycle de vie des Sacs d'emplettes au Québec. Recyc-Québec*: Montréal ISO (2006a). ISO 14040:2006(F). ISO.

Jamali-Zghal, N., Lacarrière, B., and Le Corre, O. (2015). Metallurgical recycling processes: sustainability ratios and environmental performance assessment. *Resourc. Conserv. Recycl.* 97, 66–75. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.02.010>

Jeswani, H. K., Azapagic, A., Schepelmann, P., and Ritthoff, M. (2010). Options for broadening and deepening the LCA approaches. *J. Clean. Prod.* 18, 120–127. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.023>

Jörissen, J., Priefer, C., & Bräutigam, K. (2015). Food waste generation at household level: Results of a survey among employees of two European research centers in Italy and Germany. *Sustainability*, 7(3), 2695-2715. <https://doi.org/10.3390/su7032695>

ICAC (2019). Guía informativa sobre la aplicación de la Ley 11/2018, de 28 de diciembre, por la que se modifica el Código de Comercio, el texto refundido de la Ley de sociedades de capital, aprobado por el Real Decreto legislativo 1/2010, de 2 de julio, y la Ley 22/2015, de 20 de julio, de auditoría de cuentas, en materia de información no financiera y diversidad

Izzo, M. F., Ciaburri, M. & Tiscini, R. 2020. The challenge of sustainable development goal reporting: The first evidence from Italian listed companies. *Sustainability*. 12(8), 3494. <http://doi.org/10.3390/su12083494>

Khalid, M.K., Agha, M.H., Shah, S.T.H., Akhtar, M.N., 2020. Conceptualizing audit fatigue in the context of sustainable supply chains. *Sustainability (Switzerland)* 12 (21), 1–11. <https://doi.org/10.3390/su12219135>.

Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>

Kristensen, H. S., & Mosgaard, M. A. (2020). A review of micro level indicators for a circular economy – moving away from the three dimensions of sustainability? *Journal of Cleaner Production*, 243, 118531. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118531>

Ley 11/2018, de 28 de diciembre, traspone la Directiva 2014/95/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, por la que se modifica la Directiva 2013/34/UE en lo que respecta a la divulgación de información no financiera e información sobre diversidad por parte de determinadas grandes empresas y determinados grupos

Linder, M., Sarasini, S., & Van Loon, P. (2017). A metric for quantifying product-level circularity. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 545-558. <https://doi.org/10.1111/jiec.12552>

Merli, R., Preziosi, M., and Acampora, A. (2018). How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. *J. Clean. Prod.* 178, 703–722. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.12.112

Mhatre, P., Panchal, R., Singh, A., & Bibyan, S. (2021). A systematic literature review on the circular economy initiatives in the European Union. *Sustainable Production and Consumption*, 26, 187-202. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.09.008>

Mhlanga, R., Gneiting, U., & Agarwal, N. (2018). Walking the talk: Assessing companies' progress from SDG rhetoric to action. <https://doi.org/10.21201/2018.3378>

Miller, R. E., and Blair, P. D. (2009). *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511626982>

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2022). Catálogo de iniciativas nacionales e internacionales sobre el desperdicio alimentario. <https://www.mapa.gob.es/es/alimentacion/temas/desperdicio/generacion-conocimiento/default.aspx#:~:text=Cat%C3%A1logo%20de%20iniciativas%20nacionales%20e%20internacionales%20sobre%20el%20desperdicio%20alimentario.%202022.%20MAPA.>

Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., Van Acker, K., De Meester, S., & Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 452-461. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.045>

Mylan, J., Holmes, H., & Paddock, J. (2016). Re-introducing consumption to the 'Circular economy': A Sociotechnical analysis of domestic food provisioning. *Sustainability*, 8(8), 794. <https://doi.org/10.3390/su8080794>

- Narodoslawsky, M., & Niederl, A. (2006). The sustainable process index (SPI). *Renewables-Based Technology*, 159-172. <https://doi.org/10.1002/0470022442.ch10>
- Pagotto, M., & Halog, A. (2015). Towards a circular economy in Australian agri-food industry: An application of input-output oriented approaches for analyzing resource efficiency and competitiveness potential. *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1176-1186. <https://doi.org/10.1111/jiec.12373>
- Pan, H., Zhang, X., Wang, Y., Qi, Y., Wu, J., Lin, L., Peng, H., Qi, H., Yu, X., & Zhang, Y. (2016). Emergy evaluation of an industrial park in Sichuan province, China: A modified emergy approach and its application. *Journal of Cleaner Production*, 135, 105-118. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.102>
- Parchomenko, A., Nelen, D., Gillabel, J., and Rechberger, H. (2019). Measuring the circular economy - a multiple correspondence analysis of 63 metrics. *Journal of Cleaner Production*. 210, 200–216. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.357>
- Pauliuk, S. (2018). Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations. *Resources, Conservation and Recycling*, 129, 81-92. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.019>
- Porter, S, Reay, D, Bomberg, E & Higgins, P 2018, 'Avoidable food losses and associated production-phase greenhouse gas emissions arising from application of cosmetic standards to fresh fruit and vegetables in Europe and the UK', *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.079>
- Principato, L., Ruini, L., Guidi, M., & Secondi, L. (2019). Adopting the circular economy approach on food loss and waste: The case of Italian pasta production. *Resources, Conservation and Recycling*, 144, 82-89. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.025>
- Rees, W. E. (1992). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: What urban economics leaves out. *Environment and Urbanization*, 4(2), 121-130. <https://doi.org/10.1177/095624789200400212>
- Rincón, L., Castell, A., Pérez, G., Solé, C., Boer, D., & Cabeza, L. F. (2013). Evaluation of the environmental impact of experimental buildings with different constructive systems using material flow analysis and life cycle assessment. *Applied Energy*, 109, 544-552. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.02.038>
- Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., Cluzel, F., & Kendall, A. (2019). A taxonomy of circular economy indicators. *Journal of Cleaner Production*, 207, 542-559. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.014>

- Sassanelli, C., Rosa, P., Rocca, R., and Terzi, S. (2019). Circular economy performance assessment methods: a systematic literature review. *J. Clean. Prod.* 229, 440–453. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.019>
- Scheepens, A., Vogtländer, J., & Brezet, J. (2016). Two life cycle assessment (LCA) based methods to analyse and design complex (regional) circular economy systems. Case: Making water tourism more sustainable. *Journal of Cleaner Production*, 114, 257-268. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.075>
- Spangenberg, J., Hinterberger, F., Moll, S., & Schutz, H. (1999). Material flow analysis, TMR and the MIPS concept: A contribution to the development of indicators for measuring changes in consumption and production patterns. *International Journal of Sustainable Development*, 2(4), 491. <https://doi.org/10.1504/ijsd.1999.004339>
- Roodhuyzen, D., Luning, P., Fogliano, V., & Steenbekkers, L. (2017). Putting together the puzzle of consumer food waste: Towards an integral perspective. *Trends in Food Science & Technology*, 68, 37-50. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2017.07.009>
- Rosati, F., & Faria, L. G. (2019). Business contribution to the sustainable development agenda: Organizational factors related to early adoption of SDG reporting. *Corporate Social Responsibility and Environmental Management*, 26(3), 588–597 <https://doi.org/10.1002/csr.1705>
- Vallet-Bellmunt, T., Fuertes-Fuertes, I., & Flor, M. L. (2022). Reporting sustainable development goal 12 in the Spanish food retail industry. An analysis based on global reporting initiative performance indicators. *Corporate Social Responsibility and Environmental Management*, 30(2), 695-707. <https://doi.org/10.1002/csr.2382>
- Vuta, M., Enciu, A., & Cioaca, S. (2018). Assessment of the circular Economy's impact in the EU economic growth. *Amfiteatru Economic*, 20(48), 248. <https://doi.org/10.24818/ea/2018/48/248>
- Walker, S., Coleman, N., Hodgson, P., Collins, N., and Brimacombe, L. (2018). Evaluating the environmental dimension of material efficiency strategies relating to the circular economy. *Sustainability* 10:666. <https://doi.org/10.3390/su10030666>
- Walzberg J, Lonca G, Hanes RJ, Eberle AL, Carpenter A and Heath GA (2021). Do We Need a New Sustainability Assessment Method for the Circular Economy? A Critical Literature Review. *Sustain.* 1:620047. <https://doi.org/10.3389/frsus.2020.620047>
- Wandl, A., Balz, V., Qu, L., Furlan, C., Arciniegas, G., & Hackauf, U. (2019). The circular economy concept in design education: Enhancing understanding and innovation by means of situated learning. *Urban Planning*, 4(3), 63-75. <https://doi.org/10.17645/up.v4i3.2147>

