

## 2.1. Conceptualización del desarrollo sostenible.

### 2.1.1. Bases conceptuales.

La ortodoxia económica no ha asumido hasta fechas muy recientes la inclusión de los objetivos ambientales entre el elenco de fines macroeconómicos<sup>47</sup>. Esta evolución ha sido impulsada por una serie de hechos (crisis energéticas de los setenta, catástrofes nucleares, manifestación de las desigualdades entre los países del primer y tercer mundo, agujero de la capa de ozono, etc.) que han motivado el tránsito desde la *lógica mecanicista* imperante en los modelos neoclásicos (Georgescu-Roegen, 1971), donde la “falacia de la sustitución sin fin” sustenta el crecimiento ilimitado de los sesenta, hasta las actuales ideas que conforman la Economía del Desarrollo Sostenible.

Las restricciones que sobre la actividad económica tienen los recursos naturales han sido la base de la literatura referida a los “límites al crecimiento” durante los sesenta y setenta<sup>48</sup>. Boulding (1966, 1978) habla de la inminente economía de la “nave espacial tierra” para referirse a la imposibilidad de un crecimiento ilimitado en un planeta con recursos finitos y no renovables: en un futuro, el bienestar no podrá basarse en el crecimiento del consumo material. El Informe Meadows para el Club de Roma (Meadows *et al.*, 1974), junto a otros análisis como los realizados por Forrester (1975), plantean las más claras señales de alerta acerca de la sostenibilidad del modelo de desarrollo<sup>49</sup>. El crecimiento exponencial del consumo de recursos naturales y energéticos no es sostenible en el medio-largo plazo y es necesario optar por un modelo de desarrollo que permita la mejora del bienestar y la calidad de vida, a la vez que la conservación y correcta gestión de los recursos naturales.

---

<sup>47</sup> Todo lo contrario de los objetivos sociales (equidad) y sobre todo económicos, los cuales han centrado el interés de la investigación económica.

<sup>48</sup> De hecho, esta crisis global ya se apuntaba como conclusión en los trabajos de Barnet y Morse (1963), Nordhaus y Tobin (1972), así como Nordhaus (1973), entre otros.

<sup>49</sup> Las críticas al Informe Meadows de 1974 se pueden resumir en: la no consideración de los precios como mecanismo adaptativo de la demanda a la escasez de recursos (ignorando además los cambios en las preferencias de los consumidores), junto a la no inclusión plena de los efectos derivados del avance tecnológico, principalmente la mejora en eficiencia productiva (menor consumo de recursos) y la

Asimismo, importantes estudios se centran en la llamada curva de Kuznets ambiental que supone la existencia de una relación en forma de U invertida entre la renta *per capita* y una serie de indicadores referidos a contaminación y agotamiento de recursos naturales<sup>50</sup>. Según esta relación, el consumo de recursos naturales y la generación de residuos aumenta inicialmente con la renta. Pasado cierto punto, los incrementos en la renta reducen este consumo de recursos y la producción de residuos. La búsqueda de un modelo de desarrollo sostenible comienza a ser una prioridad de las políticas económicas hasta entonces centradas en una visión errónea del crecimiento (Daly, 1992).

Frente a esta visión tradicional surgen nuevas formas de analizar la realidad. Por ejemplo, en los setenta se desarrolla la “Escuela de los Economistas de la Energía”, aportando una visión crítica acerca de la irreversibilidad del uso de energía en los procesos productivos. Entre otras, se parte de las teorías de Georgescu-Roegen (1971) que relacionan la termodinámica y la Economía, explicando el significado que para el crecimiento económico y la estructura sectorial tiene la energía primaria y los problemas de la no sustituibilidad (Ayres, 1978; Slesser, 1978).

#### **2.1.1.1. Desarrollo Sostenible como término polisémico.**

Como se ha comprobado en el capítulo primero, muchas son las definiciones existentes para los términos sinónimos *desarrollo sostenible*, *sostenibilidad* o *sustentabilidad*. No obstante, la más difundida es la enunciada en el Informe Brundtland (WCED, 1987): “el desarrollo que satisface las necesidades actuales sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer las suyas”. Sin embargo, este enunciado está formulado con demasiada ambigüedad, lo cual por otra parte justifica su gran aceptación y prolífico uso en documentos de muy diversa índole, “muchas veces en sentidos totalmente opuestos al que pudiera parecerlos” (Norgaard, 1988:6), o simplemente como una “frase de moda” de significado espúreo (Lélé, 1991:607). El uso de la definición de sostenibilidad del Informe Brundtland centrada en el aspecto de la equidad intergeneracional, plantea importantes problemas metodológicos que obligan a la

---

sustitución de insumos escasos. La utilidad política del modelo en términos de señal de alarma social es reconocida, siendo sus autores los más críticos a la hora de revisar el informe (Meadows *et al.*, 1992).

<sup>50</sup> En referencia al modelo de Kuznets (1955), se pueden encontrar aplicaciones como la realizada por Kaufmann y Claveland (1995) y Panayotou (1995) entre otros. Una revisión de este modelo netamente neoclásico puede consultarse en Bruyn y Heintz (1999).

definición *a priori* de los siguientes hechos: el horizonte temporal, las preferencias de las generaciones futuras (Page, 1991:67), las necesidades básicas a satisfacer y la coherencia interna de sostener un desarrollo que actualmente no es equitativo entre las naciones.

Gran número de autores, al hilo de los trabajos de Georgescu-Roegen entre otros, consideran que la mera conjugación de las palabras “desarrollo” y “sostenible” supone un *oxymoron*, argumentando que el crecimiento, por definición, no puede sostenerse dada la irreversibilidad de determinados procesos de degradación y escasez generados (Mitchell, 1999:18).

En primer lugar, se ha de destacar que se trata de un término asimilado de la Ecología. Según esta disciplina, la sostenibilidad alude a una condición que se puede mantener indefinidamente sin disminuciones progresiva de la calidad (Holdren *et al.*, 1995). Un ecosistema sostenible es aquel que mantiene la integridad del sistema a lo largo del tiempo. Enlazando esa perspectiva con la referida al desarrollo económico, la sostenibilidad implica el mantenimiento de la capacidad de los ecosistemas naturales para mantener la población humana en el largo plazo (Alberdi y Susskind, 1996). Constanza y Patten (1995:193) escogen la definición más simple: “un sistema sostenible es aquel que sobrevive o persiste”. Otras características definitorias que suponen importantes dificultades a la hora de su cuantificación son: la *variabilidad*, en función al contexto territorial en que se estudia la sostenibilidad adquiere connotaciones distintas y en muchos casos antagónicas (Shearman, 1990); y la *naturaleza dinámica*, derivada de la evolución de los sistemas físicos y socioeconómicos (Daly, 1991).

En la ciencia económica se plasma de igual manera la heterogeneidad en la interpretación y modelización del desarrollo sostenible<sup>51</sup>. Quizás la primera formulación operativa en este ámbito es la del “modelo Bariloche” (Chichilnisky, 1977) definida sobre el bienestar en términos de una función de utilidad social. Solow (1993b) enuncia la sostenibilidad como “una obligación para comportarnos de manera que dejemos al futuro la opción de la capacidad de estar tan acomodados como nosotros estamos”. Goodland y Ledec (1987:20) por su parte aluden al desarrollo sostenible como “una pauta de transformaciones estructurales económicas y sociales que optimizan los beneficios disponibles en el presente sin perjudicar el potencial para beneficios similares

---

<sup>51</sup> A modo de ejemplo, destacan los análisis económicos de Pezzey (1989), donde se revisan más de cincuenta definiciones de sostenibilidad y Pearce *et al.* (1989), donde se proponen treinta. Para una revisión conceptual e histórica véase Mebratu (1998).

en el futuro”. Con el mismo interés intertemporal, Tietenberg (1992:38) sugiere que la sostenibilidad significa “que las generaciones futuras estén al menos tan bien como las generaciones actuales”. Repetto (1986:15) se refiere al concepto como una “estrategia de desarrollo que gestione todos los bienes, recursos naturales y recursos humanos, así como financieros y físicos, para incrementar el bienestar a largo plazo”.

Frente a la ambigüedad comentada, la mayoría de autores desgranar el término en varios componentes. En este sentido, destaca el esquema de los tres pilares del desarrollo sostenible propuesto por Munasinghe (1993), que distingue entre sostenibilidad medioambiental, económica y social. La primera apunta hacia la conservación de los sistemas soporte de la vida (tanto como fuentes de recursos, como destino o depósito de residuos); la sostenibilidad económica se refiere al mantenimiento del capital económico; la acepción social es definida como el desarrollo del capital social. Finalmente, el desarrollo sostenible es el concepto integrador de los tres anteriores.

La definición de trabajo dada por Constanza et al. (1991:8) es quizás la más extendida dentro de la disciplina que se ha venido a denominar *Economía Ecológica*<sup>52</sup>: “Sostenibilidad es aquella relación entre los sistemas económicos humanos y los sistemas ecológicos -más dinámicos pero donde los cambios son normalmente más lentos-, en la que (1) la vida humana puede continuar indefinidamente, (2) los individuos pueden prosperar, y (3) las culturas humanas pueden desarrollarse; pero en la que los efectos de las actividades humanas permanecen dentro de unos límites, de manera que no destruyan la diversidad, la complejidad y la función de los sistemas ecológicos soporte de la vida”.

Otros autores se centran en la base física de una economía y en la definición del capital natural. Así Pearce y Turner (1990) defienden que el desarrollo sostenible implica el mantenimiento a lo largo del tiempo del stock agregado de capital.

---

<sup>52</sup> La corriente de la Economía Ecológica, diferenciada de la tradicional Economía de los Recursos Naturales, es definida como “la ciencia y gestión de la sostenibilidad” (Constanza, 1991; Kates *et al.*, 2001) y trata de analizar la sostenibilidad desde una visión holística que integre la lógica de las relaciones físicas y ecológicas entre el medio natural y la actividad humana. Una introducción a esta línea de pensamiento puede encontrarse en Bergh (2000), así como en Constanza (1991), Daly y Cobb (1989), Martínez Alier (1987; 1992; 1999), Martínez Alier y Schlupmann (1991), Daly y Townsend (1993), Faber *et al.* (1996) y Constanza *et al.* (1999) entre otros, destacando la línea editorial de la revista *Ecological Economics*.

Descartando ya el resto de enunciados menos conocidos, destaca la definición de Hediger (1999:40) al considerar que el "desarrollo sostenible plantea un reto para el cambio global y local que ha de conjugar los requisitos interdependientes de la eficiencia económica, la equidad social y la estabilidad ecológica". Esta aproximación sintetiza los criterios básicos contenidos en la mayoría de definiciones del desarrollo sostenible.

#### 2.1.1.2. Barreras para el desarrollo sostenible. Definición de capital natural.

La preferencia por el crecimiento económico frente a la protección los recursos naturales plantea problemas que imposibilitan la gestión racional del medio ambiente mediante las instituciones tradicionales (el mercado, básicamente). Por ello, es posible enumerar una serie de cuestiones o problemáticas tratadas desde distintos enfoques teóricos<sup>53</sup>. En la corriente de la Economía Ecológica, se considera que el *laissez faire* lleva normalmente a fallos de mercado en el uso de recursos naturales, produciéndose daños ecológicos y desigualdades en el reparto de los recursos, fundamentalmente debido a las externalidades (Pigou, 1920; Coase, 1960) y en concreto a las derivadas del acceso a los recursos comunes (Hardin, 1968; Perrings, 1987). Según Clark (1990, 1991), las barreras económicas se resumen en tres factores claramente interrelacionados:

- a) El libre acceso a gran parte de los recursos no renovables. Los efectos de este hecho sobre el valor económico de los recursos conducen a situaciones ineficientes donde no existe control alguno sobre el acceso al recurso por parte de los usos alternativos y aparecen externalidades negativas (p.e.: la "tragedia de los comunes"<sup>54</sup>), no valorándose la escasez futura (tasa de descuento temporal infinita), por lo que no se consideran los efectos a largo plazo.
- b) La valoración del futuro. La tasa de descuento intertemporal<sup>55</sup> proporciona una idea del ritmo de depreciación o pérdida de rentabilidad del capital

---

<sup>53</sup> Sobre estas cuestiones propias de la Economía de los Recursos Naturales o Economía Medioambiental, existen numerosos manuales entre los que destacan: Dasgupta y Heal (1979), Kneese y Sweeney (1985), Baumol y Oates (1988), Pearce y Turner (1990), Constanza (1992), Tietenberg (1992), Bromley (1995), Siebert (1995), Goldin y Winters (1995), Hanley *et al.* (1997), Bergh (1999) y Folmer (2000), entre otros. En España sobresalen los elaborados por Tamames (1977), Aguilera (1992), Azqueta (1994;1996), Romero (1994), Surís y Varela (1995), Perello (1996) y Beers *et al.* (1997), *inter alia*, tratando este último cuestiones relativas al medio urbano.

<sup>54</sup> Definida por Hardin (1968), hace referencia a los efectos sobre los recursos de libre acceso ante la sobre-explotación o abuso en la disposición de los mismos (aplicado a los recursos pesqueros e hídricos).

<sup>55</sup> Concepto muy utilizado en economía de los recursos naturales y similar al tipo de interés de los recursos financieros. Supone la preferencia por el ahorro del recurso (para su consumo por las

natural. En el caso en que exista una clara preferencia actual por diferir el consumo hacia el futuro, salvaguardando los niveles de recursos existentes para las generaciones venideras, la tasa de descuento sería negativa o próxima a cero. Por otra parte, una tasa elevada supondría racional la explotación de los recursos hasta su agotamiento para satisfacer las necesidades presentes, pues el coste de reservarlos para el futuro, en términos de pérdida de valor o rentabilidad obtenida, es mayor (con el tiempo se van “descontando” los beneficios esperados rápidamente).

- c) La incertidumbre en su gestión. El desconocimiento de los niveles de stock o reservas existentes para el futuro (incertidumbre), así como de las consecuencias ambientales de ciertas actividades humanas (irreversibilidad), lleva muchas veces a acaparar cantidades de recursos mayores a las que realmente se consumirían bajo la certeza de que se dispondrá del mismo en períodos posteriores. Se trata de asumir los riesgos de la actual situación, lo que conlleva la elevación de la tasa de descuento.

En línea con estas cuestiones, autores como Pearce *et al.* (1990:7) abogan por la sobre-conservación de los recursos naturales, por el simple motivo de precaución derivada de la incertidumbre y la irreversibilidad existentes, dado “el conocimiento imperfecto que tenemos sobre las funciones ambientales soporte de la vida, así como la falta de capacidad para sustituirlas”.

A la hora de definir qué componentes conservar, las distintas aproximaciones o teorías apuntan unas pautas o condiciones específicas para conseguir una senda de desarrollo equilibrado y sustentable. No obstante, se puede decir que existe cierto grado de consenso en la definición del objetivo final: el mantenimiento de la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus necesidades. Para los economistas, esta situación se traduce en términos de “bienestar *per capita* no decreciente a lo largo del tiempo”.

Pearce *et al.* (1989, 1990), Constanza y Daly (1992) y Rees (1992) entre otros, plasman esta idea en lo que se podría denominar condición necesaria para la sostenibilidad: el mantenimiento de los niveles de *capital natural* en el contexto del cambio global. Se trata de una idea ya recogida en el Informe Brundtland (WCED,

---

generaciones futuras) frente al consumo presente, o bien la “impaciencia” individual por el consumo presente. Para Burton (1993) y Howarth y Norgaard (1997) se trata de un único término que designa dos conceptos: la preferencia por el tiempo y la distribución del bienestar entre las generaciones.

1987:57): “Si las necesidades se van a satisfacer de forma sostenible, ha de conservarse y mejorarse la base de los recursos naturales de la Tierra”. Este principio se ha convertido en el tema central de la literatura económica sobre sostenibilidad.

El concepto de *capital natural* supone la aplicación de la teoría del capital a los recursos naturales y a la calidad ambiental<sup>56</sup>. Por capital se entiende todo patrimonio o riqueza de naturaleza acumulativa que provoca rentas o rendimientos. Lo componen recursos reales o ficticios destinados a funciones económicas (inversión, ahorro, producción, consumo). Siguiendo a Pearce *et al.* (1990) y Pearce y Atkinson (1995) pueden distinguirse varios tipos de capital:

- a) El capital artificial (manufacturado, hecho por el hombre, reproducible o económico): es el que se deriva de la actividad económica.
- b) El capital humano o cultural: es el stock de conocimiento y habilidades humanas<sup>57</sup>.
- c) El capital natural: las aportaciones dentro de la Teoría del Crecimiento consideran como capital natural únicamente los recursos naturales. No obstante, se ha de incluir cualquier bien natural que provea un flujo de servicios ecológicos susceptible de valor económico a lo largo del tiempo. Por tanto, se puede diferenciar entre recursos no renovables (petróleo, etc.), recursos renovables (energía solar, etc.) y calidad medioambiental (atmósfera, biodiversidad, etc.).

### 2.1.1.3. Eficiencia versus equidad.

En el análisis económico, el problema de la gestión de los recursos naturales se resume en la consideración de tres criterios muchas veces antagónicos: eficiencia económica, calidad ambiental y equidad intergeneracional.

El criterio de eficiencia económica persigue el sostenimiento de la tasa más elevada posible de crecimiento económico, utilizando de forma óptima los recursos con los instrumentos de mercado. En términos de la definición de la condición necesaria para la sostenibilidad, este criterio ha de llevar al mantenimiento de un stock de capital

---

<sup>56</sup> Nuevos problemas afloran al tratar de acotar los elementos que configuran el capital natural, sobre todo aquellos referidos a la calidad ambiental y no a las disponibilidades de recursos naturales (Pearce y Turner, 1990; Jansson *et al.*, 1994; England, 1998b; 2000). De los intentos de medida del capital natural destaca el realizado por Constanza *et al.* (1998), aunque el medio urbano no se recoge en dicha valoración.

<sup>57</sup> Seralgedin y Steer (1994) añaden el denominado capital social, dado que una sociedad es más que la suma de sus individuos.

natural constante a lo largo del tiempo para “preservar la capacidad productiva en un horizonte indefinido” (Solow, 1993:163).

En este sentido, se puede afirmar que la consecución de la sostenibilidad siguiendo únicamente este criterio, parte de la certeza en la existencia de formas de gestión óptima de los recursos naturales. En caso contrario, nunca sería posible el desarrollo sostenible como tal, al no conseguirse nunca por esta vía las condiciones de eficiencia ambiental y equidad intertemporal. La siguiente pregunta sería ¿es el mercado esa forma?. En principio, si bien las reglas de mercado pueden llevar a esa situación óptima en la que se mantiene el stock de capital constante<sup>58</sup>, el equilibrio no se alcanza de forma natural. Los problemas de control de la información y del mercado, la incertidumbre e irreversibilidad asociada a los recursos naturales, así como los factores subjetivos y tecnológicos que influyen en la adopción de expectativas económicas, distorsionan estas reglas teóricas que conducen hacia el equilibrio intertemporal.

Bajo la eficiencia económica, el interés por la conservación y la calidad ambiental es puramente “técnico” como garantes de la capacidad económica futura. De cara a la sostenibilidad, se ha de definir en primer lugar un equilibrio dinámico entre los objetivos de eficiencia económica y calidad ambiental, normalmente en términos de maximización del primero sujeto a las restricciones del segundo<sup>59</sup>.

La eficiencia económica y ambiental no garantizan *per se* la sostenibilidad si no se añade el criterio de equidad. Como apuntan Pearce y Atkinson (1995:167): “la sostenibilidad es inconsistente con el enfoque coste-beneficio convencional, al no permitir maximizar el bienestar actual a costa del futuro ya que no considera compensaciones potenciales”.

El criterio de equidad se traduce en el sostenimiento (o aumento) del nivel de bienestar social actual, manteniendo (o aumentando) el stock de capital total (natural y

---

<sup>58</sup> La llamada Regla de Hotelling (1931), aporta una solución, a través del precio y el beneficio esperado, para asegurar en ciertas condiciones el equilibrio de extracción de recursos. La clave para la equivalencia de Hotelling radica en la convergencia entre las tasas de descuento privada (de cada generación) y pública (intertemporal). Una de las principales críticas a este planteamiento se centra en la casi imposible predicción de las condiciones futuras, hecho necesario para aplicar correctamente la regla, junto a la indefinición de los mecanismos institucionales de aplicación (Howarth y Norgaard, 1995).

<sup>59</sup> Daly (1991), Forrester (1971), Meadows (Meadows *et al.*, 1972), Chichilnisky (1977) y Hotelling (1931) *inter alia* estudian la importancia de la restricción ambiental.

artificial) para el futuro. La sostenibilidad implica la definición de algún criterio de equidad en la distribución del bienestar, entendida en sus dos perspectivas: la estática, que hace referencia a los aspectos intrageneracionales y la dinámica, relativa a las consideraciones intergeneracionales.

La equidad intrageneracional se centra en el análisis de las condiciones de la distribución actual de los niveles de desarrollo y calidad de vida, propios de la Teoría del Bienestar y que pocas veces ocupan un lugar central en la literatura de la sostenibilidad, casi exclusivamente preocupada por los problemas intergeneracionales<sup>60</sup>. Como denuncian gran número de estudios sociales, no tiene sentido sostener el actual modelo de desarrollo desigual si únicamente va a suponer el bienestar de las generaciones futuras en los países desarrollados, acrecentando las deficiencias del resto de sociedades<sup>61</sup>. En otros términos, no se cumple el criterio clásico de eficiencia en el sentido de Pareto (1896) aplicado a la distribución del bienestar.

El criterio de equidad intertemporal se basa en la definición dinámica del *óptimo paretiano*, pues de todas las decisiones de consumo que condicionan el bienestar actual se han de considerar como eficientes aquellas que, además de cumplir la condición de eficiencia económica, consideren mínimas las mermas en el bienestar futuro producto del agotamiento de los recursos básicos.

Esta vertiente dinámica de la equidad se convierte en el referente básico del concepto de sostenibilidad<sup>62</sup>. Como afirman Pearce y Atkinson (1995:166), la propia definición del desarrollo sostenible entendido como sostenimiento del bienestar *per capita* es “un principio de equidad intertemporal más que un principio de eficiencia”. La equidad intergeneracional, entendida por Pearce *et al.* (1989:14), se refiere a las herencia que ha de dejar la generación actual para con las futuras, en términos de cuatro formas de riqueza en términos stock: “de conocimiento y habilidades, de tecnología, de capital hecho por el hombre y un stock de bienes ambientales”; y no menor a la que recibió la

---

<sup>60</sup> Destacan en este ámbito las aportaciones de Pearce *et al.* (1990), Dasgupta (1996) y Markandya (1998; 2001), entre otros.

<sup>61</sup> Los informes de Naciones Unidas sobre Desarrollo Humano (UNDP, 1992; 2000) aportan la información que justifica que la “crisis global” no es sólo ambiental, argumentando la faceta social y humana del desarrollo sostenible.

<sup>62</sup> Analizada por Ramsey (1928), Solow (1974), Page (1988), Howarth y Norgaard (1992), entre otros.

generación presente. Este concepto se plasma en la interrelación entre consumo actual y futuro de los recursos naturales, así como el disfrute del patrimonio ambiental.

La cuestión de eficiencia económica *versus* equidad intergeneracional fue inicialmente estudiada por Solow (1974) al plantear la senda de agotamiento de recursos naturales bajo la asunción de una función *maximin* de elección social. Page (1977) analiza cuál ha de ser la tasa de uso de los recursos en base a la relación entre eficiencia intertemporal, valoración de recursos y distribución intertemporal. Dasgupta y Heal (1979) señalan que una senda que maximiza el valor presente de la utilidad con recursos renovables y no renovables puede ser muy injusta con las generaciones futuras<sup>63</sup>. Esta “impaciencia por el descuento”, derivada de considerar infinitas generaciones futuras, hace difícil tratarlas “equitativamente” frente a la generación actual (Asheim *et al.*, 2000), considerándose únicamente bajo los rendimientos o ganancias esperadas para la generación presente.

Howarth y Norgaard (1995) exponen sus reservas a las soluciones tradicionales aplicadas a la gestión de los recursos naturales basadas en el análisis de la eficiencia (coste-beneficio o coste-eficacia). Este tipo de análisis (Pearce *et al.*, 1989) persigue la obtención de óptimos paretianos en el problema intertemporal de la asignación de recursos mediante la internalización de las externalidades ambientales y la gestión eficiente de los recursos de propiedad común o libre acceso. “Conseguir la sostenibilidad podría requerir políticas más estrictas que las derivadas del criterio de Pareto, dado que la generación presente tendría que sacrificar ganancias en su bienestar por ganancias en la generación futura (*op. cit.* pág. 115). En su modelo ilustran cómo, si bien las técnicas coste-beneficio pueden utilizarse para conseguir el objetivo de eficiencia económica intergeneracional, éstas pueden arrojar resultados que impliquen menores oportunidades para las generaciones futuras, debido a que estas técnicas permiten conseguir una asignación eficiente, no una distribución equitativa<sup>64</sup>. A menos que el análisis coste beneficio se acompañe de criterios referidos a aspectos distributivos, manteniendo unas transferencias suficientes para las generaciones futuras, se darán problemas a la hora de identificar las políticas óptimas<sup>65</sup>.”

---

<sup>63</sup> Una tasa de descuento positiva supone inevitablemente niveles de consumo decrecientes en el tiempo.

<sup>64</sup> Hay un número infinito de distribuciones de bienestar consistentes con la eficiencia de Pareto intertemporal (Page, 1988), pero no todas son socialmente preferibles.

<sup>65</sup> Como señalan Pearce *et al.* (1989), las técnicas de evaluación coste-beneficio han de complementarse con restricciones de sostenibilidad para mantener la integridad de los sistemas naturales.

#### 2.1.1.4. Sostenibilidad débil y fuerte.

Tras la definición de la condición necesaria para la sostenibilidad y su plasmación en los criterios de eficiencia económica, calidad ambiental y equidad, se ha de profundizar en la búsqueda de una definición operativa. Para ello resulta práctico diferenciar entre *sostenibilidad débil* y *sostenibilidad fuerte*<sup>66</sup>, en base a la consideración de la sustituibilidad plena o parcial entre los distintos tipos de capital.

En términos genéricos, una economía se encuentra en una senda “débilmente sostenible” si el desarrollo (medido normalmente por el PNB) no disminuye de una generación a la siguiente. La sostenibilidad “débil” (también denominada “en sentido amplio” o “de segundo orden”) parte de una perspectiva neoclásica sobre la base de la asunción generosa de que el capital natural y el capital artificial son plenamente sustitutivos<sup>67</sup> en un cierto plazo (Solow, 1993; Pearce *et al.*, 1990; Pearce y Atkinson, 1993; Victor, 1991). La sostenibilidad en este caso consiste en conservar o aumentar el capital total agregado de una generación a otra (Solow, 1993), de manera que las generaciones futuras tengan la “opción de vivir tan bien como sus predecesoras” (*op. cit.* pág. 168). Una sociedad que si bien reduce su capital natural, aumenta por otra parte su capital artificial (compensando esa pérdida y manteniendo el capital total), es una sociedad que alcanza la sostenibilidad débil. Pearce y Turner (1990) señalan la posibilidad de considerar como sostenibles acciones que a corto plazo puedan provocar daños ambientales, siempre que sean corregidos en los siguientes períodos.

En la actualidad este concepto ha originado el enfoque dominante en la Economía Medioambiental, por partir de la base de los mismos instrumentos macroeconómicos utilizados en la Teoría del Crecimiento.

Por otra parte, si la economía se encuentra en una senda que mantiene (o aumenta) sus disponibilidades de capital natural a lo largo del tiempo, se dice que es

---

<sup>66</sup> Véanse Pearce *et al.* (1989; 1990), Pearce y Atkinson (1993;1995), Pearce y Barbier (2000), Solow (1990), Daly (1992), Turner (1993) y Neumayer (1999), entre otros, para profundizar en el origen y la distinción entre los conceptos de sostenibilidad débil y fuerte.

<sup>67</sup> La ortodoxia propugna la relación entre el capital natural y artificial como sustitutivos y reversibles: el agotamiento de los recursos naturales es compensado por nuevas tecnologías o formas del capital artificial (riqueza, equipamiento) que mantienen el bienestar social constante. En Toman *et al.* (1995) se realiza una interesante revisión de las diferencias en los conceptos de sustituibilidad e irreversibilidad entre los enfoques económico y ecológico.

“fuertemente sostenible”. Este enfoque plantea que, para evitar la disminución del stock de capital total (que se traduce en bienestar, renta, consumo), es necesario preservar el *stock de capital natural*, así como la calidad ambiental incluida en el mismo.

La sostenibilidad “fuerte” (“en sentido estricto” o “de primer orden”) considera que el capital natural no es plenamente sustituible por el capital hecho por el hombre (artificial o manufacturado), dado que muchas formas de estos tipos de capital son complementarias en el estado actual de la tecnología., este hecho obliga al mantenimiento del stock del capital natural.

La sostenibilidad fuerte se puede conseguir mediante mejoras en la eficiencia económica y ambiental de los sistemas productivos o cambios en la demanda y pautas de consumo que posibiliten un menor uso de recursos naturales no renovables por unidad de producto o consumidor, manteniéndose los niveles de bienestar. En el apartado de la mejora de eficiencia juega un papel determinante el progreso tecnológico orientado a la sustitución entre recursos naturales primarios, de manera que se asegure la satisfacción de las necesidades o usos específicos (p.e.: sustitución de combustibles fósiles por energía eólica o solar). Por otra parte, en el aspecto intergeneracional, se desconocen las preferencias de las generaciones futuras, así como su tecnología para encontrar sustitutivos al capital natural que se agote. En este sentido, Bergh y Hofkes (1997:7) proponen los siguientes criterios: la conservación de las especies; el establecimiento de unos estándares mínimos de seguridad para impactos en la calidad ambiental; y el uso sostenible de los recursos naturales renovables.

No obstante, ni siquiera en términos de los procesos de cambio global experimentados por la naturaleza es posible asimilar la idea de la plena conservación de la totalidad del capital natural. Es por ello que se utilizan otras aproximaciones a la idea de la sostenibilidad fuerte en las que se realiza una selección de los recursos y funciones ambientales realmente necesarios (capital natural crítico) para el sostenimiento de la vida o de la actividad económica. Otros modelos plantean la necesidad de mantener los niveles de calidad ambiental (funciones ambientales) y disponibilidades de recursos de una generación a otra.

Por otra parte, una interpretación alternativa de la sostenibilidad débil y fuerte se encuentra en Barbier, Markandya y Pearce (1990), considerando, para la sostenibilidad fuerte, el requisito de no negatividad en la variación neta del capital natural a lo largo de

cada momento del período completo; mientras que en el sentido débil, simplemente se requiere que el valor presente de dicha variación no sea negativo, permitiendo en ambos casos cierto grado de sustituibilidad entre tipos de capital.

Algunos autores (entre ellos Turner, 1993) distinguen tres tipos de sostenibilidad: muy débil (en sentido de Solow), débil (Solow modificado) y fuerte (propio de la Economía Ecológica). La primera entiende que existe sostenibilidad si se conserva para el futuro el nivel de capital total existente. La segunda definición considera que se ha de mantener además determinada proporción o ciertos componentes del capital natural. Finalmente, la sostenibilidad fuerte requiere que se mantenga intacto el stock total de capital natural.

### **2.1.2. Interpretaciones economicistas de la sostenibilidad. Principales teorías y modelos.**

Resulta abrumador comprobar la abundancia de bibliografía existente en materia de desarrollo sostenible<sup>68</sup>. En este apartado se pretende sistematizar el conjunto de las principales aportaciones teóricas en dos enfoques no necesariamente excluyentes: la sostenibilidad débil y la sostenibilidad fuerte. Previamente, a modo de introducción, se presentan algunas referencias a los economistas clásicos.

#### **2.1.2.1. La sostenibilidad del desarrollo en la Economía clásica.**

En general, dentro de la escuela neoclásica, principal referente de la ortodoxia económica, las cuestiones ambientales no han recibido hasta fechas recientes cierto interés investigador. Sin embargo, esta situación no siempre ha sido así, pudiendo encontrarse entre los economistas clásicos, las primeras y más claras referencias a una economía preocupada por su relación con el medio y los límites que para el crecimiento y la población suponen los recursos naturales disponibles<sup>69</sup>. La sostenibilidad del crecimiento ha sido el objetivo implícito de toda política económica. Desde los primeros esbozos de la sostenibilidad en su sentido ambiental y muchas veces social, se han ido

---

<sup>68</sup> Una sistematización de las principales teorías acerca de la sostenibilidad puede encontrarse en Victor (1991), Pearce *et al.* (1990), Pearce y Barbier (2000) y Bergh y Hofkes (1997) entre otros.

<sup>69</sup> Véanse Naredo (1987), Martínez Alier y Schlupmann (1991), Kula (1992), Passet (1996), Pearce y Turner (1990), Santos Redondo (1994) y Constanza *et al.* (1999) para profundizar en la conceptualización del medio ambiente y los recursos naturales en la historia y el pensamiento económico.

incorporando nuevos matices al concepto, ganando en complejidad y alcance, lo que sin duda ha redundado en su difusión e inclusión en la actual modelización económica.

En la escuela fisiocrática de mediados del siglo XVIII liderada por Quesnay, se considera la economía como una actividad gobernada por leyes naturales, que aplica unos flujos físicos y que no puede analizarse fuera del orden natural. El respeto por este orden natural abarca a todas las dimensiones humanas, materializándose en la aplicación de los excedentes para asegurar la perdurabilidad de los factores que suministran el producto (fundamentalmente agrario). Esta primera idea de sostenibilidad se basa en las restricciones físicas para asegurar la producción futura. Por otra parte, es clara la inspiración fisiócrata en la Biología donde, como señala Turgot, la circulación de la riqueza es igual que la circulación de la sangre que da la vida. Asimismo, la consideración del *Tableau Economique* de Quesnay arroja una visión circular de la economía. Se trata de una “visión global, holística de los fenómenos, idea que reaparece en los enfoques sistémicos actuales” (Passet, 1996:26)

En el esquema de la Economía clásica, el crecimiento del producto, dentro de unos límites marcados por la capacidad del mercado y la remuneración de los factores, es la base para el crecimiento futuro, pues el bienestar actual supone el aumento del potencial para consumo e inversión. Como apuntan Faucheux y O'Connor (1998a), “el crecimiento sostenible era simplemente la continuación del crecimiento a corto plazo”. Desde esta perspectiva, una lectura atenta de “Una investigación sobre la naturaleza y las causas de la riqueza de las naciones” (Smith, 1776) muestra las siguientes ideas:

- a) El papel determinante de los recursos naturales, pues éstos, la tierra y las materias primas, son definidos como la base de una economía, la cual añade trabajo, comercio y el mecanismo de oferta-demanda para crear la riqueza (véanse los capítulos del libro tercero sobre el papel de la agricultura y el “progreso del campo”).
- b) La diferenciación entre recursos que generan rentas y otros que no, así como las causas o condiciones que hacen que generen rentas (escasez). Asimismo, las diferentes concepciones del valor: de uso, estético o productivo (ilustrado por ejemplos acerca de las minas de plata, carbón o diamantes, sobre todo en los capítulos 7 “Del precio natural y del precio de las mercancías” y 11 “De la renta de la tierra”).

- c) La relación entre población y riqueza (producción) del país, que genera pobreza, la cual viene explicada por desajustes entre ambas variables (ilustrado en el ejemplo de China, capítulo 9 “Los beneficios del capital”).
- d) El concepto de estacionariedad que define Smith viene dado por la situación máxima de opulencia en la que se encuentra un país donde el crecimiento llega a los niveles más altos posibles, de acuerdo con “la naturaleza de su suelo y clima, y su situación con respecto a los demás países” (*op. cit.* pág. 146). En esta situación los beneficios y salarios, dada la elevada competencia (de todos los factores productivos), son los mínimos posibles para mantener a la población, sin que esta pueda crecer dado que todo el territorio y la capacidad productiva están ocupados.

Al hilo de lo anterior, existe cierto consenso (Huetting y Reijnders, 1998) al asignar el origen del concepto sostenibilidad a las teorías sobre el “estado estacionario” desarrolladas en el siglo XVIII y XIX. La “estacionariedad” supone aquel punto de equilibrio en la interrelación entre producción (población) y recursos naturales. Sin embargo, Smith veía con malos ojos esta situación, pues precedía al “estado regresivo” y no siempre se alcanzaba con unos niveles de riqueza elevados (Reed, 1994).

Otra figura destacada entre los economistas clásicos, David Ricardo (1817) profundiza en la teoría del valor aplicado a la tierra y la agricultura. La existencia de rendimientos decrecientes obliga a ir ocupando cada vez los terrenos menos productivos para nuevas producciones, necesitando más mano de obra y reduciéndose la renta de la tierra (beneficios). Este argumento ha sido desde entonces la base para explicar la escasez de los recursos naturales no renovables<sup>70</sup>, así como la aparición de externalidades (véase Hardin, 1968). A partir de lo anterior, Ricardo postula que la expansión económica puede verse frenada por la reducción de la tasa de beneficios (dados los rendimientos decrecientes), emergiendo el equilibrio en el estado estacionario, en el que no hay acumulación neta.

Thomas Robert Malthus (1798) es el primer autor que hace hincapié en el aspecto básico de la sostenibilidad: el equilibrio dinámico entre población y recursos, donde los alimentos constituyen el factor limitativo del crecimiento demográfico. Al igual que Ricardo, Malthus argumenta que la escasez de tierra laborable (oferta finita) supone

---

<sup>70</sup> Desarrollado primeramente por Hotelling (1931).

límites estrictos sobre el crecimiento poblacional y el aumento del nivel de vida. La tasa de crecimiento de la población es muy superior (crecimiento exponencial) a la tasa de crecimiento de los medios de subsistencia (crecimiento lineal); en consecuencia, se alcanzará inevitablemente un momento en el que la población sea muy superior a las disponibilidades de alimentos para abastecerla (“el hambre parece ser el último y más temible recurso de la naturaleza”). Malthus identifica dos clases de frenos para evitar el exceso de población: los frenos positivos, que incluyen las causas que aumentan la tasa de mortalidad (enfermedades, pobreza, hambre, guerras, etc.) y los frenos preventivos, aquellos que reducen la tasa de natalidad. Este autor no consideraba efectivos los instrumentos redistributivos para reducir la pobreza<sup>71</sup>.

La escuela socialista, por otra parte, profundiza en la teoría Ricardiana. Karl Marx, en “El Capital” (1867), califica la producción capitalista como nefasta para la naturaleza, pues “altera la corriente de circulación de la materia entre el hombre y la tierra (...). Por consiguiente violenta las condiciones imprescindibles para que perdure la fertilidad de la tierra (...). Cualquier mejora de la fertilidad de la tierra nos aproxima a las condiciones de una ruina definitiva de las fuentes de dicha fertilidad (...). La producción capitalista, al desarrollar la tecnología y agrupar en un conjunto social la acción de los distintos procesos, agota las fuentes primigenias de cualquier riqueza: la tierra y los trabajadores”. Marx considera el progreso como un proceso natural, posible gracias al avance material y tecnológico mediante la explotación de la naturaleza. Su visión de los límites naturales al crecimiento parte de la idea central de que un sistema sólo es viable si puede auto-reproducirse (Naredo, 1987).

Siguiendo esta referencia a los principales autores clásicos, se encuentra el trabajo de John Stuart Mill, quien defiende que las leyes naturales (y tecnológicas) gobiernan la producción, de manera que “los hombre pueden adaptarse a estas leyes, pero nunca cambiarlas”. A pesar de la inestabilidad que precede al estado estacionario, Mill espera que “la gente esté satisfecha al llegar a la estacionariedad, por el bien de la posteridad, mucho antes de que la necesidad los obligue a ello”. (Mill, 1876:452). En este estado, se produce un progreso moral y no material (véase Daly, 1973). Sin duda, en las teorías sociales de Mill aparece de forma clara la noción de equidad intergeneracional, componente básico del concepto de sostenibilidad.

---

<sup>71</sup> En este sentido, es necesario referenciar Seidl y Tisdell (1999) que interpretan las teorías malthusianas en la actualidad.

Mill es el primer autor que analiza el efecto positivo de la tecnología sobre la restricción ambiental, al contrarrestar el efecto de la ley de rendimientos decrecientes de la tierra en la agricultura. Sin embargo, el avance tecnológico es limitado, alcanzándose finalmente el estado estacionario en el que el crecimiento económico es cero. Por otra parte, este autor considera el estado estacionario (distopía) como una sociedad en la que se produce inversión en cultura y educación, tendente a la equidistribución y bienestar sociales<sup>72</sup>.

La escuela neoclásica iniciada por Jevons, Walras y Menger a finales del XIX propugna la existencia de una “economía pura, cuyas leyes universales y generales se imponen a todo” (Passet, 1996:80), incluso a los sistemas naturales. La preocupación de estos economistas no se centra en los efectos del largo plazo, sino en las consecuencias a corto plazo, mediante el uso del análisis marginal. Profundizando en los conceptos de los economistas clásicos, se añaden otros nuevos como el de los rendimientos decrecientes de la utilidad marginal. En referencia a los ciclos económicos, una vez que acaba la presión sobre el mercado (sobre la oferta o la demanda), se vuelve a restablecer el equilibrio, por lo que “se aplica la regla general de la completa reversibilidad”. Para el liberalismo, los bienes y fenómenos ajenos al mercado no existen para la ciencia económica. El sistema económico se orienta a la satisfacción de la utilidad de los consumidores vía mercado.

El desarrollo sostenible en términos neoclásicos se define como incremento en el PNB bajo un sistema de precios que refleja la escasez y estimula el progreso técnico, donde la irreversibilidad del daño al capital natural no es visto como un problema dada la perfecta sustituibilidad entre tipos de capital (Collados y Duane, 1999). La Economía neoclásica traduce el término de sostenibilidad del desarrollo a su vertiente netamente económica, confundiendo con el crecimiento autosostenido, como señala Naredo (1996a).

Finalmente, en relación a Pigou y la escuela intervencionista, la preocupación por la relación entre consumo presente y futuro es analizada desde la perspectiva de la manifestación de preferencias. Para Pigou (1929), los consumidores no actúan de forma

---

<sup>72</sup> Según esta idea, una "sociedad sostenible" estaría interesada en el desarrollo cualitativo, no en la expansión física. No estaría ni a favor ni en contra del crecimiento, más bien comenzaría a discriminar entre distintos tipos de crecimiento.

racional prefiriendo el consumo presente que en muchos casos no le reporta tanto beneficio como el ahorro, lo cual resulta irracional y perjudicial no sólo para el bienestar presente, sino también para el futuro. Pigou ilustra esta idea con ejemplos sobre la sobre-explotación de recursos pesqueros o agrarios, concluyendo que los gobiernos han de defender mediante legislaciones los recursos agotables, así como establecer incentivos a la inversión, particularmente en ámbitos como el forestal, donde los rendimientos se consiguen pasado un largo período.

### 2.1.2.2. La sostenibilidad débil.

La sostenibilidad según el criterio débil es el enfoque en el que se ha producido un mayor número de aportaciones<sup>73</sup>. Por regla general, los recursos naturales no reciben un tratamiento demasiado diferenciado del resto de capital, existiendo plena sustituibilidad entre el de tipo natural y el artificial, como elementos para la acumulación de riqueza y/o como elementos susceptibles de consumo. La genérica definición del desarrollo sostenible se concreta en el mantenimiento del stock de capital total (natural y artificial) que determina los niveles de bienestar de la sociedad en el futuro (Pearce y Atkinson, 1995)<sup>74</sup>.

En realidad, estos modelos no persiguen la conservación de los recursos naturales *per se*, sino el sostenimiento de los niveles de bienestar derivados de los mismos mediante el mantenimiento del stock de capital total<sup>75</sup>. La sostenibilidad es la no disminución del bienestar social (en términos *per capita*) a lo largo del tiempo (Solow, 1986), definiendo el bienestar social como una función de utilidad agregada (derivada de unos niveles de consumo agregado).

Hartwick (1977) modeliza el desarrollo sostenible como el consumo no decreciente a lo largo del tiempo, más preocupado por la eficiencia intergeneracional que por la equidad. Sin embargo, el consumo no es la única fuente de generación de bienestar para el individuo, quien muchas veces obtiene una “utilidad” directamente del

---

<sup>73</sup> Para una revisión véanse Toman *et al.* (1995), Pezzey (1989, 1992) y Faucheux *et al.* (1998).

<sup>74</sup> La condición de capital constante es la más aceptada en la literatura referida a desarrollo sostenible. Otros autores (Brekke, 1997; Asheim, 1995), considerando el crecimiento poblacional y los descensos en la tasa de interés futura derivados de la dependencia de recursos no renovables, llegan a la condición necesaria de crecimiento del capital.

<sup>75</sup> El Enfoque de la Teoría del Bienestar, centrado en la definición de funciones de utilidad individuales y social, ha sido criticado frente a un enfoque más holístico que defienda el bienestar de la especie humana y los ecosistemas que la rodean en conjunto (Lovelock, 1988; Norton, 1982; Page, 1991).

medio ambiente. En este sentido, Pezzey (1992:323) concluye que “la sostenibilidad se define en términos de utilidad no decreciente, relativa a un miembro representativo de la sociedad en una perspectiva de milenios”.

La sostenibilidad depende en último extremo de la posición que toma la sociedad en términos de crecimiento poblacional, de consumo e inversión, de la distribución de la renta, etc. Las consideraciones tecnológicas y ambientales juegan un papel de restricciones al aumento continuado del stock de capital total. La cuestión de si es posible la consecución de una senda de desarrollo sostenible independientemente de las condiciones de partida ha centrado gran parte del interés de los modelos desarrollados con instrumentos neoclásicos. La posición más optimista es la de Solow (1974) que defiende la posibilidad del crecimiento sostenible en base a un progreso técnico constante.

La “sostenibilidad muy débil” (sostenibilidad de Solow) requiere que la capacidad de producción de una economía se mantenga intacta, permitiendo el consumo *per capita* constante a lo largo del tiempo (Solow, 1986). Si existe esa tasa de crecimiento sostenible, según los modelos neoclásicos, la economía convergerá suavemente a dicho estado estacionario. Una posición menos favorable sería la expuesta en el modelo de Dasgupta y Heal (1979), quienes demuestran también la existencia de una senda de consumo máximo sostenible, pero concluyendo que el consumo será decreciente si la tasa de descuento es positiva. Por otra parte, la “sostenibilidad débil”, más amplia, requiere el mantenimiento del bienestar, lo que permite centrarse en otros objetivos del desarrollo no necesariamente referidos al consumo (Hediger, 2000).

#### **2.1.2.2.1. Modelos de crecimiento con capital natural agotable.**

La mayoría de modelos actuales continúan la línea de trabajo del enfoque neoclásico de los setenta sobre la teoría del capital natural o teoría del crecimiento con capital natural, desarrollada en los modelos de crecimiento de un sector con un recurso agotable, de Solow (1974), Stiglitz (1974), y Dasgupta y Heal (1974) *inter alia*<sup>76</sup>. El término sostenibilidad no se emplea aún en los mismos, pero su significado está asociado al crecimiento ininterrumpido del capital total a largo plazo. Cuando la crisis energética del petróleo lanza las primeras señales de alerta sobre la restricción ambiental al crecimiento, recogidas en el pesimista Informe Meadows (1972), un grupo de autores,

---

<sup>76</sup> Véanse Pezzey (1989), Toman *et al.* (1995), Brekke (1997) o Hettich (2000) para una revisión.

encabezados por Solow (1974), desarrollan modelos de crecimiento introduciendo un recurso agotable en un modelo intertemporal estándar, demostrando que, bajo ciertas condiciones, es posible sostener en el tiempo una tasa de consumo no negativa.

Al igual que en la literatura de los cincuenta sobre crecimiento, la sostenibilidad aparece como un problema de ahorro, es decir, una cuestión de eficiencia, no de equidad intergeneracional. El output agregado de la economía (incluyendo el capital natural) se puede destinar a consumo o ser invertido en acumulación de capital total. Una inadecuada propensión a ahorrar derivada de repetidos períodos con consumos elevados, lleva a bajos niveles de acumulación (ahorro) de capital y por tanto, detrae recursos del consumo e inversión futuros.

Para ello, en cada período se han de amortizar las pérdidas del capital natural de alguna manera, compensándolas con capital artificial gracias a la sustituibilidad plena entre ambos tipos. La tecnología, así como la existencia de recursos naturales con usos alternativos, permite en principio esta sustituibilidad plena. Al agotarse determinado recurso (p.e.: el petróleo) es posible sustituirlo por otro alternativo o, gracias a las mejoras tecnológicas o los cambios en el proceso productivo y en la demanda, superar su escasez<sup>77</sup>. Esta propiedad de sustitución es una condición clave mediante la cual un nivel positivo de producción/consumo creciente puede ser sostenido indefinidamente a pesar de la dependencia de capital natural no renovable para la producción.

De esta manera, se ilustra el resultado conocido como “Regla de Hartwick” (Hartwick, 1977, 1978) que enuncia las condiciones para el consumo *per capita* no negativo en una economía Cobb-Douglas con población constante. Según esta regla, es condición necesaria y suficiente mantener el stock de capital constante, mediante la reinversión en capital artificial de las rentas de escasez (regla de Hotelling) derivadas de la extracción de recursos no renovables; o lo que es lo mismo, una inversión neta del capital total igual a cero<sup>78</sup>.

---

<sup>77</sup> En la mayoría de estos modelos, la población es exógena, lo cual es una limitación importante al no recogerse las interacciones entre población, crecimiento económico y stock de capital natural. Para una revisión de la literatura con población endógena véase Dasgupta (1993) y Mitra (1983).

<sup>78</sup> Es decir, que el valor total de los cambios en todos los stock de capital sea cero. Si se pretende aumentar el consumo a lo largo del tiempo, entonces el ahorro neto ha de ser positivo, conclusión a la que llega también Weitzman (1976), aunque sin considerar los recursos no renovables.

Los modelos de Stiglitz (1974), Solow (1974) y Dasgupta y Heal (1974) abren una amplia línea de modelización económica<sup>79</sup> en la que se aportan una serie de conclusiones acerca de la naturaleza del crecimiento económico óptimo con recursos naturales agotables de acuerdo al criterio utilitarista de maximización del valor presente, o incluso aplicando cierta regla intergeneracional, mostrando la posibilidad de sostener pautas de consumo *per capita*.

Estos modelos tratan el cambio tecnológico y el crecimiento poblacional como variables exógenas que inciden sobre la tasa de crecimiento. No es hasta finales de los ochenta cuando se desarrollan modelos de crecimiento endógeno centrados en la consideración del cambio tecnológico (y por tanto, de la tasa de crecimiento) como variable endógena. En éstos, el avance tecnológico es resultado de las decisiones de maximización de las empresas y los individuos<sup>80</sup>, recogiendo además el efecto indirecto y sinérgico derivado de la acumulación de capital humano o de las inversiones en infraestructura. Trabajos recientes consideran la “endogeneización” de la calidad ambiental y las disponibilidades de recursos naturales, si bien el desarrollo en este campo resulta aún bastante limitado<sup>81</sup>. La sostenibilidad parte del apoyo que supone la tecnología para la mejora de la eficiencia técnica y la reducción de emisiones, junto a la capacidad de autoregeneración del medio natural, hechos que compensan el uso de los recursos naturales y la contaminación derivada.

#### **2.1.2.2.2. Modelos de equidad intergeneracional.**

Un segundo grupo de teorías dentro del enfoque de la sostenibilidad débil están referidas a modelos en los que, si bien se parte de la aceptación de la mayoría de los principios neoclásicos, se acepta el hecho de que los criterios de eficiencia económica convencionales no son adecuados para tratar los problemas intertemporales de la sostenibilidad. Ello es debido a que estos criterios no aseguran el supuesto de no negatividad de los niveles de consumo o utilidad, por lo que resulta necesario conceder más importancia al bienestar de las generaciones futuras. Toman *et al.* (1995:143) definen una función de bienestar social intergeneracional que utilizan para describir la

---

<sup>79</sup> Véanse los trabajos de Pezzey (1989; 1994).

<sup>80</sup> Véanse Lucas (1988), Barro (1990), Barro y Sala-i-Martin (1995) y Romer (1990, 1994).

<sup>81</sup> Sobre crecimiento endógeno y sostenibilidad destacan las aportaciones de Weitzman (1997), Gastaldo y Ragot (1996), Beltratti (1995) y Barbier (1999), entre otros. En Aghion y Howitt (1998) o Pearce y Barbier (2000) se puede encontrar un resumen de este enfoque en pleno desarrollo.

sostenibilidad como “el mantenimiento de niveles aceptables de bienestar a lo largo del tiempo”.

En estos modelos se trata de eliminar el peso que tiene la generación actual en los modelos neoclásicos donde no se puede diferenciar entre generaciones. Destacan los trabajos de Howard y Norgaard (1990, 1992, 1993) y Norgaard y Howard (1991), considerando la utilidad como función de los niveles de consumo y preferencias de los agentes. Si en el anterior grupo de teorías la sostenibilidad aparecía como un problema de eficiencia técnica con la restricción de utilidad no decreciente (Pezzey, 1989), en estos modelos la consecución de unos niveles de consumo sostenibles depende en último extremo de las preferencias de la sociedad (elección social), en base a un criterio de maximización del valor presente de la “utilidad social” definida por una función de bienestar social intertemporal. El desarrollo sostenible es más un problema de equidad que de eficiencia en el sentido de Pareto (Howarth y Norgaard, 1993).

El modelo de Howarth (1991) sirve de referencia de este grupo de teorías<sup>82</sup>. Estos modelos normalmente son referidos a una economía cerrada, donde se van superponiendo generaciones<sup>83</sup> que duran dos períodos. Las decisiones de consumo y ahorro que toma cada generación persiguen el criterio de “eficiencia económica” en cada momento, pudiendo ser distinta a la de otro momento temporal. Por otra parte, la sociedad en su conjunto (o su equivalente o representante, el “planificador central”), manifiesta unas preferencias marcadas por una función de utilidad intertemporal que persigue la “equidad intertemporal” en la asignación de recursos entre cada generación en base a una “regla de distribución intertemporal”. Estos autores parten de la existencia de una regla de sostenibilidad con fundamentos éticos existente entre generaciones encadenadas<sup>84</sup>. La equidad intergeneracional representa un criterio estricto que interpreta cualquier descenso temporal de la utilidad como un rasgo de insostenibilidad.

---

<sup>82</sup> Howarth y Norgaard (1990) se centran en una economía con un recurso no renovable pero sin capacidad productiva; Howarth y Norgaard (1992) y Howarth y Norgaard (1993) enfocan el análisis hacia la externalidad derivada como es la contaminación y la preocupación de cada individuo por la utilidad de la próxima generación, respectivamente. En ambos se constata que la internalización de las externalidades ambientales o intergeneracionales no asegura la equidad intergeneracional.

<sup>83</sup> Esta idea permite no utilizar el supuesto simplista de un único agente que vive indefinidamente y cuyas preferencias son aditivas en el tiempo, criterio usado “para la asignación eficiente de recursos sin mucha atención a la ética” [equidad intergeneracional] (Howarth y Norgaard, 1995: 116).

<sup>84</sup> Regla más fuerte que el criterio igualitarista de Rawls (1971) basado en el método *maximin*, el cual lleva a una senda óptima de consumo constante en el tiempo (Solow, 1974).

El intercambio que se produce entre eficiencia y equidad intergeneracional redundante en que la sostenibilidad, entendida como la consecución de un consumo no decreciente e indefinido de una generación a la siguiente, es un requerimiento de equidad intertemporal que no es garantizado por la regla de eficiencia de maximizar el valor presente del consumo total a lo largo del tiempo. Cuando la generación presente es la que dispone de los derechos de propiedad sobre los recursos naturales, el resultado típico conduce a niveles de utilidad monótonamente decrecientes a lo largo del tiempo<sup>85</sup>.

Para alcanzar una senda de consumo no decreciente es necesario que las generaciones actuales se preocupen lo suficiente por las generaciones futuras. En el modelo de Howarth (1991) se asume que los individuos se preocupan únicamente de ellos mismos, mientras que el problema de la equidad intergeneracional recae sobre las instituciones colectivas. Para ello son necesarios una serie de mecanismos relacionados con la definición y maximización de una función de bienestar social (Faucheux *et al.*, 1998).

La eficiencia intertemporal reflejada en la solución de equilibrio de estos modelos implica además que los precios de los stock de capital natural se corrijan y reflejen la tasa de descuento temporal, el coste de oportunidad intertemporal (coste de uso en esa generación y no en otra), de manera que la economía converja a un estado estacionario en el que se mantenga constante el capital natural (en términos de los servicios o funciones que desarrolla) mediante inversiones y consumos simultáneos (Van Geldrop y Withagen, 2000).

Por otra parte, siguiendo la corriente del análisis coste-beneficio, Chichilnisky (1996) llega a una de las soluciones más elaboradas para modelizar matemáticamente la condición de sostenibilidad, partiendo para ello de un modelo de crecimiento en el que las generaciones se pueden no solapar<sup>86</sup>. La solución (senda sostenible) derivada de la optimización dinámica aplicando este criterio converge en el tiempo con el resultado de

---

<sup>85</sup> Véanse Toman *et al.* (1995) y Dubourg y Pearce (1996)

<sup>86</sup> En el “Criterio de Chichilnisky” se formulan axiomáticamente las “preferencias sostenibles”, sensibles por igual al bienestar de todas las generaciones y se parte de la idea de que el futuro no se descuenta en el mismo grado para todos los momentos temporales.

la llamada “Regla de Oro Ambiental” comentada más adelante (Heal, 1996; Beltratti *et al.*, 1995)<sup>87</sup>.

Pearce *et al.* (1989) también se centran en el aspecto intergeneracional al defender que las generaciones futuras sean compensadas por los daños futuros provocados por las acciones de la actual. Para ello es necesario legar a las generaciones futuras un stock de capital (natural y artificial) al menos igual al actual<sup>88</sup>.

### 2.1.2.3. La sostenibilidad fuerte.

Frente al enfoque anterior, los modelos recogidos de “sostenibilidad en sentido fuerte” tienen como punto en común la no aceptación de la premisa neoclásica de plena sustituibilidad entre tipos de capital, así como la adopción, por lo general, de enfoques más integradores de las realidades ecológica y económica<sup>89</sup>. La sostenibilidad se traduce en la no disminución de las funciones naturales sustento de la vida (véase Daly y Cobb, 1989), frente a la sostenibilidad débil que se centra en la no disminución del desarrollo. Autores como Daly (1994) y Victor (1991) argumentan que el conocimiento de las ciencias naturales sugiere que no puede suponerse la sustituibilidad perfecta entre capital natural y económico<sup>90</sup>. El capital natural es distinto y específico, por lo que el bienestar futuro depende de la conservación del mismo, dado que sus funciones no pueden ser sustituidas plenamente por el capital manufacturado o artificial, ni por el avance científico y tecnológico.

Como apuntan Pearce y Turner (1990), la sostenibilidad fuerte (o en sentido estricto) ha de centrar todos los esfuerzos dado que:

- a) En realidad el capital natural y el artificial no son plenamente sustitutivos.

---

<sup>87</sup> Esta Regla se considera una definición hicksiana de la sostenibilidad absoluta, refiriéndose a la pauta que tendría que seguir una economía (de forma estacionaria), dado el máximo nivel de utilidad sostenible.

<sup>88</sup> La cuestión del establecimiento de una regla para asegurar la equidad intergeneracional se puede solucionar mediante la llamada “cadena de obligación” entre generaciones (Howarth, 1992). Page (1977) habla de “autoaltruismo” al decir que el bienestar de un individuo en el presente “depende” del consumo actual y de las generaciones futuras.

<sup>89</sup> Como señalan Noël y O’Connor (1998), este enfoque concede una gran importancia a la investigación aplicada a los ecosistemas y las disponibilidades de recursos naturales, a las posibilidades de sustitución y cambio tecnológico, así como a la prospectiva económica.

<sup>90</sup> Junto a otras connotaciones derivadas de operar con información incompleta sobre los costes de la degradación ambiental, dado el desconocimiento de las funciones ambientales (Pearce y Turner, 1990).

- b) Siempre existen los problemas de incertidumbre e irreversibilidad asociados a las decisiones de consumo de recursos naturales.
- c) Equidad intergeneracional. Se ha de preservar el capital natural intacto o mejorado para las generaciones futuras con idea de que tengan las mismas posibilidades de partida para su desarrollo.

La consideración del capital en términos físicos arroja el mismo resultado sobre la sustituibilidad. Georgescu-Roegen (1971) argumenta que el capital artificial, refiriéndose al capital financiero y al trabajo, no debe tratarse de la misma manera que el capital natural (recursos y materiales), como input de la función de producción. Ello es debido a que los verdaderos inputs del capital artificial son los servicios derivados del mismo, y no el stock acumulado, como en el caso de los recursos naturales. Capital y trabajo no son stock, sino “fondos” en la terminología de Georgescu-Roegen, de los que se puede obtener un número limitado de servicios en un período finito de tiempo. La sustituibilidad entre fondos y materiales no es plena, sino más bien han de considerarse complementarios. “Pensar que la sustituibilidad permitirá un crecimiento infinito sobre la base de recursos no renovables finitos está basado en suposiciones que entran en conflicto con el rol de complementariedad de los inputs materiales y los servicios aportados por los fondos” (Bergh y Hofkes, 1997:13).

La no sustituibilidad impone la definición de una condición necesaria para el desarrollo sostenible en sentido estricto o fuerte (Pearce *et al.*, 1989; 1990) como el mantenimiento del stock de capital natural por encima de determinados umbrales mínimos<sup>91</sup>. Para Pearce *et al.* (1990), cinco son las razones para utilizar la regla del mantenimiento del stock de capital natural frente al mantenimiento del stock de capital total: la justicia con los socialmente desfavorecidos, intergeneracional y con la naturaleza, así como la aversión al riesgo derivado de la incertidumbre o la irreversibilidad y la eficiencia económica.

#### **2.1.2.3.1. Principio de precaución y estado estacionario.**

La conservación del capital natural obedece al llamado *Principio de Precaución* (Daly, 1973; Perrings, 1991), implícito en la definición de la Comisión Brundtland. En una situación de toma de decisiones bajo incertidumbre, en previsión a la peor solución

---

<sup>91</sup> Destaca el modelo desarrollado por Barbier y Markandya (1990) donde el capital natural no es plenamente sustituible y se asume que ha de mantenerse un nivel positivo de stock natural.

posible para las generaciones futuras (método *minimax*), es necesario reservar recursos para la seguridad futura. Este requisito supone el mantenimiento de la resiliencia de los sistemas naturales, mediante la protección de ciertas especies “vitales” (Turner, 1993).

Para Perrings (1991:160), esta regla se basa en “reservar recursos de salvaguarda frente a los posibles efectos catastróficos futuros de las actividades en curso (...). Si se conoce que una acción puede causar daños ambientales profundos e irreversibles, reduciendo de forma permanente el bienestar de las generaciones futuras, pero la probabilidad de dicho daño es desconocida, entonces, no es justo actuar como si la probabilidad fuera conocida. La decisión de si aceptar los costes esperados de determinada política bajo incertidumbre es, en este sentido, función del substrato ético y de la función de bienestar social intertemporal”.

Daly (1989; 1990) define cuatro principios operativos para la sostenibilidad basados en la minimización del impacto humano sobre el medio ambiente:

- a) Limitar la escala humana a un nivel que si no es óptimo, al menos esté en los límites de la capacidad de carga y por tanto sea sostenible.
- b) Cambio tecnológico que incremente la eficiencia y durabilidad mientras que limite el consumo intermedio.
- c) Preservar las tasas de consumo de recursos renovables y las tasas de emisión de residuos por debajo de las capacidades regenerativas y asimilativas del medio ambiente.
- d) Restringir el uso de recursos no renovables a niveles equitativos por la creación o el acceso a recursos renovables sustitutivos.

En base a las restricciones físicas y ecológicas derivadas de la limitada capacidad de carga del planeta, Daly (1973) argumenta la necesidad de la consecución del *Estado Estacionario*<sup>92</sup>, donde la población y su economía permanecen estables. Según Daly, los principios de la termodinámica obligan a la necesidad de un estado estacionario, así que la sociedad debería conformarse con un nivel de población y de satisfacción de las necesidades adecuado a los parámetros físicos. No obstante, “los límites derivados de la capacidad de carga no son fijos o absolutos, sino dependientes de los valores sociales y

---

<sup>92</sup> Esta noción de *estacionariedad* no imposibilita mejoras en los niveles de bienestar y calidad de vida de la población. Muy similar al concepto en el sentido de Mill, se trata de una idea distinta a la considerada por la ortodoxia económica (más cerca de la definición de Adam Smith), referida a economías en la fase previa a la regresión.

de la capacidad tecnológica” (Mitchell, 1999:49), y por tanto, el estado estacionario asociado tampoco será absoluto.

### 2.1.2.3.2. Estándar mínimo de seguridad y capital natural crítico.

Como señalan Costanza y Patten (1995), la consideración de sostenibilidad sólo puede ser observada *a posteriori*. Tradicionalmente se ha aplicado la idea de que manteniendo las tasas de aprovechamiento de un recurso renovable por debajo de su tasa natural de regeneración, es posible alcanzar el *aprovechamiento máximo sostenible*. Sin embargo, esta regla, que ha sido la base de los sistemas de extracción sostenibles (véase Roedel, 1975), “es en realidad una predicción y no una definición de sostenibilidad” (Constanza y Patten (1995:194). El desconocimiento de los sistemas físicos, de los niveles de explotación máximos, de los niveles de regeneración de los recursos y de las interacciones entre estos parámetros junto a la actividad humana hacen necesaria la adopción de un principio de precaución.

Una cuestión importante para conservar el capital natural es su importancia en cuestiones como la resiliencia de una economía ante un shock externo (Pearce *et al.*, 1990). Ello es debido a que el capital artificial no cumple todas las funciones ambientales del capital natural (sobre todo la de “diversidad”) y por tanto, disponer de un stock importante de capital natural ayuda a superar esas situaciones de estrés de forma más eficaz (menos efectos irreversibles) que disponer únicamente de capital artificial.

Pearce y Atkinson (1995) abogan por la complementariedad de las reglas de sostenibilidad débil y fuerte. Así, la primera sería aplicable a los recursos que conforman el capital natural, renovables o no renovables pero con provisión muy por encima de lo que se denominan *niveles críticos*, que muestren elevada sustituibilidad con el capital artificial; mientras que la regla de sostenibilidad fuerte se aplicaría a esos recursos que muestran no sustituibilidad y niveles que hacen peligrar la satisfacción de las funciones ambientales. La regla obliga a que el *capital natural crítico*<sup>93</sup> no decrezca a lo largo del tiempo.

La relación entre el capital natural ( $K_N$ ) y el capital artificial o manufacturado ( $K_M$ ) caracteriza el grado de sostenibilidad de un territorio. Como apuntan Pearce *et al.* (1990),

---

<sup>93</sup> Esta perspectiva centra la dificultad en la composición del capital natural crítico (¿qué funciones ambientales son críticas?) dada la complejidad de las interrelaciones entre los ecosistemas.

el modelo desarrollista imperante en el pasado lleva hacia una acumulación de capital artificial. Bajo esta situación, la no incorporación correcta de las externalidades ambientales al consumo, conduce a un creciente agotamiento del capital natural existente que es transformado en  $K_M$ . Sin embargo, esta relación de intercambio no es sostenible en el tiempo, existiendo un stock mínimo de  $K_N$  rebasado el cual reducciones en el capital natural producen costes sociales demasiado elevados. Ese nivel  $k_N$  recibe el nombre de *Estándar Mínimo de Seguridad*.

Este concepto está íntimamente ligado al principio de precaución, conformando una regla de decisión aplicable a situaciones en las que el análisis convencional es desbordado<sup>94</sup>, dado que se han de tomar decisiones sobre disponibilidades de recursos de difícil valoración y bajo total incertidumbre. Como *Estándares Mínimos de Seguridad* (EMS), término introducido por Ciriacy-Wantrup (1952) y Bishop (1978), se entienden aquellos bienes naturales únicos como las especies amenazadas, ecosistemas vírgenes, recursos no renovables, etc., que se han de preservar intactos “a menos que los costes de hacerlo sean intolerablemente altos” (Randall y Farmer, 1995:34).

La regla que propone el enfoque del EMS es: prevenir reducciones en el stock de capital natural por debajo del estándar mínimo de seguridad identificado para cada componente de este stock, a menos que el coste social de oportunidad de la conservación sea “intolerablemente alto”. En palabras de Ciriacy-Wantrup, “un estándar mínimo de seguridad es esencialmente un incremento de flexibilidad en el desarrollo continuado de la sociedad” (Aguilera Klink, 1995:71). La diferencia de este enfoque con el del Capital Natural Crítico radica en que éste último no considera el esfuerzo de la sociedad en términos de los costes de conservación, por lo que se ha de preservar independientemente de cualquier consideración en términos de coste. Sin embargo, en el EMS es posible sobrepasar el límite si se asumen los costes.

Una manera operativa de definir el mantenimiento del stock de capital natural es mediante la diferenciación entre distintos grados o categorías de capital natural. Para mantener las funciones ambientales necesarias para la sostenibilidad económica y

---

<sup>94</sup> No obstante este criterio es criticado por la ortodoxia económica al ser inconsistente con el criterio de eficiencia de Pareto, pues se soportarán costes hasta un límite ciertamente indefinido a cambio de mantener el capital natural. El análisis coste-beneficio por el contrario, permite identificar soluciones eficientes en el sentido de Pareto a la hora de asignar recursos. Pero es necesario considerar todos los costes y beneficios intertemporales posibles derivados de la conservación o uso de cada recurso.

ecológica es pre-requisito necesario mantener a su vez un stock crítico de capital natural. El concepto de *capital natural crítico* (CNC), equiparable a los estándares mínimos de seguridad, es definido como (Nöel y O'Connor, 1998:82): “el conjunto de recursos medioambientales que cumplen importantes funciones medioambientales y para las cuales, en una escala geográfica determinada, no es posible sustituirlos en términos de capital manufacturado, humano u otro capital natural que exista en la actualidad”.

Según este enfoque, para mantener los niveles de bienestar en el futuro, asegurando por tanto la sostenibilidad económica y ambiental, es necesario mantener un stock de capital natural que permita la satisfacción de las llamadas *funciones ambientales o naturales* básicas (de Groot, 1992). Éstas son definidas como la capacidad de los procesos naturales y sus componentes de proveer bienes y servicios, destinados a la satisfacción de las necesidades humanas. El modelo de Common y Perrings (1992) trabaja con el objetivo mixto de la sostenibilidad económica (bienestar agregado no decreciente) y la ecológica (conservación de funciones naturales). Entre sus conclusiones destaca la dificultad de incluir las restricciones físicas o naturales en los modelos económicos clásicos. Para la consecución de la sostenibilidad económica es condición necesaria asegurar una serie de funciones ecológicas.

Por otra parte, Howarth (1997:556) propone como sostenibilidad en sentido fuerte, el sostenimiento de las “oportunidades de vida” de generación a generación; es decir, “el aumento o mantenimiento de las oportunidades de acceso de un individuo a los servicios producidos gracias al stock de capital reproducido, capacidad tecnológica, recursos naturales y calidad medioambiental”.

Otra cuestión interesante surge al considerar si lo que se ha de mantener es el stock de capital natural o el valor económico del mismo. Esta segunda opción permite disminuciones en el stock físico de capital natural siempre y cuando vayan aparejadas de un aumento en el precio (en términos reales) que mantenga constante el valor económico total a lo largo del tiempo. El problema reside en la correcta asignación de precios a los recursos naturales, sobre todo en aquellos que cumplen diversas funciones ambientales, muchas de las cuales poco conocidas en términos económicos y cuya desaparición acarrea problemas de irreversibilidad.

### 2.1.2.3.3. Modelos desde la termodinámica y la entropía.

Estos modelos se alejan más de la ortodoxia neoclásica<sup>95</sup> que los arriba expuestos, siendo fruto de la interrelación entre Economía, termodinámica y Ecología. No obstante, cuentan con una dilatada historia<sup>96</sup>, basándose en la consideración de los efectos de las leyes de la termodinámica sobre las relaciones en términos de energía y materia entre los sistemas económico y ambiental. La aportación principal de Georgescu-Roegen podría resumirse en la afirmación de que la ley de la entropía es la clave para entender la escasez económica (Georgescu-Roegen, 1971).

Esta idea fundamental se vertebra básicamente en dos hechos: primero, que en todos los sistemas abiertos, la energía presenta rendimientos decrecientes (no se traduce al 100% en calor, movimiento, trabajo o materia, produciéndose pérdidas) y, en segundo lugar, que la irreversibilidad se manifiesta en incremento del desorden interno o entropía (manifestado en disipación de energía). En términos de energía, esto supone la no recuperación de la energía consumida (igual que un carbón ya quemado no vuelve a generar la misma potencia calorífica).

En este sentido, las nuevas formulaciones de la segunda ley de la termodinámica sugieren que los sistemas complejos se desarrollan a expensas de un desorden creciente en los ambientes que los hospedan (con las consecuencias de irreversibilidad comentadas). Estos sistemas, denominados *estructuras disipativas*, están permanentemente en estado de desequilibrio y requieren un constante input de energía y materia para mantener su estructura y orden internos (baja entropía), dada la continua y espontánea disipación de energía. Schrodinger (1944) define la vida como un sistema en estado-estacionario y desequilibrio termodinámico que mantiene su distancia constante al equilibrio (muerte) intercambiando output de alta entropía con inputs de baja entropía del medio.

---

<sup>95</sup> En Amir (1995) se analizan las claves de esta clara oposición entre las teorías del valor derivadas de los modelos neoclásico y termodinámico al analizar la relación entre economía y daño ambiental.

<sup>96</sup> Desde los trabajos de Clausius que enunció la segunda ley de la termodinámica (Ley de la Entropía) muchos economistas/ingenieros han aplicado sus principios a la interacción entre medio ambiente y sistemas económicos, como H.T. Odum (1971) y Georgescu-Roegen (1971). Para una revisión de esta evolución consulte Martínez Alier (1987), Passet (1996), Faucheux y O'Connor (1998b) y Kåberger y Månsson (2001).

En definitiva, las consideraciones termodinámicas implican la continua necesidad de energía primaria y la inevitable continua generación de residuos. Ello obliga a incluir en los análisis de desarrollo las cuestiones referidas a la cuestión de “escala”, definida en sentido de balance de materiales y energía de una economía (Daly, 1992). Debido a las leyes de la termodinámica, gran parte de los recursos utilizados por una economía en la generación de bienes y servicios son finalmente devueltos al medio ambiente en forma de residuos inservibles. La escala de una economía debería estar relacionada con la capacidad del medio para regenerar sus recursos y asimilar los residuos, de manera que no mermara la capacidad de carga de la misma.

La perspectiva de la termodinámica aplicada a la actividad económica<sup>97</sup> y más concretamente a los procesos productivos, nos lleva al estudio de los problemas de irreversibilidad del uso de los recursos energéticos y de la disipación (no aprovechamiento al 100%) de la energía, junto a la producción de residuos. Para mantener la actividad económica, en su vertientes de consumo y producción, como estructura disipativa que es el sistema socioeconómico, es necesario producir entropía en el sistema a través de una disipación continua de la energía disponible en el sistema, así como una generación de residuos y energía residual.

Se han desarrollado gran número de procedimientos de modelización energética de una economía y su relación con el medio ambiente. En este apartado destaca el modelo ECCO (Enhancement of Carrying Capacity Options) aplicado a Kenia, Tailandia, Zimbabwe, Isla Mauricio y China (Gilbert y Bradt, 1991) y al Reino Unido (Slessor, 1994). Dicho modelo describe el sistema económico y sus flujos en términos energéticos, relacionando dinámicamente el crecimiento demográfico, el desarrollo económico y las necesidades derivadas en materia de recursos.

A partir de estas iniciativas surgen nuevas conceptualizaciones de la sostenibilidad basada en la energía, así como medidas o indicadores de sostenibilidad basadas en la “contabilidad energética”. De cara a la sostenibilidad a largo plazo, la contabilidad energética adquiere gran importancia. Se puede considerar a la *energía total disponible* como

---

<sup>97</sup> Boulding (1966) fue pionero en la aplicación de los principios de la termodinámica a la Economía, siendo desarrolladas estas teorías por Georgescu-Roegen en los setenta (véase revisiones en Aguilera, 1995; Beard y Lozada, 1999). Destacan los análisis del balance de materiales y análisis energético de cuestiones económicas realizado por Ayres (1978), así como Hall, Cleveland y Kaufman (1986), entre otros.

un componente del Capital Natural Crítico (Slesser, 1993). La termodinámica también apunta límites físicos al desarrollo de avances científicos aplicados a la eficiencia energética. Es por todo ello que ha de evaluarse la restricción global de energía disponible (considerando la biosfera como un sistema único) y las necesidades que los ecosistemas y los sistemas económicos tienen.

#### 2.1.2.3.4. Modelos sectoriales.

El desarrollo de modelos sectoriales obedece al interés por la distribución sectorial de la sostenibilidad, así como aproximar el impacto que sobre las variables macroeconómicas, como producción, empleo o renta, viene derivado de la consideración de los costes ambientales y del agotamiento de los recursos naturales. La versatilidad de los modelos sectoriales ha permitido su utilización también desde las perspectivas propias de la termodinámica y la coevolución.

Entre estos modelos, destaca el uso del Análisis Input-Output para describir la interacción entre sectores y el balance de materias, recogiendo de forma desagregada, no sólo los efectos directos e indirectos o inducidos sobre la actividad económica, sino también aquellos otros sobre el uso y calidad de los recursos, así como las emisiones de contaminantes.

La posibilidad de realizar simulaciones de los efectos que sobre el medio ejercen distintas estructuras productivas permite analizar *ceteris paribus* los posibles resultados en términos de la sostenibilidad de diversos niveles de demanda final o distintas especializaciones productivas. La consideración de las variables ambientales como consumo de agua, energía, así como generación de residuos, contaminación, etc. por parte de estos modelos, permite por tanto optimizar el PNB en base a restricciones no sólo económicas, sino también ambientales. De esta manera, es posible realizar un modelo teórico del PNB resultante para minimizar el impacto ambiental y, por tanto, cumplir los estrictos criterios de sostenibilidad. Por otro lado, también es útil para establecer los cambios estructurales necesarios a establecer en la economía para que, asegurando un PNB creciente, se mantengan o minimicen los impactos ambientales.

El enfoque Input-Output aplicado al análisis de la interacción entre los sistemas económicos y ambientales fue desarrollado por Leontief (1970), destacando la ambiciosa

aplicación al marco interregional de Isard *et al.* (1972)<sup>98</sup>. Entre otros modelos de simulación destacan:

- a) WORLD 3 (Forrester, 1971; Nordhaus, 1973; Meadows *et al.*, 1972; 1992). Los modelos de la serie WORLD son pioneros en tratar de predecir la evolución conjunta de la población, uso de recursos, capital y contaminación, considerando sus interacciones a nivel planetario.
- b) ECCO (Gilbert y Bradt, 1991; Slessor, 1994). Comentado anteriormente en el apartado de modelos basados en la termodinámica, ECCO identifica las estrategias y tecnologías adecuadas para los objetivos económicos y ambientales a largo plazo.
- c) E3 (Barker, 1998) (Energy, Economy-Ecology). Desarrollado a partir del enfoque SAM aplicado a Reino Unido, China o Japón. El mismo equipo de trabajo (Cambridge Econometrics) ha desarrollado el E3ME (Energy-Environment-Economy Model of Europe) aplicado a Europa y está en elaboración un modelo mundial.
- d) El STELLA usado para modelizar sistemas complejos incluyendo ecosistemas y sistemas económicos (véase Costanza y Gottlieb, 1998).
- e) El modelo macroeconómico de equilibrio general (GEM-E3) desarrollado a partir del E3ME por parte del RIVM (2000) aplicado a la mayoría de los estados de la Unión Europea. Se analizan los efectos que sobre agregados macroeconómicos tienen los gastos en protección del medio ambiente para distintos escenarios.
- f) HERMES (Mot *et al.*, 1989). Modelo a escala europea que utiliza funciones de producción a nivel sectorial que incluyen capital, trabajo, energía y materiales.

En los llamados modelos computacionales de equilibrio general, las interacciones entre sectores pueden ser lineales y no lineales, permitiendo el análisis de los efectos derivados de la implementación de determinadas medidas reguladoras de la estructura sectorial. Como señalan Bergh y Hofkes (1997), una formulación dinámica de estos modelos es la mejor herramienta para el tratamiento de cuestiones relativas al desarrollo sostenible, si bien, se trata de modelos poco manejables que demandan gran cantidad de información<sup>99</sup>.

---

<sup>98</sup> Otras aplicaciones relevantes vienen recogidas en Muller (1979) y Kneese *et al.* (1970).

<sup>99</sup> Una revisión de los principales modelos de interacción entre variables macroeconómicas y ambientales se encuentra en Ierland (1999)

Para el caso de Andalucía, de entre las aplicaciones sectoriales basadas en dinámica de sistemas destaca la realizada por Melchor (1995). En materia de contabilidad Input-Output a nivel regional considerando determinadas variables medioambientales es necesario referenciar CMA (1996b).

#### 2.1.2.3.5. Modelos de coevolución.

La idea básica de la *Economía Evolucionaria* o *Coevolucionaria*<sup>100</sup> (Hodgson, 1993; Gowdy, 1994) radica en reconocer que, desde una perspectiva integradora propia de los sistemas biológicos, en Economía los procesos también son irreversibles, accidentales y acumulativos, por lo que los equilibrios estables (estado estacionario) son muy difíciles de conseguir<sup>101</sup>, dada la velocidad a la que se producen los cambios.

Otras ideas asentadas en la ortodoxia económica son relativizadas por este enfoque: evolución como símbolo de progreso, crecimiento como producto del incremento de la eficiencia marginal, existencia de equilibrio único estacionario (Bergh y Gowdy, 2000). Términos como “evolución darwiniana”, “evolución lamarkiana”, “coevolución”, “equilibrio interrumpido”, “sistema jerárquico de selección” o “resiliencia”, constituyen la jerga común de gran parte de los trabajos bajo este enfoque<sup>102</sup>, para el cual los sistemas naturales y sociales han evolucionado juntos y no se puede entender el uno sin el otro (Norgaard, 1984).

El enfoque predominante de la Economía de la Sostenibilidad, el de la sostenibilidad débil, se reduce al objetivo de sostener el crecimiento económico (Solow, 1992). El desarrollo se caracteriza por la acumulación de un stock de capital unidimensional con efectos reversibles (Toman *et al.* 1995).

Las visiones tradicionales de la sostenibilidad se basan en la existencia *a priori* de un estado de equilibrio estático, más centradas en definiciones cuantitativas y cerradas de la sostenibilidad. La definición de los principios generales de gestión y toma de decisiones hacia la sostenibilidad es el objetivo principal.

---

<sup>100</sup> Una completa revisión de estos modelos, muy heterogéneos, puede encontrarse en Bergh y Gowdy (2000) y Gowdy (1999).

<sup>101</sup> La aplicación de la teoría de juegos ha encontrado en estos modelos una fecunda línea de trabajos (Maynard, 1982).

<sup>102</sup> Entre las contribuciones más importantes destacan Boulding (1978), Clark *et al.* (1995), Gowdy (1994), Norgaard (1994), Faber y Proops (1990) y Munro (1997).

La *coevolución* se refiere a la evolución simultánea de determinadas especies y ecosistemas, y análogamente entre actividades económicas y su medio natural (Bergh y Gowdy, 2000). Se parte del reconocimiento de la existencia de una estrecha interrelación entre el sistema económico y el sistema físico (Boulding, 1978), siendo el problema de la sostenibilidad básicamente una cuestión de estabilidad<sup>103</sup>, resiliencia<sup>104</sup> y biodiversidad. Los principios del evolucionismo darwiniano, gradual y adaptativo, se conjugan con aquellos otros de la termodinámica, la tendencia al desorden, o la teoría de la información, complejidad del sistema, para analizar la sostenibilidad<sup>105</sup>.

El concepto de la “creación económica continua” de Daly (1991) asienta la idea de los límites físicos de la Tierra y de que la Economía es un apartado dentro del sistema finito global. Por esta razón no es posible el crecimiento económico continuo, lo que lleva a la necesidad de conseguir alguna pauta de crecimiento (sostenible) inestable y no total, dado que los condicionantes del mismo, al igual que ocurre en los ecosistemas naturales, están en constante evolución.

En este sentido, destacan los trabajos de Norgaard (1984; 1994) quien introdujo el término de *coevolución* en Economía y cuya posición es claramente crítica con el convencionalismo de la Economía tradicional. “Desde la visión coevolucionaria, la preocupación por la integridad y durabilidad de la actividad económica implica la preocupación por la integridad de los sistemas ecológicos” (O’Connor, 1998:40). Para Norgaard (1988:607) es necesario analizar en cada comunidad la interacción entre agentes locales y medio ambiente: “¿evolucionarán en el tiempo el medio ambiente, los recursos naturales, la tecnología y niveles culturales, reforzándose mutuamente?. ¿Se destruirán los recursos y el medio ambiente local, o incluso el sistema social y los rasgos culturales locales?.”

Como señala Perrings (1990), el crecimiento económico sostenible significa que el crecimiento económico no sea amenazado por los procesos de retroalimentación biofísicos de dos formas: agotamiento de los recursos que no pueden sustituirse y degradación de la capacidad de asimilación del medio.

---

<sup>103</sup> La estabilidad implica que las variables retornen a su estado de equilibrio tras una perturbación.

<sup>104</sup> Resiliencia es un tipo de estabilidad que significa resistencia de un sistema ante una presión externa, manteniendo la estructura y funciones tras la presión. Para Common y Perrings (1992) es el equivalente ecológico de término sostenibilidad.

<sup>105</sup> Véanse Clark *et al.* (1995) y Ayres (1994).

Uno de los modelos más conocidos en la Economía del Desarrollo Sostenible que se pueden catalogar de coevolutivo es el propuesto por Common y Perrings (1992). En el mismo, estos autores recogen las interacciones entre una economía y el ecosistema en base a la combinación de conceptos ecológicos (estabilidad) y eficiencia económica. La sostenibilidad ecológica consiste en el mantenimiento de la estabilidad del ecosistema. Para ello se sigue el criterio de Holling (1973) basado en asegurar la resiliencia de un ecosistema (en relación directa con la diversidad del mismo). La sostenibilidad económica sigue la regla de eficiencia de Hartwick.

La principal conclusión del modelo radica en que el mantenimiento de los parámetros básicos del ecosistema es condición suficiente para la sostenibilidad ecológica. Sin embargo, dado que el bienestar futuro descontado y los beneficios económicos son función de dicha “estabilidad”, esta condición supone un consumo constante, o lo que es lo mismo, una tasa nula de crecimiento económico (estado estacionario).

Este modelo amplía el desarrollado por Solow-Hartwick, centrado en la eficiencia económica, conjugando la necesidad de indicadores monetarios con otros físicos básicos para establecer la resiliencia de los ecosistemas<sup>106</sup>. Estos modelos tradicionalmente usan información de tipo cuantitativo basada en métricas cardinales. Sin embargo, los aspectos cualitativos son cada vez más importantes en los análisis derivados de la Economía Ecológica.

No obstante, en la Economía Evolucionaria, dentro de las aplicaciones realizadas se pueden distinguir varias líneas de investigación. Bergh y Hofkes (1997) hacen la siguiente clasificación de los modelos de coevolución:

- a) Modelos integrados centrados en las interacciones cuantitativas a largo plazo entre los sistemas económico y medioambiental. El interés de los mismos no es analizar el comportamiento sectorial sino el conjunto de interrelaciones, bien a nivel global (Forrester, 1971; Nordhaus, 1973; Meadows *et al.*, 1982), nacional (Dellink *et al.*, 1999), regional (Bergh y Nijkamp, 1991; 1994; Bergh, 1996; Giaoutzi y Nijkamp, 1993), o local (Capello *et al.*, 1999).

---

<sup>106</sup> Esta cuestión apunta nuevas dificultades al necesitarse una amplia batería de indicadores físicos para determinar la diversidad de las especies. La división por regiones o comunidades (ecoregiones) puede ser una solución para ello.

- b) Modelos centrados en el cambio tecnológico como proceso evolucionario y su interrelación con el progreso técnico para la reducción de la polución y del consumo de recursos naturales<sup>107</sup>.
- c) Modelos de evolución de ecosistemas concretos (agrario, forestal, acuífero), relacionados con las técnicas de control óptimo.
- d) Modelos de evolución de sistemas económicos y ambientales basados en la estructura espacial jerárquica con mecanismos de retroalimentación que llevan a modelos complejos<sup>108</sup>.

El enfoque ecosistémico, comentado en el primer capítulo, puede englobarse dentro de los modelos de coevolución. No en vano, la sostenibilidad es en origen un concepto heredado de la ecología, reflejando el comportamiento prudente de un depredador que evita sobreexplotar sus presas para asegurar un suministro sostenido (Odum, 1971).

En referencia a la utilidad de dicho enfoque en materia de sostenibilidad, una visión ecosistémica del capital natural nos lleva al mantenimiento de la estabilidad del ecosistema y su resiliencia como precondiciones para el desarrollo económico sostenible (Perrings, 1994). Esta aproximación sistémica enfatiza las relaciones dinámicas entre los sistemas económico y ecológico (Archibugi y Nijkamp, 1989), apuntando la necesidad de un entendimiento científico y empírico acerca de las mismas. Desde la perspectiva economicista, el análisis en términos del balance de materiales también se analiza desde la lógica tradicional de la Economía Medioambiental (Kneese *et al.*, 1970; Spangenberg, 1999), o el análisis espacial y regional (Bergh y Nijkamp, 1994; Bergh *et al.*, 1995).

Norton (1992) propone cinco axiomas para la gestión ecológica en línea con la sostenibilidad en sentido fuerte:

- a) Dinamismo. La naturaleza evoluciona, mediante procesos en continuo flujo, pero los sistemas más grandes cambian más lentamente que los pequeños.
- b) Interrelación. Todos los procesos están interrelacionados.

---

<sup>107</sup> Véase por ejemplo Faber y Proops (1990) donde se relaciona la invención (patentes) con la tecnología ambiental y ahorradora de recursos.

<sup>108</sup> Clark *et al.* (1995) se centra en los casos de Senegal y Creta. Una versión más completa de este tipo de modelos es la definición de "escenarios", describiendo distintas situaciones futuras, así como los procesos necesarios para llegar a las mismas (Bergh *et al.*, 1995).

- c) Jerarquía. Los sistemas están jerarquizados, de manera que se pueden dividir en subsistemas.
- d) Creatividad. Los procesos son la base de la productividad biológica.
- e) Fragilidad diferencial. Los sistemas ecológicos varían en su capacidad de superar crisis y tensiones.

En este sentido, se pueden citar gran número de referencias de autores que definen principios o condiciones de índole ecológica necesarios para conseguir la sostenibilidad (Pearce *et al.*, 1989; Ayres, 1996; Azar *et al.*, 1996), tales como la reducción de las emisiones ácidas y de metales pesados a la atmósfera, los vertidos a los estuarios, mares, etc.

### 2.1.3. Interpretación urbana de la sostenibilidad.

El tema de la sostenibilidad urbana está muy ligado, entre otras cuestiones, a la del crecimiento urbano. Por otra parte, el análisis del crecimiento y el tamaño óptimo urbano es un tema clásico en la Economía Regional y la Geografía Urbana<sup>109</sup>. La teoría clásica acerca del tamaño óptimo de la ciudad predice que existe un volumen pasado el cual, un incremento en las dimensiones físicas supone disminuciones en las ventajas derivadas de la aglomeración. Entre los factores que limitan la expansión física se encuentran, básicamente, las externalidades negativas derivadas de la concentración de actividad económica y población englobadas en lo que se viene a llamar deseconomías de aglomeración. A nivel urbano, éstas se traducen en insoportables niveles de densidad poblacional, carestía del suelo y vivienda, desempleo, tráfico, etc. Recientemente, los factores ambientales son incluidos en estos análisis, considerándose los efectos de los crecimientos urbanos incontrolados sobre la calidad de vida y las decisiones de localización de actividades económicas.

Sin duda, las ciudades no son viables para un tamaño mínimo, normalmente por motivos de coste de urbanización y dotación de equipamientos e infraestructuras. No obstante, también existen límites máximos, ecológicos y económicos. Con relativa facilidad, a partir de cierta escala, proporción o equilibrio entre lo urbano y lo natural, las ciudades fracasan desde el punto de vista ecológico, lo cual resulta evidente al analizar

---

<sup>109</sup> Para profundizar en las principales teorías sobre crecimiento y forma urbana véanse Jacobs (1969), Alonso (1971), Richardson (1973), Hall (1975), Fujita (1985), Camagni (1992) o Giersch (1995), entre otros.

los balances de materiales, energía y agua. La realidad en las grandes ciudades internacionales es bien distinta. En contra de la teoría, se constata un aumento constante en la población y el tamaño de las mismas, lo cual hace pensar que los límites ecológicos al crecimiento urbano son bastante flexibles<sup>110</sup>.

Las ciudades son los focos productores de insostenibilidad más importantes después de los entornos industriales, originando problemas ambientales en su dimensión local (ruido, polución), regional (contaminación en medio acuático) e incluso global (calentamiento global). Sin embargo, son precisamente el entorno idóneo para llevar a cabo acciones que busquen un modelo de desarrollo sostenible, dado que cuanto más local sea un problema, más posibilidades existen de establecer unos buenos principios correctores de la eficiencia del mercado en la asignación de recursos, dado que, como señalan Camagni *et al.* (1998):

- a) ofrecen un marco institucional adecuado para realizar políticas concretas y afrontar la heterogeneidad de los problemas de la sostenibilidad.
- b) es posible una mayor rapidez en la toma de decisiones públicas al ser unidades descentralizadas.
- c) es posible elaborar estadísticas y establecer medidas de seguimiento de las políticas realizadas de manera más rápida y sencilla que en la escala regional o global.

Al centrarse en la dimensión urbana pueden aparecer nuevos aspectos relativos al concepto de sostenibilidad derivados de aplicar las teorías anteriores<sup>111</sup>. Sin repetir los trabajos referidos en el capítulo primero, centrados en la política urbana de la Unión Europea o la OCDE, son escasos los análisis que, en el ámbito europeo, se centran en el fenómeno urbano y la sostenibilidad desde un punto de vista economicista. Entre los más destacados se encuentran<sup>112</sup>:

- a) Aquellos referidos a cuestiones genéricas a la ciudad sostenible (p.e.: Houghton y Hunter, 1994; Mega, 1996; Pugh, 1996; Haughton, 1997; Satterthwaite, 1997; Alberti *et al.*, 1994; Selman, 1996; Roseland, 1997; 1998;

---

<sup>110</sup> Sin duda gracias a la “importación” de los recursos necesarios desde ámbitos cada vez más lejanos.

<sup>111</sup> En este sentido, en Gibbs *et al.* (1998) se realiza una revisión de las políticas locales desde la óptica de las dos interpretaciones realizadas: la débil y la fuerte.

<sup>112</sup> Una interesante revisión de la literatura en materia de sostenibilidad urbana se encuentra en Banister *et al.* (1999).

Camagni *et al.*, 1998; EFILWC,1997a; 1997b; Banister, 1999 o Borja y Castells, 1997);

- b) Otros centrados en cuestiones relativas a la Economía Regional, tales como la planificación y el diseño y crecimiento urbano (p.e.: Lynch, 1981; Breheny, 1992; Camagni, 1996; Portnov y Pearlmutter, 1999; Capello y Camagni, 2000);
- c) Finalmente, un grupo de análisis centrados en las cuestiones energéticas y del transporte o la movilidad en ciudades europeas (p.e.: Nijkamp y Perrels, 1994; Nijkamp y Pepping, 1998; Nijkamp y Vleugel, 1995; Anderson *et al.*, 1996; ALFOZ, 1995; Banister *et al.*, 1997; Capello *et al.*, 1999; Tweed y Jones, 2000).

Para Alberti (1996:383), el concepto de sostenibilidad urbana es difícil de generalizar dado que ninguna ciudad es exactamente igual a otra, implicando que “las necesidades de los habitantes sean satisfechas sin imponer demandas no sostenibles para los recursos locales o globales”, así como “el tener la habilidad para aprender y modificar su propio comportamiento en respuesta a cambios ambientales” (*op. cit.* pág. 289).

Haughton y Hunter (1994:27) definen la ciudad sostenible como “aquella en la cual la gente y los negocios continuamente procuran mejorar su medio natural, urbanizado y cultural a niveles de vecindario y regional, trabajando así en dos caminos para conseguir el objetivo del desarrollo sostenible global”.

En definitiva, la consideración de la perspectiva urbana a la hora de interpretar el concepto de sostenibilidad enriquece con nuevos significados los enfoques débil y fuerte arriba reseñados, añadiendo entre otras, las consideraciones de la escala local frente a la global propia de los modelos anteriores.

### **2.1.3.1. Sostenibilidad débil urbana.**

Nijkamp y Opschoor (1995:106) definen el desarrollo sostenible urbano de manera muy próxima al criterio de sostenibilidad débil: “el desarrollo que asegura que la población local pueda conseguir y mantener un nivel de bienestar aceptable y no decreciente, sin poner en peligro las oportunidades de los habitantes de áreas adyacentes”.

Otras definiciones reparan en la importancia de los “servicios” disponibles en la ciudad. Como apunta Banister (1999: 560) “el principal objetivo es la mejora de la calidad de vida mediante la provisión de viviendas asequibles, oportunidades de empleo, un amplio abanico de instalaciones y servicios, así como un medio ambiente de alta calidad en los alrededores”.

Estas definiciones están en consonancia con la apuntada por ICLEI (1994): “aquel desarrollo que ofrece los servicios ambientales<sup>113</sup>, sociales y económicos básicos a todos los miembros de una comunidad sin poner en peligro la viabilidad de los sistemas naturales, construidos y sociales de los que depende la oferta de esos servicios”. Este enunciado se refiere a la sostenibilidad débil en términos de mantenimiento de los niveles de bienestar derivados del stock de capital total. Así, los niveles de calidad de vida se asientan sobre una base sólida de equipamientos y dotaciones de bienes y servicios<sup>114</sup>, característica del medio urbano. Se dejan a un lado otras manifestaciones subjetivas y ambientales que de forma importante inciden en la calidad de vida urbana y por tanto en la calidad de su desarrollo.

Por otra parte, el enunciado de ICLEI plantea la condicionante de que el crecimiento urbano no ha de comprometer los sistemas físicos de los que depende. Esta posibilidad resulta no obstante inviable en las ciudades de tamaño medio. Se refiere a los ecosistemas locales, sobre los que la existencia de una ciudad puede resultar determinante para el equilibrio y sostenibilidad de estos ecosistemas (agotando por ejemplo los recursos del entorno más cercano: agua, energía, suelo fértil). De esta manera, se establecen como sostenibles desarrollos locales que mantienen su entorno protegido a costa de importar los recursos naturales de áreas lejanas.

### **2.1.3.2. Perspectivas local y global. Sostenibilidad relativa y objetiva.**

La cuestión mas importante y no recogida en las definiciones habituales como la de ICLEI, es la referida a la perspectiva espacial: la consideración de la incidencia del efecto urbano agregado sobre el ecosistema global: la *sostenibilidad global*. Todas las

---

<sup>113</sup> Bolund y Hunhammar (1999) determinan los principales servicios ambientales en las ciudades: filtrado del aire, regulación del microclima, reducción del ruido, drenaje del agua de lluvia, tratamiento de aguas residuales, y valores recreativos y culturales.

<sup>114</sup> Otra cuestión importante es la identificación de los servicios y bienes básicos para la calidad de vida, así como la distribución de los mismos en la comunidad. Un breve recorrido sobre este tema se realiza en Rueda (1996b).

ciudades, a través de la expansión de sus necesidades de suelo, recursos y bienes y servicios, tienen una responsabilidad compartida en los problemas globales (calentamiento global, agujero de ozono, agotamiento recursos naturales, pérdida biodiversidad, etc.). Como resultado del proceso de globalización, las grandes ciudades consideran al conjunto del planeta como su *hinterland* o área de influencia. En estos términos, la restricción de la definición de ICLEI es muy laxa para un asentamiento urbano, pues difícilmente puede por si mismo responsabilizarse del agotamiento de los recursos minerales o de la totalidad de las emisiones de CO<sub>2</sub>.

Por otra parte, la *sostenibilidad local* supone en un primer momento que un determinado territorio o área es o puede ser sostenible, aún cuando lo sea a expensas de la integridad global. Un entorno urbano puede sostener sus niveles de consumo y bienestar a costa de crecientes recursos de otros territorios y emisiones de contaminación hacia los mismos, por lo que en términos de la sostenibilidad global no cumple los criterios necesarios, dado que nuevos factores de escala e integración pueden aparecer al exportarse la insostenibilidad (Alberti, 1996; Dahl, 1997a; Rees y Wackernagel, 1996). En este sentido, los desequilibrios ecológicos producidos (por ejemplo: residuos, contaminación, etc.) son internalizados o desplazados por la dinámica del ecosistema global, por lo que no se plantean crisis de modos de vida o de escasez de recursos en estas ciudades, que en principio pueden considerar que realizan pautas de desarrollo sostenibles (cumplen los requisitos de la sostenibilidad local).

La sostenibilidad global se refiere al análisis agregado a escala planetaria, analizando si es viable la generalización o convergencia de los casos de sostenibilidad local, si no se trata de un *oxímoron* como parece (Rees, 1997; Rees y Wackernagel, 1996). No se puede considerar que la agregación de situaciones sostenibles locales desemboque necesariamente en la sostenibilidad global.

Sin ánimo de complicar en matices las aportaciones de la consideración urbana del término, en otro orden de cosas se acepta el hecho de que sea posible alcanzar situaciones de sostenibilidad en aspectos concretos del sistema urbano: transporte, energía, etc. Se trataría de situaciones específicas y aisladas catalogables como de *sostenibilidad parcial*<sup>115</sup>. Como señala Satterthwaite (1997), también es posible partir de

---

<sup>115</sup> Una ciudad puede tener un magnífico sistema de captación de aguas de lluvia, etc. que permita la sostenibilidad de los acuíferos y los recursos hídricos del territorio, mientras que, en otros aspectos como el transporte o el energético, su situación sea catalogable como de insostenible.

ciudades no sostenibles que contribuyan al desarrollo sostenible global. Es decir, que el desarrollo urbano produjera un impacto mínimo sobre el medio, perfectamente asumible por la capacidad de regeneración de los ecosistemas naturales. En definitiva, la sostenibilidad parcial y local han de converger hacia la sostenibilidad global, aunque no pueden considerarse como causas suficientes para esta última.

Por otra parte, se puede establecer otra aproximación operativa a la sostenibilidad que servirá de base al presente trabajo. A partir de criterios de planificación estratégica, es posible definir una serie de ámbitos de análisis (transporte, residuos, agua, etc.) en los que definir unos parámetros básicos y mensurables (variables flujo y stock) referidos a condiciones específicas de la sostenibilidad (Nilsson y Bergström, 1995). El uso de sistemas de indicadores es un instrumento idóneo en este sentido.

Bajo estos condicionantes, la denominada *sostenibilidad relativa* se configura como el principal instrumento utilizado por las ciudades para implementar el instrumento para la planificación urbana hacia la sostenibilidad: las Agendas Locales 21. El procedimiento habitual es realizar una ordenación en el que se jerarquizan las distintas ciudades en base a su situación concreta en cada ámbito de análisis o en la síntesis de los mismos. De esta manera se establece, a la luz de las experiencias analizadas, cuáles son las mejores estrategias de gestión de los recursos naturales y se estudian los factores que más influyen en las mismas a lo largo del tiempo. No obstante, este enfoque necesita de importantes esfuerzos en la implementación y análisis de sistemas de información estadística, como los realizados por organismos internacionales como Naciones Unidas en sus programas de difusión de Buenas y Mejores Prácticas de Sostenibilidad Local, o la Unión Europea y el ICLEI en la Red de Ciudades Sostenibles Europeas.

De forma complementaria, el concepto operativo de *sostenibilidad absoluta* parte también del uso de indicadores como aproximación válida para el análisis y medida del desarrollo en base al estudio de sus componentes. Sin embargo, se apunta hacia el establecimiento de valores de referencia objetivos, en términos de umbrales y valores críticos establecidos por la comunidad científica internacional. Este concepto está muy relacionado con la perspectiva global de la sostenibilidad, siendo el más utilizado por los modelos descritos en el enfoque de la sostenibilidad fuerte. Desde enfoques transdisciplinarios numerosos equipos de investigación tratan de desarrollar modelos teóricos *ex ante* en los que formular las condiciones de eficiencia económica y ambiental

junto a la de equidad intergeneracional, plasmándose en unos parámetros básicos<sup>116</sup> para las variables poblacionales, tecnológicas, económicas, territoriales y ecológicas. Ejercicios teóricos como éstos pueden permitir la formulación de una referencia en términos absolutos, respecto a la cual comparar la situación relativa de cada ciudad.

### 2.1.3.3. Sostenibilidad fuerte urbana.

Precisamente bajo el enfoque de la sostenibilidad fuerte, las principales aplicaciones al medio urbano se han centrado en el desarrollo de conceptos heredados de la ecología, como ecosistema, entropía, capacidad de carga y huella ecológica. El principal interés desde la perspectiva de la sostenibilidad fuerte es la consideración de los efectos que sobre el ecosistema global tiene la actividad urbana.

Autores como Camagni *et al.* (1998:108), desde una perspectiva coevolucionaria dinámica (Figura 2.1), aportan un modelo de análisis para el cual la sostenibilidad urbana significa un “balance entre los tres medios que constituyen la estructura profunda de la sociedad”. Este hecho se ha de plasmar mediante la “transformación e integración de los principios reguladores de los tres medios”. Como define Lynch (1981), la buena ciudad es aquella en la que se mantiene la continuidad de la dimensión ecológica, permitiendo por otra parte el cambio progresivo (el desarrollo)<sup>117</sup>.

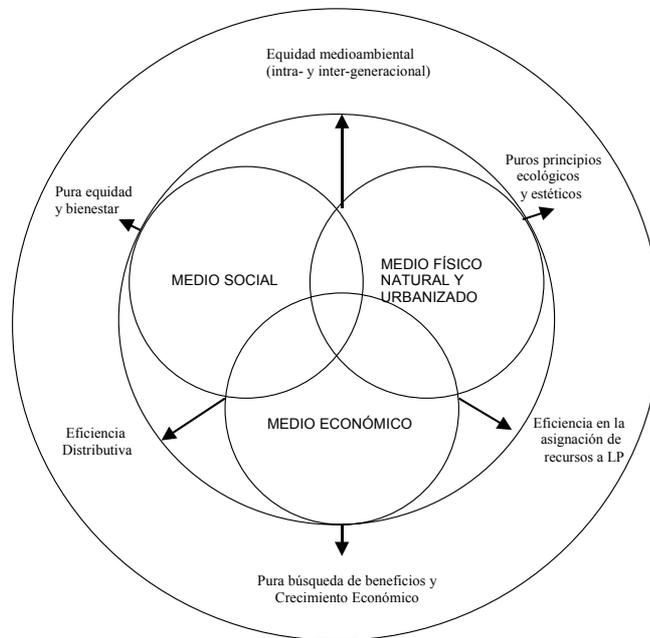
En el capítulo primero se ha comentado que los sistemas urbanos no son autocontenidos, actuando como parásitos que aprovechan los recursos de los ecosistemas naturales. Las ciudades importan sostenibilidad de la periferia (Fernández, 1993), apoyándose para su desarrollo en la apropiación y simplificación de los recursos de territorios cada vez más amplios y alejados y la utilización de otros como sumidero (Naredo, 1994).

---

<sup>116</sup> Normalmente en términos de variables flujo, delimitando umbrales de presión admisible sobre el medio.

<sup>117</sup> Citado en Camagni *et al.* (1998).

Figura 2.1. Principios y políticas de sostenibilidad.



Fuente: Camagni *et al.*, 1998.

Los procesos de desigualdad social y descompensado balance de gestión de los recursos naturales hacen de la ciudad auténticos generadores de insostenibilidad (Haughton y Hunter, 1994). Ya Shunt (1993) al analizar conjuntamente la ecología y el urbanismo, advierte de la inviabilidad de una globalópolis o ciudad mundial como resultado del creciente proceso urbanizador, al menos tal y como se consideran hoy las ciudades. Al extrapolar las prácticas urbanísticas vigentes, Lynch (1965) avanza los efectos catastróficos de la desmesura del crecimiento urbano, tanto en la vertiente humana (inhabitabilidad, alienación), como en la territorial y ambiental (uso monótono del espacio y de los recursos). En palabras de Naredo (1991) “la ciudad ya no es un proyecto sobre el que cabe incidir, sino una realidad que escapa a su control”.

Siguiendo a Girardet (1996), pocas ciudades, independientemente de su tamaño, pueden considerarse como sostenibles. El reto no radica tanto en crear ciudades sostenibles como en conseguir ciudades en un mundo sostenible (Satterthwaite, 1997). La eficiencia ecológica interna de las ciudades deja mucho que desear. Los recursos urbanos son a veces infrutilizados o no utilizados. El interior de la ciudad se puede

cultivar, reciclar los residuos, ahorrar energía, aumentar la vida útil de las infraestructuras o las viviendas, etc. Las ganancias en la productividad del capital “natural” urbano, mediante reducciones en el consumo, mejoras tecnológicas o de gestión y reciclado o reutilización de residuos, etc. redundan en menores necesidades de recursos del exterior, menor generación de contaminación y recursos. Asimismo, la optimización del uso de estos recursos es una importante fuente de empleo.

#### 2.1.3.4. Entropía y sostenibilidad urbana.

En términos de la sostenibilidad urbana, la aplicación del concepto de entropía parece acabar con las posibilidades de alcanzar una senda de desarrollo sostenible urbano en el pleno sentido del término. Llegará un momento en el que no se pueda sostener el “orden urbano” dado que los niveles de entropía en la biosfera son máximos.

Los ecosistemas naturales necesitan la energía solar para su desarrollo. Las ciudades tienen necesidades crecientes de recursos y energía, más que proporcionales al crecimiento urbano<sup>118</sup>, que superan con creces a los aprovechamientos de energía solar actuales. Caben dos posibilidades para cambiar esta tendencia natural hacia la no sostenibilidad. En primer lugar, optar por una solución basada en la *baja entropía*. Si el proceso de crecimiento y desarrollo urbano fuera posible sin aumentar la entropía de los sistemas naturales, básicamente utilizando la energía solar como input energético básico<sup>119</sup>, el proceso no sería irreversible y por tanto sostenible, al mantenerse el capital natural constante. Para ello, el reflejo de la amplia gama de actividades humanas (residenciales, sociales, productivas, etc.) sobre el entorno ha de tender a cero, adoptándose formas de desarrollo de baja entropía<sup>120</sup>.

---

<sup>118</sup> Se trata de la aplicación del llamado Principio de la Reina Roja, enunciado por Van Valen en 1973 (referenciado en Rueda, 1996c). Este principio toma su nombre de un personaje de “Alicia en el País de las Maravillas” que declara que se ha de correr todo lo posible (generándose cada vez más entropía) para seguir en el mismo lugar (mantener el metabolismo urbano actual).

<sup>119</sup> A la manera de los ecosistemas naturales autocontrolados, con la energía solar se ha de compensar la disipación espontánea de energía del sistema urbano, de manera que no sea necesario extraer energía (transformada en los recursos) de los sistemas naturales y aumentando la entropía en los mismos.

<sup>120</sup> Véase Georgescu-Roegen (1971).

En este sentido, se ha de naturalizar el ecosistema urbano hasta configurar una realidad todavía no conocida: pasar de ciudades entrópicas<sup>121</sup>, basadas en combustibles fósiles, a las ciudades solares. Este nuevo modelo urbano no es más que un paso más hacia el refinamiento de las tecnologías tradicionales de aprovechamiento de la radiación solar y sus derivados (eólica, etc.), recursos más abundantes que los minerales y de baja entropía, para cerrar así los ciclos de materiales, de manera que el sistema urbano sea autocontenido, devolviendo al medio natural los recursos captados para la actividad humana, a través de residuos y materiales que se transformen de nuevo en recursos, o bien a través de flujos de energía revertidos al medio. Para ello se han de desarrollar conjuntamente mecanismos de internalización del deterioro ambiental.

En segundo lugar, se puede optar por el *control ecológico*. Los frenos ecológicos al crecimiento de las poblaciones están basados en las relaciones de interdependencia entre las especies de las cadenas tróficas y con el medio que las rodea. En términos urbanos, el control ecológico se traduce en el desarrollo de instrumentos preventivos que aseguren un tamaño y densidad urbana que generen unos flujos de materia y energía y residuos acordes a la capacidad de carga y posibilidades de regeneración de los ecosistemas naturales que abastecen al asentamiento.

#### **2.1.3.5. Capacidad de carga y huella ecológica urbana.**

Como apunta Girardet (1996), la ciudad puede ser también considerada como un inmenso organismo, con un metabolismo complejo que procesa alimentos, combustible y todos los materiales que necesita la civilización. Un instrumento analítico que nos permite entender en mejor medida las relaciones en términos de capacidad de carga y necesidades urbanas es el concepto de *huella ecológica*. Al comparar la presión sobre el medio ejercida fundamentalmente para satisfacer consumos en definitiva urbanos, con la capacidad ecológica disponible se constatan los riesgos de la sostenibilidad global a costa de una mayor desigualdad en el desarrollo.

El modelo desarrollista seguido por las ciudades actúa como si los niveles de capital natural (recursos, calidad de los ecosistemas, etc.) fueran ilimitados, es decir, considerando que la capacidad de carga del planeta es infinitamente flexible. Como

---

<sup>121</sup> Aplicando las leyes de la termodinámica, Georgescu-Roegen apunta que los procesos económicos ni crean ni consumen energía o materia, sino tan sólo transforman baja en alta entropía, desbancando con ello toda posibilidad de reversibilidad.

señala Rees (1996a), “la población humana y el consumo se están incrementando mientras que el total de la superficie productiva y el stock de capital natural están fijos o en declive”. La sostenibilidad presupone la existencia futura de los recursos naturales y ambientales necesarios para el desarrollo de las generaciones venideras. En este sentido, el urbano, donde el análisis del concepto de capacidad de carga y de huella ecológica adquiere pleno significado (Rees y Wackernagel, 1996).

Ante las necesidades crecientes de recursos ambientales, las ciudades se desvinculan de sus límites físicos y aumentan su hinterland cada vez más lejano y discontinuo, a través del comercio, el transporte y los ciclos de materia y energía (Rees y Wackernagel, 1996). Los flujos de capital natural apropiados por la población constituyen su capacidad de carga apropiada.

La huella ecológica de las ciudades, también llamada capacidad de carga apropiada, tal y como fue definida por Rees (1992), se refiere al área requerida para abastecer de productos alimenticios, materiales y energía a la población urbana y para absorber el CO<sub>2</sub> y los residuos generados por la comunidad. En definitiva, los asentamientos urbanos usan capital natural o ambiental de diversas partes del mundo, exportando a lugares lejanos sus residuos y la escasez futura de recursos. La huella ecológica es la estimación de esa demanda de capital natural, agregando las áreas ecológicas dondequiera que estén localizadas.

Muchas ciudades importan recursos y exportan residuos y contaminación a entornos no necesariamente cercanos, en ocasiones carentes de desarrollos normativos e institucionales proteccionistas del medio ambiente. Sin entrar en profundidad en aspectos propios a la actualización de la Economía Institucionalista, autores como Fernández (1993; 1996) achacan a la globalización de las economías urbanas los efectos de degradación social y ambiental importados por entornos urbanos de áreas localizadas en países en vías de desarrollo. Si bien la globalización favorece estas tendencias al generalizarlas, la raíz de estos desequilibrios es más profunda y radica en las tradicionales ineficiencias del mercado como institución para asignar recursos.

Considerando entre sus requisitos el referido a la capacidad de carga, Stren *et al.* (1992) resumen en tres las condiciones para poder considerar a una ciudad sostenible:

- a) que la misma adopte la mejor tecnología disponible para minimizar el impacto sobre los recursos naturales.

- b) que la capacidad de carga que “importe” de otras regiones sea derivada de que esas regiones tienen un superávit de capacidad de carga.
- c) que la ciudad compense a dichas regiones por el valor ecológico productivo sustraído.

Desde un enfoque ecosistémico tal y como el expuesto en el capítulo primero, la alternativa, en términos de sostenibilidad, queda planteada en la transformación del sistema parasítico hacia uno simbiótico (Peacock, 1995; Rees, 1998), donde la asociación entre ciudad y medio es de interdependencia mutua absoluta y cada uno aporta al otro los requisitos fisiológicos de los que aquel es deficiente. Para ello son necesarios dos aspectos:

- a) **Metabolismo circular.** De tal manera que la transformación de los productos y la energía, así como la generación de residuos de desecho resulten beneficiosos para los sistemas rurales y naturales. En una ciudad con metabolismo circular, todos los residuos se podrían reutilizar. En la actualidad es generalizable el hecho contrario, por lo que la capacidad de carga de los ecosistemas resulta muy dañada de forma directa (ante la contaminación de todo tipo) e indirecta (ante los efectos del cambio climático y la reducción de la biodiversidad, por ejemplo, provocados a su vez por la acción humana industrial y urbana en otros ámbitos).
- b) **Racionalización del consumo y de la generación de residuos no reutilizables.** La explotación de los recursos ambientales no ha de suponer la pérdida de los equilibrios ecológicos, así como sobrepasar la capacidad de regeneración que tiene el medio en materia de recursos renovables. Asimismo, los residuos y desechos no asimilables por la naturaleza no han de superar la capacidad de carga, o nivel máximo de contaminantes. Con el actual desarrollo tecnológico, no siempre es posible reutilizar o reciclar los residuos. En este sentido, aparece el siguiente hecho paradójico: para re-utilizar o recuperar los residuos es necesario en muchos casos realizar consumos energéticos elevados para transformar el residuo de nuevo en recurso. Por una parte el residuo no se vierte al medio, pero por otra, la energía consumida lo deteriora.

La sostenibilidad se traduce en la restauración, mantenimiento, estimulación y cierre de los flujos o cadenas existentes entre el sistema urbano y el ecosistema global. Asimismo, la comprensión del valor del capital natural y el cierre del ciclo de los recursos se consideran como condiciones necesarias para sostener el desarrollo urbano.

La capacidad de carga de los ecosistemas urbanos depende del comportamiento de sus habitantes (ritmos de producción, hábitos de consumo), de la interrelación sinérgica entre factores espaciales y de la habilidad de los sistemas de cerrarse a la naturaleza que se encuentra distribuida a modo de mosaico en el área desarrollada (corredores verdes, lagos, etc.).

En términos del balance de materias, el ecosistema global es un sistema autocontenido en el que el metabolismo lineal urbano puede desembocar en una clara insostenibilidad. Las aglomeraciones urbanas e industriales suponen sumideros de recursos, auténticos agujeros negros consumidores de materia y energía del entorno. Como señala el Informe Dobris (EEA, 1995), una ciudad europea con un millón de habitantes consume una media diaria de 11.500 toneladas de combustibles fósiles, 320.000 toneladas de agua y 2.000 toneladas de alimentos. A cambio, se producen 25.000 toneladas de CO<sub>2</sub>, 1.600 toneladas de residuos sólidos y 300.000 toneladas de aguas residuales.

En el análisis de Vancouver (Rees, 1996; Wackernagel y Rees, 1995), se destaca que “la economía de la ciudad se apropia de una superficie 175 veces mayor que su área geopolítica, para mantener su actual estilo de vida”. Asimismo, Rees (1995) estima que los Países Bajos necesitan cerca de 15 veces el territorio nacional para abastecer a su población de 15 millones.

Wackernagel *et al.* (1997) por otra parte aportan los siguientes ejemplos: El canadiense medio requiere 7 hectáreas de tierra biológicamente productiva y 1 hectárea de espacio marítimo productivo para mantener el actual nivel de consumo. Sin embargo, en comparación, el americano medio mantiene una huella ecológica cerca del 30% superior, el italiano medio la mitad, mientras que el suizo y el alemán medio ocupan algo más de 5 hectáreas.

Como señalan Wackernagel y Rees (1995), si la población mundial viviera según el estilo de vida urbano norteamericano, serían necesarios al menos dos planetas adicionales para producir los recursos y absorber los residuos generados ante la nueva carga ecológica. La ciudad de Londres por ejemplo (IIED, 1995), con un 12% de la población británica, necesita un área equivalente a 120 el Londres administrativo, prácticamente la totalidad de la tierra productiva del país; los cerca de dos millones de

habitantes que viven en la cuenca del Lower Fraser (Vancouver, Canadá) dependen de un área 19 veces mayor que sus límites urbanos.

En Folke *et al.* (1997) se analizan las necesidades de inputs de las 29 principales ciudades de la región del Mar Báltico. Según los resultados obtenidos, estas ciudades necesitan un área de ecosistemas naturales para soportar su desarrollo de entre 500 y 1.000 veces la actual.

La presión sobre un ecosistema determinado se deriva del solapamiento de las huellas ecológicas de las distintas poblaciones que se sostienen a partir de los recursos y calidad ambiental del mismo. Muchos territorios, donde la riqueza y productividad de su capital natural es elevada (p.e.: Amazonia), sufren una creciente tensión ambiental derivada de importantes demandas de materiales y energía destinadas hacia las grandes ciudades y grandes zonas industriales, lo que redundaría en la no sostenibilidad de esos ecosistemas locales. Por otra parte, los grandes asentamientos urbanos se configuran en auténticos "agujeros negros entrópicos que devoran la energía y la materia de toda la ecosfera" (Rees y Wackernagel, 1996: 237). La tendencia de todos los sistemas a disiparse ante la ley de la entropía se compensa en las ciudades mediante la importación de energía y materiales (exergía) de los ecosistemas naturales a los que exporta la entropía resultante (residuos y desorden).

En definitiva, el análisis de la huella ecológica urbana permite también una medida agregada del déficit ambiental de los entornos urbanos, herramienta muy útil para elaborar evaluaciones de impacto ambiental urbano (Ravetz, 2000).

## 2.2. Cuantificación del desarrollo sostenible.

Antes de pasar a los aspectos concretos de la medición del desarrollo desde la "Ciencia de la Sostenibilidad"<sup>122</sup>, es necesario hacer una breve referencia a un tema estrechamente relacionado: el enfoque de la Economía del Bienestar, en concreto las cuestiones referidas a la posibilidad de medir el desarrollo, así como a su comparabilidad en el tiempo y en el espacio.

En el primer apartado se clasifican los distintos enfoques en la medición del bienestar, de los que el presente trabajo adopta una aproximación basada en el “Enfoque de los Indicadores Sociales”, muy vinculado con los indicadores de sostenibilidad ampliamente utilizados en la actualidad. Los apartados siguientes persiguen el objetivo de revisar de forma estructurada las principales iniciativas en el marco de la cuantificación del desarrollo sostenible mediante el uso de indicadores.

### 2.2.1. Enfoques en la medición del desarrollo sostenible.

Al igual que ocurre recientemente con el concepto de sostenibilidad, el término *desarrollo* se usa en la literatura económica desde hace bastante tiempo de forma muy genérica, siendo pocas las referencias que definen de forma específica y excluyente el término. La profusión en su uso no ayuda a la delimitación del término, el cual aparece dibujado siempre de forma muy difusa, asociado a términos como calidad de vida, consumo y crecimiento económico.

Pena (1977) diferencia claramente estos conceptos: *crecimiento* es el aumento cuantitativo de diversos tipos de productos y mercancías, mientras que *desarrollo* aporta una perspectiva más cualitativa, al referirse a la elección de organización social y del sistema económico en su conjunto. Según este autor, *bienestar* supone la integración entre las dimensiones económica y social.

En el mismo sentido, Daly (1992:27) establece que “crecer significa aumentar naturalmente de tamaño, al añadirse nuevos materiales por asimilación o crecimiento. Desarrollar es ampliar o realizar las potencialidades de algo; llevar gradualmente a un estado más completo, mayor o mejor. El crecimiento es un incremento cuantitativo en la escala física, en tanto que el desarrollo es una mejora o despliegue cualitativo de las potencialidades”.

Para Passet (1996:29), el desarrollo es definido como “crecimiento multidimensional de la complejidad”. Para Constanza *et al.* (1999), el bienestar humano puede alcanzarse mediante el aumento del uso de materia/energía en la producción (crecimiento) o a través del incremento de la eficacia en el uso de los recursos (desarrollo). Existen unos límites claros al crecimiento, pero no al desarrollo. El

---

<sup>122</sup> Dodds (1997:108) se refiere a la Ciencia de la Sostenibilidad como “el estudio del bienestar humano en un contexto de integración entre los sistemas económico, social y biofísico”.

crecimiento se refiere a la expansión cuantitativa en la escala de las dimensiones físicas del sistema económico. Por el contrario, el desarrollo se refiere al cambio cualitativo de un sistema económico, físicamente no creciente, en un equilibrio dinámico con el medio ambiente.

Sin profundizar en las cuestiones teóricas propias de la Teoría del Bienestar<sup>123</sup>, hay que destacar la dificultad que supone la medida del bienestar. Para muchos autores (Brekke, 1997) se parte de la premisa de que dicha medida no es posible, tan sólo la aproximación a las características (o componentes) del bienestar, hecho que plantea no menos problemas teóricos derivados del carácter multidimensional del desarrollo (Maasoumi, 1998) y de los indicadores que habitualmente se utilizan, donde los aspectos sociales son minusvalorados desde el análisis económico (Bacquelaine, 1993). Algunos autores apuestan por la delimitación de unos "estándares de vida" que permitan referenciar el nivel de bienestar de forma objetiva (Sen, 1987). Tinbergen (1991), al preguntarse sobre la posibilidad de esta medida, propone cerca de cincuenta componentes.

En términos generales, el desarrollo<sup>124</sup> se entiende como un proceso que va más allá del crecimiento económico *per se*<sup>125</sup>. El Desarrollo tradicionalmente se traduce en la mejora de las condiciones de vida de la población, refiriéndose a condiciones físicas tales como alimentación, vivienda, etc., así como a otras necesidades inmateriales o subjetivas tales como educación, cultura, salud o calidad del entorno que conforman la calidad de vida (Sen, 1987; Nussbaum y Sen, 1993; Friedman, 1997; Mukherjee, 1989; Rueda, 1996b).

---

<sup>123</sup> Para un análisis teórico del tema véanse cualquiera de los pioneros trabajos de Samuelson (1956), Arrow (1951), Bergson (1938), Sen (1982a; 1982b; 1991) y más recientemente los manuales de Johansson (1991) o Baumol y Wilson (2001). Para un análisis aplicado que relaciona la medición del bienestar con la aproximación cuantitativa basada en el uso de indicadores véanse Andrews y Withey (1976) para el caso de los Estados Unidos y Zarzosa (1996) para España.

<sup>124</sup> Aquí se consideran los términos bienestar y desarrollo como sinónimos, si bien se reconoce que el segundo no profundiza en todos los aspectos psicológicos derivados de "la satisfacción de necesidades" tal y como hace el primero (Sen, 1988). En el orden económico (asignación de recursos escasos), el término desarrollo abarca ampliamente todos los significados del primero.

<sup>125</sup> De ahí las limitaciones derivadas del uso del PNB como medida significativa del bienestar de una nación (Pearce *et al.*, 1990:1), junto a otras ampliamente estudiadas referidas a los sesgos metodológicos como medida agregada (Parker y Siddiq, 1997).

En este sentido, se ha desarrollado una fecunda línea de trabajo en base al análisis de una representación más o menos consensuada del desarrollo como es la “calidad de vida” a partir de componentes como la salud, la riqueza material o la calidad ambiental.

Pearce *et al.* (1990:2) consideran el desarrollo como un “vector de objetivos sociales a maximizar”, entre cuyos elementos se encuentran los siguientes componentes: aumento de la renta real *per capita*, mejoras en la salud y el estado nutricional, logros educativos, acceso a los recursos, distribución más equitativa de la renta y mejoras de las libertades básicas. Los mismos autores proponen el uso de un indicador sintético para representar el nivel de desarrollo de un territorio, en correlación con estos elementos.

Como señala Bartelmus (1994a:1) “se necesitan definiciones cuantitativas de estos conceptos para medir el progreso hacia las metas del desarrollo”. Sin embargo, resulta sumamente difícil medir un concepto tan complejo donde imperan las connotaciones subjetivas y cualitativas.

En base a la clasificación seguida por Pena (1977) y Zarzosa (1996) se pueden distinguir tres enfoques para la medición del bienestar social: el de las Funciones de Utilidad, el Contable y el referido a los Indicadores Sociales. A continuación se aplica dicha clasificación para exponer sucintamente las distintas aproximaciones a la medida del desarrollo sostenible.

#### **2.2.1.1. Enfoque de las Funciones de Utilidad.**

Este primer enfoque se basa en la determinación de la función de utilidad colectiva (función de bienestar social) mediante las funciones de utilidad individuales.

Según el conocido *teorema de la imposibilidad* (Arrow, 1951), se comprueba que una función de bienestar social con unas características básicas que aseguren a la vez la eficiencia y la equidad de la misma no se puede derivar directamente de las funciones de bienestar individual. Por tanto, no existe una única función de bienestar social, sino que dependerá de los juicios de valor y premisas éticas implícitas en los mecanismos para pasar del bienestar individual al social.

La principal solución es suponer la existencia de un planificador central, una especie de “dictador benévolo” que defina las preferencias de la sociedad y asigne los recursos a lo largo de las generaciones en base a esta función de utilidad social. Esta idea

está en línea con la dominante dentro de la Teoría del Bienestar, desarrollada a partir de los trabajos de Bergson (1938) y Samuelson (1947).

Por otra parte, al referirse a la comparabilidad, dos son los problemas de la utilización de medidas del bienestar social basadas en la comparación de la utilidad:

- a) Problemas derivados de la comparación de la medida de bienestar entre países o sujetos. La comparación en el mismo momento temporal supone aplicar la asunción de que estos individuos o países son homogéneos (en términos de diferencias culturales, sociales, etc.): que tienen la misma función de utilidad y preferencias. En cierta manera, la comparación sólo es posible recurriendo a juicios de valor subjetivos y asumiendo que la base cultural es irrelevante para las preferencias (Brekke, 1997:93).
- b) Problemas derivados de la comparación de la medida de bienestar en el tiempo. Resulta difícil determinar la utilidad total derivada de los consumos presente y futuros, pues las preferencias están en función al momento temporal seleccionado y, por tanto, son desconocidas.

Estos problemas son soslayados desde la visión paretiana del bienestar, la cual asume que es imposible determinar una función de bienestar social, dado que no se pueden realizar comparaciones entre funciones distintas de utilidad individuales (sólo es posible pues una medida ordinal del bienestar). De esta forma, únicamente se acepta una situación de distribución del bienestar distinta a la actual si la misma no supone que empeore la situación de algún miembro de la sociedad.

Por otra parte, se han de mencionar las teorías no basadas en el concepto de utilidad<sup>126</sup> y la maximización de valor presente neto que hacen los modelos neoclásicos. Aplicando la Teoría de la Justicia de Rawls (1971) a una perspectiva intertemporal, se consigue una justificación para la equidad o justicia intergeneracional, donde el objetivo es maximizar el bienestar de la generación en peores condiciones. Dado que los individuos desconocen la generación que les toca vivir (en términos de momentos temporales con abundancia de recursos o viceversa), situación similar a la toma de

---

<sup>126</sup> En Hausman y McPherson (1996) se encuentra una revisión desde el campo de la filosofía aplicada a la teoría económica.

decisiones bajo un “velo de ignorancia”, la adopción del criterio *maximin*<sup>127</sup> llevará a una situación en la que se evitará precisamente el agotamiento de los recursos para las generaciones futuras, pues cada generación ignorará el período en que discurrirá. En otras palabras se trata de “un estándar de bienestar definido como el nivel de consumo de la generación en peores condiciones”.

Cada generación se provee de recursos, dejando al resto en condiciones no inferiores a la peor (Solow, 1986:143). Con esta regla de comportamiento intertemporal implícito se asegura que las generaciones futuras tengan al menos las mismas posibilidades de acceso a los recursos naturales (catalogados como bienes primarios) que las generaciones precedentes (Pearce *et al.*, 1990).

Rawls (1971:92) habla de “bienes primarios” refiriéndose a ellos como “algo que supuestamente necesita un hombre racional, con independencia de sus otros deseos”. Entre estos se encuentran “derechos y libertades, poderes y oportunidades, ingresos y riqueza, autoestima, salud, inteligencia e imaginación”<sup>128</sup>. Este otro concepto, reformulado por Sen (1985) que los llama “funciones” o “capacidades”, se encuentra muy cercano al usado en la Economía Ecológica al referirse a las “funciones ecológicas o ambientales”, definidas como aquellas funciones necesarias para el sostenimiento del ecosistema global y por tanto de los ecosistemas urbanos.

Según la ortodoxia en esta perspectiva, las principales medidas que se emplean para el grado de bienestar o desarrollo provienen del análisis de la desigualdad de la renta (renta *per capita*), normalmente en base a una medida normativa a partir de una función de bienestar dada como referencia<sup>129</sup>.

#### **2.2.1.2. Enfoque Contable.**

Este enfoque parte de la premisa de la estrecha relación existente entre crecimiento económico, desarrollo y bienestar. Como efecto derivado de la dificultad del estudio cuantitativo de la realidad social, el concepto de bienestar se asimila básicamente a una de sus dimensiones, la económica, refiriéndose por tanto al bienestar económico.

---

<sup>127</sup> Se maximiza el nivel de bienestar mínimo a lo largo de las sendas de evolución posibles, para lo cual se ha de localizar la generación más pobre dentro de cada senda, para encontrar la senda que maximice el bienestar de esa generación.

<sup>128</sup> Citado en Brekke, 1997:129.

<sup>129</sup> Como referencia a análisis del Bienestar dentro de este enfoque hay que destacar el número 50 del *Journal of Econometrics*.

Una medida del mismo a nivel nacional es el Producto Nacional Bruto (PNB), utilizado como indicador por excelencia del desarrollo o del bienestar nacional, englobada en el sistema de cuentas nacionales (SCN/SNA).

Descontada del PNB la amortización del capital, se llega al Producto Nacional Neto (PNN)<sup>130</sup> como medida agregada del bienestar. Se pueden resumir en tres las finalidades que persigue dicho agregado: Como indicador agregado de la actividad económica; como indicador del nivel de consumo que la economía puede sostener; y como indicador de bienestar.

El PNN cumple su primera función, meramente cuantitativa, con gran fiabilidad si no se consideran por otra parte las lagunas derivadas de los problemas en la obtención de información de la economía sumergida o informal.

En relación al segundo objetivo, es precisamente la orientación original de los trabajos de Hicks (1940), Lindahl (1934), ampliados a la dimensión ambiental por Solow (1974) y Hartwick (1977) entre otros.

En referencia a la tercera y más ambiciosa de sus finalidades, ha de partirse del hecho de que, si bien existe una clara correlación entre actividad económica, consumo y bienestar, no son condición necesaria de la existencia de bienestar y su distribución equitativa. Las mayores críticas se centran en el excesivo peso atribuido al consumo (Schumaker, 1973) y la ampliación de la llamada “brecha del bienestar” (Turner y Tschirhart, 1999) o diferencia entre PNB y bienestar de la sociedad.

Cada vez son más fuertes las críticas sobre la representatividad del PNN para valorar los niveles de desarrollo, satisfacción y bienestar de una economía, así como compararlos en el tiempo y el espacio (Dasgupta y Mäler, 1998; Daly y Cobb, 1989). Muchas de estas críticas se basan en que el PNN tal y como es actualmente cuantificado no refleja las consecuencias que sobre el bienestar tiene la degradación ambiental.

Dentro de este enfoque se engloban una línea de trabajos que trata de crear un amplio sistema de cuentas sociales (Fox, 1985) que abarque la realidad económica y

---

<sup>130</sup> Se trata de un agregado macroeconómico que ha sufrido pocos cambios desde sus primeros enunciados hace casi setenta años (comparar Lindahl, 1933 con United Nations, 1993).

social. La elaboración de cuentas satélites que reflejen las actividades sociales, así como la ampliación a la esfera ambiental configurando el llamado SEEA<sup>131</sup> (UN, 1993; Bartelmus, 1995; 1998; Holub *et al.*, 1999), son los principales caminos seguidos para la integración de tales conceptos, necesaria para aproximarse en mayor medida a la medida del desarrollo y el bienestar<sup>132</sup>.

Dado que el uso del PNB y de la contabilidad social parten de la asunción implícita de una función de bienestar objetivo, de nuevo se repiten los comentarios anteriores referidos a la comparabilidad de este tipo de medidas de bienestar<sup>133</sup>. Por otra parte, al usar el PNB (o el PNN), el bienestar se resume en un concepto meramente cuantitativo (consumo y producción), sin considerar las referencias culturales, psicológicas, etc., por lo que no puede usarse como índice de bienestar social<sup>134</sup>. Este hecho ha sido ampliamente criticado por los defensores de formas de desarrollo no basadas en la mera acumulación (Schumaker, 1973; Max-Neef, 1995).

### 2.2.1.3. Enfoque de los Indicadores Sociales<sup>135</sup>.

En la actualidad resulta cada vez más amplia la divergencia entre el crecimiento económico por un lado y nivel de desarrollo (considerando el capital ambiental) o calidad de vida de la sociedad por otro. Este hecho fundamenta la necesidad de establecer medidas complementarias a las tradicionales (monetarias como el PNB) de las variaciones en la calidad de vida y bienestar, prioridad en la que se basa el resurgimiento reciente del enfoque de los indicadores sociales.

---

<sup>131</sup> Sistema de cuentas ambientales y económicas integradas. Otro referente importante es el sistema internacional NAMEA (National Accounting Matrix including Environmental Accounts) que relaciona la información económica de las Tablas Input-Output con aquella otra información sobre consumo energético, emisiones y polución. El NAMEA se ha desarrollado primeramente en Holanda (Haan y Keuning, 1996), así como en Dinamarca (Jensen y Pedersen, 1998), Italia, Suecia (de Boo *et al.*, 1993), Japón, Alemania y Reino Unido (revisados en Haan, 1999).

<sup>132</sup> En Eisner (1988) se hace una revisión de las principales metodologías para incorporar cuestiones sociales y ambientales en la contabilidad nacional.

<sup>133</sup> Entre otros ejemplos de análisis del bienestar en este enfoque destacan Cobb y Cobb (1994), Aronsson *et al.* (1997) y Brekke (1997).

<sup>134</sup> En este sentido, sobresale el conocido artículo de Cobb *et al.* (1995a), constatando que el crecimiento continuado del PNB norteamericano no refleja las desigualdades crecientes y las reducciones en la calidad de vida de los ciudadanos.

<sup>135</sup> El capítulo siguiente profundiza ampliamente en aspectos relativos a los indicadores sociales, destacando la idoneidad de su aplicación a la consideración de aspectos ambientales en la medición del desarrollo y de la calidad de vida.

El movimiento moderno de los indicadores sociales se puede decir que se inicia a finales de los sesenta<sup>136</sup>, con un gran desarrollo en los setenta, configurándose como rechazo al dogma imperante hasta entonces de medición del bienestar social en base a indicadores estrictamente económicos o monetarios que dejan de lado muchas consideraciones importantes (externalidades) para evaluar el verdadero coste/bienestar social<sup>137</sup>. La toma en consideración de más y mejor información sobre aspectos cualitativos y sociales para la toma de decisiones se configura como el motivo principal de este enfoque<sup>138</sup>, el cual reconoce que la relación entre crecimiento económico y bienestar no recoge aspectos fundamentales para la segunda tales como la calidad de vida, la educación, etc. que no aparecen recogidos en las medidas tradicionales como el PNB (Ram, 1982).

Dada la heterogeneidad del objetivo último (la medida del desarrollo), mediante los indicadores es posible cuantificar los componentes de dicho concepto de forma más eficiente que un modelo contable, más genérico, o la definición de funciones de utilidad individuales no homogéneas con la utilidad social. Al tratar de medir de forma global el bienestar, aparecen un gran número de posibilidades, pudiendo elegirse entre medidas materiales (pobreza, renta, vivienda, nutrición, calidad del medio, etc.), relaciones sociales (calidad de las relaciones familiares, solidaridad, alienación, delincuencia, derechos, etc.), o cualquiera de las dimensiones cultural, estética, espiritual o moral de la vida. Esta diversidad ha dado lugar a la consideración de medidas subjetivas (basadas en las percepciones subjetivas que tiene el individuo de su bienestar) y medidas objetivas

---

<sup>136</sup> Esta tendencia se traslada rápidamente a todos los ámbitos de las ciencias sociales hasta finales de los setenta, fecha en la que parece perder fuerza, quedando limitada a parcelas específicas de la Sociología o Psicología. Entre las causas explicativas a esta evolución están: la heterogeneidad de los estudios realizados y la carencia de una base teórica integradora sobre los factores del desarrollo que diera coherencia al movimiento (Cobb y Rixford, 1998). Sin pretender ser exhaustivo, sobre indicadores sociales destacan las referencias a Bauer (1966), Biderman (1966), Sheldon y Moore (1968), Cohen (1968), Bell (1969), Andrews y Withey (1976), Carley (1981), Sullivan (1983) y Andrews (1996), entre otros. En España destacan los trabajos realizados por la Fundación FOESSA (1967;1983), Campo Urbano (1972), Carmona Guillén (1977), Pena (1977, 1994), García-Durán y Puig (1980), Sanz y Terán (1988), INE (1981, 1991, 1997), Setién (1993) y Fundación La Caixa (2001, 2002), entre otros.

<sup>137</sup> Entre las mismas, como apuntan Scott *et al.* (1996), están desde la minusvaloración de la participación del trabajo doméstico en el PNB hasta la no consideración del factor ambiental.

<sup>138</sup> “El fruto de los indicadores sociales es más una contribución directa al conocimiento de los agentes decisores que a sus decisiones. Éstas emergen de un mosaico de inputs, incluyendo componentes subjetivos, políticos y técnicos” (Sheldon y Parke, 1975: 698).

(factores observables desde el exterior, como la esperanza de vida, tasa de delincuencia, nutrición, etc.).

La mayoría de análisis se decantan por la evaluación directa de los componentes materiales, dada su mayor neutralidad como componentes “universales” del bienestar, independientemente del contexto cultural o social concreto (UNRISD, 1972). Tradicionalmente, los indicadores sociales parten de la base de objetivos sociales generales que se dividen en subáreas u objetivos específicos. Estas áreas son representadas por indicadores físicos (OECD, 1973). En esta línea, muchos trabajos englobados en la corriente de los indicadores sociales han tratado de obtener un índice sintético que aproxime, mediante los condicionantes objetivos, el nivel general de desarrollo, calidad de vida o bienestar (Pena, 1977; IISP, 1995).

No obstante, también se desarrollan aportaciones relativas a la medida subjetiva del bienestar, entre las que destaca la publicación de la Fundación Russell Sage (Campbell y Converse, 1972) en la que se realiza una valoración subjetiva de la calidad de vida<sup>139</sup>.

Es durante los años ochenta cuando el interés por los indicadores sociales se centra en la definición de “estándares mínimos” y “necesidades básicas”, así como la constatación del grado de cumplimiento de las mismas por los países subdesarrollados o en vías de desarrollo (Streeten, 1984). Desde esta perspectiva, la orientación que aporta Sen (Sen *et al.*, 1987; Sen, 1985; 1987; 1993) en la medida del bienestar y la calidad de vida no se centra en la renta *per capita* u otros productos realizados (“funciones” en la terminología de Sen), sino en la evaluación social mediante el “enfoque de las capacidades<sup>140</sup>”, es decir, las capacidades de las personas de elegir libremente una calidad de vida u otra, en términos de determinados hechos que sean valorables (entre ellos, el crecimiento económico). Sin embargo, este último enfoque plantea serios problemas metodológicos todavía no resueltos satisfactoriamente (véanse Griffin y Knight, 1989 y Sudgen, 1993).

El uso de los indicadores sociales perceptivos o subjetivos posibilita la evaluación del bienestar como un “favorable estado de la mente” tal y como definiera el modelo

---

<sup>139</sup> Numerosas aportaciones en materia de indicadores sociales subjetivos pueden encontrarse en la revista *Social Indicators Research*.

<sup>140</sup> Lo que Cobb (2000) denomina el modelo de “having, doing, and being”.

utilitarista de Bentham. La calidad de vida es un concepto básicamente marcado por factores psicológicos tales como la sensación de placer y la satisfacción de necesidades (Michalos, 1980). No obstante, existe poca correlación entre los niveles de bienestar medidos mediante indicadores objetivos o utilizando los subjetivos.

Muy influenciado por la línea de trabajos con medidas del desarrollo mediante indicadores sociales objetivos que tratan de medir las “capacidades” (World Bank, 1996b; 2000), se encuentra el Índice de Desarrollo Humano (IDH), elaborado por el Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas (UNDP, 1992). Este índice es una medida del desarrollo más amplia que la del propio crecimiento económico obtenida mediante el PNN y por tanto complementaria al mismo. Se trata de una combinación de indicadores de renta (PIB *per capita*), salud (esperanza de vida al nacer) y educación (combinación de la tasa de alfabetización adulta y la tasa total de matriculación), que permite detectar desigualdades en el nivel medio de desarrollo entre diferentes países<sup>141</sup>, fundamentalmente en vías de desarrollo, dado el propio diseño del índice.

Por otra parte, Naciones Unidas<sup>142</sup> también elabora otras medidas complementarias del desarrollo tales como:

- a) El Índice de Calidad Física de Vida, construido por los indicadores de esperanza de vida, suministro calórico, grado de escolarización y alfabetización adulta.
- b) El Índice de Pobreza Humana, representa la expansión de “capacidades” en el sentido descrito por Sen (1987). Está compuesto por la privación de la longevidad (% personas que no sobrevivirán a los 60 años); del conocimiento (% adultos funcionalmente analfabetos); de la calidad de vida (% personas que viven por debajo del límite de pobreza); y la exclusión social (tasa de desempleo de larga duración).

---

<sup>141</sup> Sin embargo, son importantes las críticas sobre la metodología del IDH (Srinivasan, 1993; Stern, 1994; Sagar y Najam, 1998; Ivanova *et al.*, 1999; y Noorbakhsh, 1998 entre otros), fundamentalmente la no consideración de la distribución interna del desarrollo dentro del país. Una aplicación de las propuestas metodológicas sobre la base del IDH que tratan de corregir los valores obtenidos con la distribución de la renta puede encontrarse en Lasso de la Vega y Urrutia (2000). En Neumayer (2001) se hace otro tipo de correcciones en base a la consideración de los “ahorros genuinos” para adecuar el IDH a una medida de la sostenibilidad.

<sup>142</sup> Naciones Unidas reconoce que las actuales medidas macroeconómicas, como el PNB, no aportan suficiente información acerca de la sostenibilidad (párrafo 40.4 de la Agenda 21, UNCED, 1992), hecho que justifica el desarrollo de nuevos instrumentos.

- c) El Índice de Desigualdad de Género, que incorpora la desigualdad entre sexos al IDH, calculando indicadores diferenciados por sexos y realizando un ajuste en base al grado de disparidad entre hombres y mujeres.
- d) El Índice de Potenciación de Género, centrado en el análisis de la desigualdad sexual en determinadas parcelas (administración, ejecutivos, profesionales, parlamentarios, etc.).

Se puede decir que esta línea ha definido la actuación de Naciones Unidas y el Banco Mundial en materia de Informes del Desarrollo Humano (UNDP, 2000; World Bank, 2000b). Continuando desde la perspectiva de los organismos internacionales que elaboran sistemas de indicadores sociales, se ha de destacar el Programa de Indicadores Sociales de la OCDE iniciado en los setenta (OCDE, 1973) y que culmina con la publicación de 1982, la cual trata de servir como conjunto de indicadores centrales<sup>143</sup> para medir las tendencias en materia de bienestar individual y comparar entre países (OCDE, 1986).

Englobados entre los indicadores sociales, los indicadores de calidad de vida (QoL Indicators) han experimentado un considerable auge, sobre todo para el análisis comparativo entre ciudades o regiones<sup>144</sup> (Johnston, 1988). Como señala Mukherjee (1989), estas medidas se refieren conjuntamente a aspectos objetivos, perceptivos y subjetivos, lo que plantea numerosas limitaciones ampliamente estudiadas (Türksever y Atalik, 2001). No obstante, el peso de los factores objetivos sigue siendo decisivo para este tipo de análisis (Drewnowski, 1970; 1974).

En referencia a la evolución reciente, una serie de matices diferencian el actual uso de los indicadores de desarrollo sostenible del enfoque originario de los indicadores sociales. En resumen, estas diferencias surgen a raíz de la necesidad de nuevos

---

<sup>143</sup> La lista de indicadores sociales de la OCDE (1982) la componen un total de 34 indicadores en los ámbitos de salud, educación, empleo y calidad del trabajador, ocio, distribución de la renta y la salud, ambiente social y seguridad.

<sup>144</sup> Entre los estudios destacables referidos a la medida de la calidad de vida destacan Slotte *et al.* (1991) y Hirschberg (2001). En Glatzer y Mohr (1987) y Cobb (2000) aparece una revisión de las metodologías más importantes. Respecto al análisis a escala urbana, una revisión importante es la de Frick (1986), sobresaliendo los trabajos de Campbell *et al.* (1976), Liu (1976), Morris *et al.* (1988), Sufian (1993) y Türksever y Atalik (2001) *inter alia*. Para España, destacan los estudios de CEOTMA (1982), Setién (1993), García y Puig (1980), así como Alguacil (2000) o Capital (2001) para el nivel urbano.

instrumentos en la toma de decisiones para fundamentar el tránsito desde el “paradigma desarrollista” al “paradigma ambiental” o sostenible<sup>145</sup>.

En este sentido, no solamente se toman en consideración los aspectos sociales y distributivos -tal y como se derivó en un primer momento del enfoque de los indicadores sociales-, sino también se manejan más explícitamente otros conceptos como la equidad intergeneracional, la capacidad de carga del ecosistema, la generación de efectos externos negativos (calentamiento global, agujero de ozono) o el crecimiento incontrolado de la llamada huella ecológica del asentamiento. En definitiva, se integran más dimensiones a la hora de valorar el desarrollo, lo cual acarrea nuevos problemas estadísticos a la hora de elaborar medidas del desarrollo sostenible (Custance y Hillier, 1998; Levett, 1998).

El reciente Índice de Sostenibilidad Medioambiental (ISM), desarrollado para el World Economic Forum (WEF, 2000; 2001), constata esta evolución conceptual. Entre los componentes del mismo se encuentran indicadores referidos no sólo a los sistemas, las presiones y riesgos medioambientales, sino también medidas de la capacidad social e institucional y la cooperación internacional en problemas globales.

Dada la dificultad en la evaluación de los activos ambientales y los efectos de la degradación ambientales sobre el bienestar es necesario recurrir a una evaluación social, de ahí el resurgimiento de los indicadores sociales. “La no existencia de una unidad de medida única no implica incomparabilidad. Ello supone que diferentes opciones sean débilmente comparables, es decir, sin recurrir a un único tipo de valor” (Martínez-Alier *et al.*, 1998:280).

De hecho, autores como Kaufmann y Cleveland (1995:109) abogan por la “combinación de las fuerzas de los indicadores sociales, los cuales miden los factores técnicos y económicos que determinan el uso de los sistemas naturales soporte de la vida y los indicadores derivados de las ciencias naturales, que modelizan los efectos ecológicos a largo plazo del uso de los sistemas soporte de vida”.

---

<sup>145</sup> En Hodge (1997) se hace una revisión de las principales metodologías en materia de indicadores de sostenibilidad desde la perspectiva de los indicadores sociales.

Sin embargo, la evaluación social resulta muy dificultosa dada la ausencia de un “numerario” común (como el dinero). En la práctica, esta evaluación se realiza fijando objetivos, umbrales o estándares para determinados objetivos del desarrollo o simplemente elaborando un sistema amplio de indicadores físicos para mostrar las “tendencias medioambientales”<sup>146</sup>.

Como señala Brekke (1997:157) “hay al menos tres formas de contabilizar la degradación ambiental”:

- a) extendiendo las medidas conocidas de ingreso (PNB sobre todo) para reflejar las restricciones sobre la degradación.
- b) desarrollando medidas de bienestar que incluyan los efectos que sobre el bienestar tiene la degradación ambiental.
- c) considerando al medio ambiente como un bien primario y registrar las variaciones que sufre en términos físicos.

Estas tres vías resumen las principales aportaciones realizadas en el campo de la Economía de la Sostenibilidad. Existe un encendido debate acerca de si es posible encontrar una definición operativa del desarrollo sostenible. Unos autores parten de la posibilidad, mientras que otros plantean la postura contraria ante las dificultades de medición del concepto (Noorgard, 1994). En función al enfoque de partida (modelos de sostenibilidad fuerte o débil) se han desarrollado medidas que en muchos casos pueden ser complementarias.

A continuación se enumeran las principales aportaciones metodológicas en términos de indicadores o medidas de la sostenibilidad, desarrolladas al amparo de las teorías anteriores<sup>147</sup>.

### **2.2.2. Valoración desde la sostenibilidad débil.**

Siguiendo los criterios implícitos en el enfoque neoclásico de la sostenibilidad débil, se pueden definir una serie de medidas o indicadores de pautas de consumo no

---

<sup>146</sup> Se puede afirmar que informes como los generados por el WorldWach (Brown *et al.*, 2000), el World Resources Institute (WRI, 2000) o la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2000) se posicionan en esta línea, como herencia directa del enfoque de los indicadores sociales (Cobb y Rixford, 1998).

decrecientes en el largo plazo. El objetivo a medir se podría denominar Renta Nacional Sostenible (RNS), definida como la cantidad de bienes y servicios  $C^*$  que pueden ser consumidos (en vez de conservados o reinvertidos) en un período de tiempo dado, mientras el sistema económico es capaz de proporcionar el stock de capital necesario para proveer al menos el mismo nivel de consumo real  $C^*$  en todos los siguientes períodos (stock de capital constante).

A continuación se exponen los principales indicadores de sostenibilidad débil recopilados.

### 2.2.2.1. Indicadores de sostenibilidad débil.

#### 2.2.2.1.1. Renta Nacional Hicksiana.

“Renta Nacional Hicksiana” es la renta que una economía puede consumir durante un período específico de tiempo tal que asegure que el bienestar al final del período no sea menor que el bienestar al principio (Hicks, 1946). En este sentido, se habla de una medida de la sostenibilidad hicksiana.

Si el valor del stock del capital total es  $K$ , medido en unidades monetarias,  $K \equiv \pi \cdot X$ , donde  $X = (M, L, R)$  es el vector de stock en unidades físicas, y  $\pi = (p_1, p_2, p_3)$  es el vector de precios relativos.

La Renta Nacional Hicksiana viene asociada a la regla  $dK/dt=0$ . La variación total en el valor del stock de capital puede escribirse como:  $dK/dt = d(\pi \cdot X) / dt$ , que por tanto puede ser debida a cambios en el valor corriente de los ahorros:  $\pi \cdot dX/dt$ , o bien en las ganancias en términos de capital:  $X \cdot d\pi/dt$ .

La Renta Hicksiana puede considerarse un indicador de sostenibilidad, calculando la diferencia entre el consumo actual y el consumo hicksiano que implicaría que  $dK/dt=0$ , lo cual se puede considerar como el objetivo de sostenibilidad, es decir, el

---

<sup>147</sup> Se puede encontrar una revisión de las principales metodologías para elaborar indicadores de sostenibilidad desde las perspectivas débil y fuerte en Rennings y Wiggering (1997), Victor (1991), Pearce y Atkinson (1993, 1995), Pearce *et al.* (1996) y Faucheux y O'Connor (1998), entre otros.

valor del stock de capital de la economía se mantiene intacto de una generación a otra, proveyendo a la sociedad de la Renta Hicksiana para el consumo.

Asimismo, sobre esta base, autores como Solow (1993) y Weitzman (1995) proponen ajustes sobre la contabilidad nacional para con ella medir si un país está en una senda sostenible. En otras palabras, el Producto Nacional Neto ambientalmente corregido dará información acerca de si el consumo de un año es mayor al considerado como sostenible en sentido de Hicks.

#### 2.2.2.1.2. Regla de Hartwick. Ahorros netos.

Hartwick (1977) demuestra que para sostener la utilidad constante a lo largo del tiempo (en un modelo simple de economía cerrada con tecnología Cobb-Douglas, con población constante), es necesario reinvertir exactamente la renta de escasez de Hotelling derivada del uso de los recursos no renovables<sup>148</sup>. La llamada Regla de Hartwick<sup>149</sup> supone por tanto que para la existencia de un consumo sostenible es condición necesaria y suficiente mantener el valor del capital total. Para ello considera que la inversión neta en capital ( $\pi \cdot dX/dt$ ) = 0, es decir, que el valor en términos corrientes del ahorro (la inversión neta en capital), sea igual a cero.

Según esta Regla, en una economía con población constante se tiene que:  $dL/dt=0$ , por tanto:

$$p_1 \cdot \frac{dM}{dt} + p_3 \cdot \frac{dR}{dt} \geq 0$$

Donde el primer término se refiere al valor, en precios corrientes, de la variación en el stock de capital artificial o manufacturado, mientras que el segundo término se refiere al valor corriente de la variación en el stock de capital natural.

---

<sup>148</sup> En el apartado empírico, esta regla encuentra numerosas trabas, siendo más una característica de la senda de crecimiento óptimo. Las críticas se centran en que en lugar de reinversión de la renta de los recursos en su regeneración, protección o sustitución, en realidad se produce el consumo de tales rentas.

<sup>149</sup> Generalizada por Dixit *et al.* (1980) que demuestran que el consumo es constante si la inversión neta es constante en todos los períodos, lo que en ciertas condiciones necesita que la inversión neta constante sea cero.

La aplicación de la Regla de Hartwick como indicador de sostenibilidad no implica necesariamente que no se produzcan variaciones negativas en el valor del stock de capital total, dado que no incluye las variaciones en términos de ganancias de capital  $X \cdot d\pi/dt$ . Es necesario que la economía esté ya en una pauta de equilibrio para poderla considerar condición suficiente para sostener el consumo de ese período (Asheim, 1994).

No obstante, valores positivos del ahorro neto de Hartwick, son señales de una economía que ahorra capital total (económico y natural), generando potencial de consumo para las generaciones futuras. Más que una condición necesaria para la sostenibilidad, es un indicador de la misma, es por ello que Solow (1986) la interprete como “mantener el capital intacto”, proponiéndola como indicador “Hartwick-Solow de Sostenibilidad Débil” o “Regla de Ahorro”, seguido por otros como Mäler (1991), Pearce y Warford (1993), Pearce y Atkinson (1995)<sup>150</sup>.

#### 2.2.2.1.3. Indicador de Sostenibilidad Débil. Regla del Ahorro Genuino.

Una de las aplicaciones de la regla de Hartwick en línea con el criterio de no negatividad del stock de capital es la que desarrollan Pearce y Atkinson (1993; 1995), para valorar el capital natural y el artificial. La sostenibilidad se manifiesta en forma del siguiente indicador económico:

$$\frac{dK}{dt} = \dot{K} = \frac{d(K_M + K_N + K_H)}{dt} \geq 0$$

Donde el capital total (K) es igual a la suma del capital artificial o manufacturado ( $K_M$ ), el capital natural ( $K_N$ ) y el capital humano ( $K_H$ ). Dado que la tasa de variación del capital puede expresarse como la resta entre el ahorro bruto  $S(t)$  y la depreciación del capital  $\delta \cdot K(t)$ , la condición para la sostenibilidad es:

$$S(t) - \delta \cdot K(t) \geq 0$$

Si se descompone el capital en sus tres componentes se tiene que:

---

<sup>150</sup> La regla de Hartwick se ha reflejado en la política económica de algunos países como el Reino Unido, Holanda o Noruega en relación a la gestión de recursos como el gas y el petróleo.

$$s(t) - \delta_M \cdot K_M(t) - \delta_H \cdot K_H(t) - \delta_N \cdot K_N(t) \geq 0$$

Si se considera que el capital humano (conocimiento) no se deprecia, dividiendo entre la renta (Y) en un momento dado se obtiene que:

$$\frac{S}{Y} - \frac{\delta_M K_M}{Y} - \frac{\delta_N K_N}{Y} \geq 0$$

Se trata de una regla o condición básica para determinar si una economía está en una senda de desarrollo sostenible en un momento dado del tiempo, basándose para ello en el stock de capital total no decreciente. Una economía es sostenible si su tasa de ahorro es mayor que la tasa de depreciación del capital natural y el artificial<sup>151</sup>, lo que se viene llamando “genuine savings”, por lo que ésta se considera en la literatura como “Regla del ahorro genuino” (Hamilton, 1994; Pearce *et al.*, 1996). Los "genuine savings", una variante de la contabilidad nacional corregida (Pearce y Atkinson, 1993), consisten en la inversión en bienes y servicios y capital humano, menos el valor del agotamiento de los recursos naturales y el valor de la acumulación de la contaminación y residuos.

Hamilton (2000) y Pearce (2000) entre otros, proponen el uso de este ahorro como indicador de sostenibilidad, dado que ahorros negativos implican que la utilidad futura será menor que la actual. De esta manera se han calculado los ahorros genuinos para diversas naciones, destacando los trabajos en este sentido del Banco Mundial (World Bank, 1995; 1996a; 1997; 1999). Por otra parte, este organismo, junto a Naciones Unidas y la OCDE, desarrolla medidas similares como la medida de la "salud nacional" (Kunte *et al.*, 1998) o del capital social (Narayan, 1999), entendido este último como el papel que juega la coordinación e integración social e institucional, así como el gobierno.

#### 2.2.2.1.4. Regla de Oro Ambiental (green golden rule).

Beltratti *et al.* (1995) y Heal (1996) reformulan el concepto de Renta Hicksiana definiendo la llamada “Regla de Oro Verde” o ambiental (Green Golden Rule<sup>152</sup>) del

---

<sup>151</sup> Esta desigualdad, al estar basada en supuestos neoclásicos, asume la posibilidad de sustituibilidad plena o parcial entre los componentes del capital.

<sup>152</sup> Similar a la Regla de Oro desarrollada por Phelps (1961) y Meade (1962), se conoce como la Regla Keynes-Ramsey.

crecimiento económico, que les permite la consecución del nivel de consumo más elevado que puede mantenerse indefinidamente, pero a partir de unas restricciones ambientales.

Esta Regla supone que a lo largo de una senda óptima, el producto marginal del capital ha de igualar la tasa de descuento, dada la tasa social de preferencia por el consumo presente<sup>153</sup>, así como dadas las limitaciones ambientales.

La principal novedad de la aplicación de esta Regla clásica al terreno de la sostenibilidad es la consideración de una función de bienestar social que no se concentra en los intereses de la sociedad actual (dictadura de la generación presente), como hacen las teorías que descuentan la utilidad futura en la mayoría de los modelos neoclásicos, ni exclusivamente en el muy largo plazo, sino que adopta una posición intermedia.

Heal (1996) muestra que con esta regla se obtienen niveles de recursos naturales más elevados que los obtenidos aplicando el método del descuento de la utilidad futura. Sin embargo, este modelo muestra una elevada complejidad matemática con rígidos supuestos iniciales que hacen poco viable su implementación empírica (Hanley, 2000).

#### **2.2.2.1.5. Producto Nacional Neto corregido o verde (PNNc).**

En una economía que maximiza el valor presente del consumo, el PNNc es igual al valor del consumo más la variación neta en el valor del stock de capital.

$$\text{PNNc} = p_1 C + (\pi \cdot dX/dt)$$

Donde C es la cantidad física de consumo,  $p_1$  el precio de capital artificial (que puede ser consumido o ahorrado) y  $(\pi \cdot dX/dt)$  es el ahorro neto de Hartwick medido en precios corrientes (Solow, 1986).

El PNNc supone no sólo descontar la amortización del capital físico y humano respecto del PNB, sino también la depreciación sufrida por los activos ambientales, así como las pérdidas de recursos naturales y los efectos sociales derivados del aumento de la contaminación ambiental. Es por ello que a nivel teórico se propugne su bondad

---

<sup>153</sup> Como hipótesis del modelo se encuentran la no existencia de externalidades y la población constante.

como indicador monetario de la RNS. De esta manera, la RNS es, en la práctica, estimada restándole al PIB (estimación del  $p_1C$ ) las estimaciones de  $(\pi \cdot dX/dt)$  que representan la depreciación, durante el período corriente, de los stock de capital total. Sin embargo, este hecho supone importantes problemas pues, en estos modelos de economía cerrada, sólo sería posible en el caso en que la misma estuviera en una senda de consumo constante ( $dC/dt = 0$ ), donde la Regla de Hartwick es necesariamente  $(\pi \cdot dX/dt) = 0$ , y que además no se produjeran variaciones en los precios del capital ( $X \cdot d\pi/dt = 0$ ). Así, según la ecuación anterior,  $PNNc = p_1C$ , es decir, el PNNc podría interpretarse como la estimación en términos monetarios del nivel de consumo que puede sostenerse en el largo plazo, manteniendo constante el valor del stock total de capital (incluyendo la depreciación del capital natural). Es un indicador de renta sostenible en sentido Hicksiano.

Con idea de reflejar en mayor medida lo que ellos llaman “bienestar económico” o “consumo genuino” destaca el trabajo de Nordhaus y Tobin (1972). Estos autores proponen corregir el PNB eliminando los llamados “gastos defensivos” o “gastos instrumentales” (aspecto sobre el que profundizan más adelante Daly y Cobb, 1990). El gasto en defensa es un ejemplo que ellos usan, considerando que dicho gasto no tienen efecto directo sobre el bienestar económico de las familias más que como un input, pues no generan utilidad por ellas mismas. El gasto en restaurar la calidad ambiental se clasifica dentro de esta categoría, lo que ha abierto una vía de análisis muy prolífica.

Otra manera de corregir el PNN<sup>154</sup> es a través de los ajustes en base al enfoque de Solow-Hartwick. Según este enfoque arriba comentado, una pauta sostenible se caracteriza por la no reducción de la capacidad productiva (incluyendo todas las formas de capital). Esta condición es posible mediante la reinversión de las rentas de Hotelling (precio menos coste marginal) derivadas de la extracción óptima de un recurso no renovable, en nuevo capital natural o artificial. Hartwick (1990) para ello realiza distintos ajustes sobre el PNN para recoger la depreciación, la pérdida de bienestar o los “gastos defensivos” en reducción de contaminación para cada tipo de capital natural

---

<sup>154</sup> Resulta difícil sistematizar los intentos de modificar el PNB (o PNN) para su adecuación a la problemática del valor ambiental (véase England, 1998 o Neumayer, 2000b, para una revisión). Como señala Passet (1996), se distinguen tres grandes grupos: el ajuste clásico o ampliación, para que el PIB recoja los gastos en materia de protección ambiental (PIB ajustado, tal y como se plantea en el SEEA de Naciones Unidas); la consideración además de los costes derivados del daño ambiental ya producido (PIB sostenible); la toma en cuenta del consumo del stock de capital total (PIB sostenible neto).

(recursos no renovables, recursos renovables y contaminación). Determinando las rentas de Hotelling para cada período, asumiendo que cada input/output está valorado a su correcto precio sombra, las mismas son reducidas del PNN convencional.

Resulta muy popular estimar el PNNc empíricamente a través de sus componentes, sobre la base de precios y cantidades del período corriente<sup>155</sup>. El Serafy (1991) propone un método de contabilidad nacional en el que los ingresos provenientes de una fuente no renovable se dividan en una componente de ingreso y otra de capital, siendo ésta última invertida en activos renovables que compensen la pérdida futura (en términos de ingresos) de los no renovables<sup>156</sup>. Con este método directamente se obtiene una aproximación de la RNS, pues calcula el PNNc desde un principio recogiendo la amortización real de los distintos elementos del capital natural utilizado por la economía. Como señalan Daly y Cobb (1989:72), si se persigue corregir el PNN para que se asemeje a la Renta Hicksiana, ya definida como consumo sostenible, es necesario minorar el PNN con la depreciación del capital natural y los gastos necesarios para reducir los efectos secundarios de la producción (p.e.: gasto en reducción de emisiones de CO<sub>2</sub>).

Si bien todavía no se han producido avances decisivos en este sentido<sup>157</sup>, han sido numerosas las estimaciones del PNNc realizadas, como primeras aproximaciones en la inclusión de la variable ambiental en la contabilización final del bienestar y el desarrollo mediante agregados macroeconómicos<sup>158</sup>. En términos de lo expuesto anteriormente, se trata de calcular el “ahorro” producido en cada generación, de manera que pueda determinarse la variación del stock de capital total, es decir, si son compensadas las pérdidas ambientales mediante mejoras tecnológicas, productivas o bien a través de la sustitución directa entre tipos de capital. El problema deriva de la imposibilidad de

---

<sup>155</sup> Destacan Bartelmus *et al.* (1991), El Serafy (1991), Peskin (1991), Pearce y Warford (1993), Hamilton (1994) o Choi (1994) *inter alia*.

<sup>156</sup> De esta forma se asegura el flujo de rentas de esa inversión que compense el ingreso que se deja de obtener cuando el recurso se haya extinguido.

<sup>157</sup> Por ejemplo, señalar que la Unión Europea desarrolla un sistema contable nacional corregido desde el punto de vista medio ambiental (véase COM 94 670 final de 21/12/94). Asimismo, destaca el esfuerzo realizado por el Reino Unido para la elaboración de cuentas satélite ambientales, definiendo en primer lugar la estrategia hacia la sostenibilidad (HMSO, 1994), la base para la definición de indicadores de desarrollo sostenible (HMSO, 1996a, 1996b, 1999).

<sup>158</sup> Una revisión detallada de los motivos y métodos utilizados en la corrección del PNN y la valoración ambiental que hace la contabilidad nacional puede consultarse en Bartelmus (1998), Hanley (2000) o Simon y Proops (2000), entre otros.

utilizar los precios correctos u óptimos sociales (precios sombra) en todos los valores utilizados<sup>159</sup>, por lo que el PNN<sub>c</sub> no es más que una aproximación o un indicador proxy de la sostenibilidad, sin considerar las limitaciones generales del PNN mencionadas al inicio del capítulo.

#### 2.2.2.2. Crítica a los indicadores de sostenibilidad débil.

Las principales críticas a este tipo de medidas de la sostenibilidad se centran en el excesivo peso del análisis monetario y el uso de los instrumentos tradicionales en Economía<sup>160</sup>. Son muchos los autores que rechazan el uso de indicadores de sostenibilidad débil<sup>161</sup> concediéndoles, no obstante, cierta utilidad como orientación a la toma de decisiones.

El criterio de la Renta Hicksiana es sólo condición necesaria para la sostenibilidad, dado que mantener el stock de capital total constante no es suficiente para calificar la economía de sostenible. Sólo sería posible si la economía se encuentra actualmente en una senda sostenible y por tanto un nivel de consumo que asegure su mantenimiento a lo largo del tiempo, junto a la condición de que no se produzcan ganancias de capital derivadas de aumentos de precios relativos. Se trata de un indicador demasiado “débil” que sólo funciona en los desarrollos teóricos (véase Faucheux *et al.* 1997).

De similar manera, el Criterio o Regla de Hartwick sólo es condición necesaria<sup>162</sup>. Diversos trabajos han mostrado que un signo positivo en los ahorros netos ( $\pi \cdot dX/dt$ ) no es un indicador fiable de que una economía que maximiza la utilidad presente tenga un consumo actual  $p_1C$  dentro de los niveles de la RNS y por tanto que no esté violando los requerimientos para el consumo sostenible. Se considera que seguir la regla de Hartwick mantendrá el valor del capital total constante siempre que se usen precios sombra apropiados para la valoración de los activos del capital natural (Toman *et al.*,

---

<sup>159</sup> Lo cual arroja el llamado “dilema de la agregación del valor” como denuncia Norgaard (1989), dado que muchos impactos ambientales no tienen reflejo monetario y su valoración depende de técnicas como la valoración contingente donde las preferencias no son definidas desde una lógica sostenible.

<sup>160</sup> Rees y Wackernagel (1999) hacen un resumen de los principales problemas derivados de trabajar con valoraciones monetarias y la necesidad de usar medidas físicas.

<sup>161</sup> Véanse Hueting (1991), Common y Perrings (1992) y Faucheux *et al.* (1997), entre otros.

<sup>162</sup> Pezzey (1997) y otros han demostrado que el PNN<sub>c</sub>, cuando  $(\pi \cdot dX/dt) = 0$ , no es necesariamente la RNS; sólo se cumple esa igualdad cuando la economía se encuentra en una senda maximizadora de la utilidad presente donde la Regla de Hartwick se cumpla en todos los momentos temporales.

1995). En el vector de precios usado para calcular las rentas de escasez se han de usar precios que incluyan la restricción de la sostenibilidad, derivados de un modelo intertemporal. Por otra parte, el resultado de aplicar la Regla de Hartwick depende de la forma de la función de producción agregada.

Como destaca Hanley (2000), esta regla puede ser coherente con la consecución de un óptimo Rawlsiano (regla *maximín*) siempre y cuando exista suficiente sustituibilidad entre los recursos, así como el uso de los precios correctos intertemporales. Sin embargo, la idea popular es que si la Regla de Hartwick es respetada, la economía está “operando en los límites de la sostenibilidad”, en el sentido de consumos ( $p_1C$ ) menores que la RNS (la cual es aproximada también erróneamente por el PNNc).

En otros términos, se puede asegurar que permanecer en una senda maximizadora de la utilidad presente no asegura que se preserve el capital natural siempre. La tasa de descuento resulta crucial en los modelos de crecimiento con recursos agotables, ya que determina la tasa de crecimiento de la economía (Dasgupta y Heal, 1974). Es posible tener altas tasas de descuento que lleven a un rápido agotamiento de los recursos naturales (Pezzey, 1989) y, por el contrario, casos en los que bajas tasas afecten a la composición de los bienes y al grado de preocupación por el futuro, acelerando el agotamiento de ciertos bienes y recursos naturales (Farzin, 1984).

demás de las posibles críticas recogidas sobre la Regla de Hartwick, derivadas fundamentalmente de la consideración en valores monetarios del ahorro de capital para las generaciones futuras, se han de señalar otras dos, centradas en el objetivo de mantenimiento del stock de capital a lo largo del tiempo y derivadas de la inclusión del comercio internacional y del cambio tecnológico (Pearce y Atkinson, 1995):

- a) La extensión del modelo a una economía abierta donde existe comercio de recursos no renovables implica “comercio de sostenibilidad”, pudiendo perder eficacia la Regla de Hartwick (Asheim, 1986). La economía exportadora puede consumir las rentas de exportación, pues no se consideran rentas de escasez del recurso, manteniendo por tanto su consumo a lo largo del tiempo. Por otro lado, el país importador es ahora responsable de la sostenibilidad,

teniendo que “reinvertir” en formas alternativas de capital para poder sostener su propio consumo<sup>163</sup>.

- b) La consideración del cambio tecnológico, junto al criterio de equidad intergeneracional “Rawlsiano” e “Hicksiano” de mantener el nivel de bienestar constante, implican la reducción del stock de capital natural para las generaciones futuras y por tanto ahorros netos negativos. En efecto, la tecnología hace más eficiente el capital, necesitándose en menores cantidades si el objetivo es mantener la utilidad constante. Es por ello que Solow (1974) y Hartwick (1977) añaden la restricción apuntada de que el cambio tecnológico sea mayor que el crecimiento poblacional (permitiendo así satisfacer las nuevas necesidades por parte de la demanda), sólo así el bienestar será sostenible.

En referencia a la contabilidad nacional corregida o verde, se puede dedicar un capítulo entero a las consideraciones en términos de su bondad como medida del bienestar y de la sostenibilidad<sup>164</sup>. Con la ampliación ambiental, el objetivo que se persigue es determinar así una medida más certera del desarrollo económico.

Una de las principales cuestiones se centra en el tema de la valoración a precios actuales de mercado. Las estimaciones del PNNc y de los “ahorros netos” Hartwickianos se han de realizar en términos de precios de mercado o precios sombra de cada período considerado<sup>165</sup>. Estimaciones de precios en condiciones no sostenibles llevan a que, a pesar de realizar inversiones por encima de las rentas de los recursos, el elevado ritmo de agotamiento de los recursos conduce a no poder sostener el consumo, por ser “demasiado tarde” para la formación de capital. Es por ello que, usando estos precios sombra, si bien así se corrige el PNB para representar más fielmente la realidad, por otra parte surge el problema de obtener medidas monetarias para los cambios en los stock de capital natural, así como modelizar las preferencias futuras.

---

<sup>163</sup> De esta forma, un territorio que considerado como una economía cerrada puede ser sostenible porque consume pocos recursos propios, al estudiar la economía abierta y constatar las elevadas necesidades de recursos del exterior, hace que dicha economía sea insostenible.

<sup>164</sup> Revisiones en este sentido pueden encontrarse en Asheim (1994;1997), Aronsson *et al.*(1997) y Brekke (1997), entre otros.

<sup>165</sup> Como señala Faucheux *et al.* (1998) se trata de la historia de la gallina y el huevo. Para medir la distancia a la sostenibilidad, se supone ya un indicio de sostenibilidad: que la estructura de precios (y valores) actual corresponden a los de una economía en equilibrio que maximiza el valor de la utilidad tal y como aparece en el modelo neoclásico.

Una crítica importante es la referida a las graves restricciones que suponen los supuestos neoclásicos bajo los cuales el PNNc resulta buena medida de la RNS. En definitiva, estos instrumentos se han desarrollado para un modelo de economía cerrada, que maximiza la utilidad (consumo) presente con función de producción Cobb-Douglas de coeficientes constantes a lo largo del tiempo, con sustituibilidad perfecta entre tipos de capital y competencia perfecta (precios y remuneraciones que reflejan el coste de oportunidad de forma eficiente), lo cual difícilmente se puede asumir en la realidad. Es por ello que ahorros en el stock de capital total (si finalmente se pudiera valorar correctamente) o consumos agregados por debajo de las estimaciones de la RNS teórica no garantizan *per se* la sostenibilidad del desarrollo. Por otra parte, es un modelo de equilibrio intertemporal, mientras que en los cálculos de los indicadores de sostenibilidad no se puede trabajar con las variaciones en el valor futuro del capital (preferencia por el futuro de las generaciones venideras), definiendo por tanto la sostenibilidad únicamente con las referencias actuales.

Comentario aparte merecen las consideraciones ecosistémicas y en general las características de los recursos naturales, las cuales no siempre permiten tender analogías con los bienes financieros tradicionales, recurso básico del aparato economicista. Precisamente todo lo contrario (Daly, 1991): los bienes ambientales normalmente manifiestan una naturaleza heterogénea que imposibilita el poder usar distintos bienes ambientales para mismos usos (los que se llamarían bienes sustitutivos), característica básica para asignar el precio y la rentabilidad en términos de coste de oportunidad de los activos financieros.

El mecanismo de los precios no es eficiente por tanto en el caso de los recursos ambientales. Como señala Faucheux *et al.* (1998:71): “si no es posible conocer las especificaciones paramétricas correctas de, entre otros, [la tasa de descuento social] la sustituibilidad y las elasticidades de producción que deberían de utilizarse como base para estimar los costes de oportunidad, se tiene incluso menos justificación para presumir que son éstos son ‘revelados’ en los precios de mercado<sup>166</sup>”.

---

<sup>166</sup> Cabeza (1996) añade acerca del debate sobre el uso de los precios como indicadores de escasez que, en modelos de crecimiento con cambio tecnológico endógeno, si los precios de mercado no reflejan convenientemente la escasez relativa de los activos naturales, los mecanismos inductores del progreso tecnológico que compense o aumente la productividad del capital natural escaso o por sustituir, no funcionarían correctamente.

Como denuncia Norgaard (1989), ante el reconocimiento de la dificultad de la valoración correcta del capital natural<sup>167</sup>, de forma pragmática se usan los precios de mercado de los bienes económicos y de los recursos naturales como instrumentos para elaborar el PNNc. Pero ello deriva en la no inclusión de una serie de activos ambientales (p.e.: biodiversidad) en los esquemas tradicionales de contabilidad, así como los profundos sesgos de los precios antes comentados al no reflejar los costes de oportunidad intertemporal. Autores como Dasgupta y Mäler (1998) abogan por una combinación del NNP, restringido a una serie de bienes y servicios, junto a “indicadores cuantitativos” para los restantes, explicitándose los intercambios entre los mismos (¿cuánta biodiversidad se ha de destruir para conseguir cierta cantidad de renta agregada?).

Para Norgaard (1990; 1992), es una falacia lógica pensar que los indicadores económicos como el PIB o los índices calculados sobre el mismo, informan de qué recursos son escasos o no. De hecho, la interpretación que se hace de los indicadores reside en dos teorías fundamentales:

- a) David Ricardo (1817): Los productores usan en primer lugar los mejores recursos y conforme la demanda crezca y los recursos se agoten, utilizarán recursos de peor calidad que requerirán mayores cantidades de trabajo y capital por unidad de recurso transformado.
- b) Harold Hotelling (1931): Los productores equiparan los beneficios conseguidos mediante el mantenimiento de recursos para futuras extracciones, con los beneficios derivados de la extracción del recurso y de la inversión de la ganancia neta ahorrada de la venta en el mercado de capitales.

Pero para que esas dos reglas se apliquen eficientemente es necesario que los productores conozca el stock total de recursos, la demanda futura y los avances tecnológicos.

Otra cuestión crítica se centra en la diferencia entre los ciclos ecológicos y los económicos. Como señala Norgaard (1989), actualmente resulta imposible predecir con

---

<sup>167</sup> A pesar de los intentos por valorar económicamente todas las funciones de los sistemas naturales con conceptos como el Valor Económico Total (Randall, 1991), resulta difícil aproximar la valoración ambiental como la suma de los valores de las distintas funciones de un ecosistema. Este hecho lleva a la insuficiencia de las medidas compensatorias de los análisis coste-beneficio, infravalorando los efectos que sobre el futuro tienen las pérdidas de tales funciones (Pearce y Atkinson, 1995).

suficiente seguridad el impacto de las actividades económicas sobre el medio ambiente y viceversa, por lo que ejercicios como el Sistema de Cuentas Nacionales corregido ambientalmente no son eficaces. Los ciclos financieros son autocontenidos, en el sentido que las tensiones generadas en término de oferta y demanda sobre los activos son internalizadas en el mercado vía precios y cantidades. Sin embargo, como señala Ehrlich (1989), el modelo de sistema autocontenido no impera en los sistemas ecológicos, donde la actividad humana acrecienta los problemas de irreversibilidad derivados del deterioro progresivo del medio ambiente (pérdida de diversidad biológica, cambio climático) generando tensiones que no equilibran el sistema global<sup>168</sup>. La sostenibilidad de los ecosistemas - y en mucha mayor medida la referida a los ecosistemas artificiales creados por el hombre -, se articula sobre el consumo de energía<sup>169</sup>, la cual es degradada y transformada en materiales dentro de un ciclo trófico cerrado en los ecosistemas naturales<sup>170</sup>.

Los críticos de la contabilidad nacional ajustada apuestan por la extensión del sistema contable de manera que se complemente con cuentas ambientales en unidades físicas (evitando así el problema de la valoración económica). De otro lado, se proponen medidas más ambiciosas del bienestar o del desarrollo (no meramente económico) que incluyen los efectos medioambientales en unidades físicas (Daly y Cobb, 1990; Common y Perrings, 1992).

En referencia al Indicador de Pearce y Atkinson, las críticas más frecuentes también parten de las arriba citadas, básicamente centradas en la dificultad empírica de la medida de la depreciación del capital natural, así como su agregación. Por otro lado, como señala Hanley (2000), este tipo de medidas no hace referencia alguna a la equidad intrageneracional<sup>171</sup>, parte fundamental de la definición de sostenibilidad manejada desde

---

<sup>168</sup> Las rentas obtenidas del consumo o inversión de los recursos naturales no siempre se destinan a la reconstitución ecológica de los niveles iniciales de los mismos. Los problemas de irreversibilidad hacen imposible este hecho en muchos casos (extinción de especies, agotamiento de reservas minerales, etc.).

<sup>169</sup> Energía que en los ecosistemas naturales proviene originariamente del sol y es fotosintetizada por los vegetales y transformada en materia orgánica que entra en el circuito del ecosistema. Los sistemas urbanos humanos consumen de forma más intensa la energía, la cual procede en su mayoría de combustibles fósiles o generadores hidroeléctricos.

<sup>170</sup> En lo referente a los ecosistemas urbanos e industriales, el ciclo de materiales no es cerrado porque los residuos carentes de valor energético o económico para el sistema son desechos no absorbidos por el sistema, por lo que se almacenan o expulsan a otros ecosistemas.

<sup>171</sup> Como destaca este autor, otras medidas alternativas como el ISEW (Cobb y Cobb, 1994) o el IDH (UNDP, 2000) sí recogen referencias a la distribución actual de la renta.

el Informe Brundtland. Asimismo, si una economía exporta sus recursos naturales, las rentas de Hotelling derivadas de las exportaciones pueden llevar a incrementos del consumo, debido a los efectos del comercio, además de “exportación de sostenibilidad”.

### **2.2.3. Valoración desde la sostenibilidad fuerte.**

A la hora de intentar valorar cuáles son los componentes del stock de capital natural aparecen cuestiones de difícil solución. Como varios autores señalan<sup>172</sup>, la variedad de beneficios obtenidos de los recursos naturales es muy amplia, incluyendo valores económicos, genéticos, científicos, estéticos, culturales, etc., no medibles en una única escala.

Las posibilidades para cuantificar medidas agregadas del stock de capital natural son (Pearce & Turner, 1990):

- a) la cantidad física de stock de recursos naturales.
- b) El valor económico total de los stock de recursos naturales, los cuales podrían permitir descensos en los niveles de stock si son acompañados por aumentos del valor unitario (precio) en la sociedad.
- c) El valor unitario del recurso/servicio (mediante un precio o un precio sombra).
- d) El valor total del flujo de recurso/servicio obtenido del stock a través del tiempo.

A continuación se enumeran las principales propuestas de cuantificación de la sostenibilidad desde la sostenibilidad fuerte.

#### **2.2.3.1. Indicadores de sostenibilidad fuerte.**

##### **2.2.3.1.1. Indicador de Sostenibilidad Fuerte de Pearce y Atkinson.**

En línea con el indicador de sostenibilidad débil propuesto (Pearce y Atkinson, 1993; 1995) anteriormente comentado, se deduce la siguiente regla de sostenibilidad fuerte que puede utilizarse como medida o indicador de la sostenibilidad de una economía:

---

<sup>172</sup> O'Connor (1998), O'Neill (1993), Martínez Alier *et al.* (1997).

$$\frac{\delta_N K_N}{Y} \leq 0$$

Donde  $\delta_N \cdot K_N$  representa la depreciación del capital natural e  $Y$  es la renta en un momento dado de tiempo. Esta condición se traduce en que el stock de capital natural no ha de disminuir a lo largo del tiempo, no permitiéndose las posibilidades de sustitución entre distintos tipos de capital, hecho que venía recogido en la formulación de estos autores de la condición de sostenibilidad débil. La disminución acelerada del capital natural se traduce en valores de este indicador muy por encima de cero, reflejando las pérdidas para las generaciones futuras.

#### **2.2.3.1.2. Renta Nacional Corregida.**

Anteriormente se tuvo ocasión de comprobar cómo la lógica neoclásica de los modelos de crecimiento con capital natural lleva a la definición del PNB corregido o verde (PNB<sub>v</sub>) como una sustracción o ajuste del PNB. Los recursos naturales y calidad ambiental usados en la producción de bienes y servicios han de restarse del PNB representando el agotamiento y degradación de los recursos ambientales. Sin embargo, como se ha comprobado más arriba, el PNB<sub>v</sub> necesita de una serie de estrictos supuestos teóricos y empíricos para ser utilizado como medida de bienestar intertemporal<sup>173</sup> ni como un indicador de sostenibilidad.

La aproximación macroeconómica de Hueting para estimar la renta nacional “corregida medioambientalmente” (Hueting, 1991; Hueting *et al.*, 1992) no sigue el camino descrito. Sustituye la corrección de la minoración de los gastos defensivos por estimaciones del gasto necesario para cumplir determinados estándares físicos relativos a la disponibilidad y calidad de las funciones ambientales.

Se trata por tanto de una definición de PNB<sub>v</sub> dentro del enfoque de la sostenibilidad en sentido fuerte, que no depende de cambios en la valoración monetaria de las variaciones en el capital natural. Los bienes y servicios ambientales son definidos no como un stock sujeto a depreciación monetaria, sino en términos del coste de oportunidad entre sus posibles usos o funciones ambientales.

---

<sup>173</sup> Pues para ello se necesitaría que un mercado de bienes y servicios ambientales en competencia perfecta y que la economía maximizara el valor presente de la utilidad y un valor siempre constante de  $dX/dt$ .

Para ello se definen reglas o estándares físicos para mantener determinadas funciones ambientales (reglas de sostenibilidad), en base a algunas referencias acerca de sus niveles o estándares de uso sostenible. Seguidamente, se han de especificar medidas para remediar la situación existente y poder satisfacer las reglas de sostenibilidad. Se realizan estimaciones monetarias de los mínimos costes económicos en los que se incurriría para proteger o restaurar cada función ambiental necesaria<sup>174</sup>. El objetivo es obtener estimaciones de los costes para la sociedad (nuevos gastos y producción que se deja de producir) si quisiera cumplir esas normas y por tanto mantener el stock de capital natural. Todos esos costes por cada función son agregados y restados a su vez del PNN convencional.

Resulta claro que el estándar de uso sostenible no es único y que requiere el compromiso entre los niveles de consumo material y los niveles de funciones ambientales que se determinen como básicos.

Como apuntan Faucheux *et al.* (1994), este análisis permite la obtención de dos tipos de medidas agregadas que pueden ser utilizados como indicadores de sostenibilidad:

- a) Medidas de la distancia a la sostenibilidad. Estimación en términos de consumo corriente, de los términos en los que la actividad económica viola las normas o reglas físicas establecidas para considerar la situación como sostenible. Esta información acerca del estado del sector o economía (en base al nivel de agregación de la contabilidad Input-Output desarrollada) en base a criterios de sostenibilidad.
- b) Medidas del coste para conseguir la sostenibilidad. Obteniendo en términos monetarios el coste mínimo que supondrían las políticas y medidas necesarias para la preservación, prevención, protección y restauración de la calidad ambiental y los niveles necesarios de recursos naturales renovables, con respecto a las normas de sostenibilidad designadas. Serían la cuantificación del coste de oportunidad para la consecución de la sostenibilidad.

#### **2.2.3.1.3. Índice de Bienestar Económico Sostenible. Indicador de Progreso Genuino.**

---

<sup>174</sup> Para estas estimaciones resultan muy interesantes el desarrollo de modelos de equilibrio multisectorial que consideren los efectos inducidos en los costes ambientales (véanse CHE, 1994 y Faucheux *et al.*, 1998).

Sobre la base de los trabajos de Nordhaus y Tobin<sup>175</sup> (1972) y Zolotas (1981), estos autores desarrollan una medida de la sostenibilidad basada en el PNN corregido con las variaciones del capital fijo reproducible, así como con la minoración de los llamados gastos defensivos (considerados bienes intermedios). El llamado Índice de Bienestar Económico Sostenible (IBES), en inglés Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), es una medida que ajusta el producto nacional con los efectos de la contaminación (en el aire, el agua y el ruido), el daño ambiental a largo plazo a partir del agotamiento del capital natural seleccionado y los efectos de la distribución de la renta.

Desde la perspectiva urbana, sobre la que se centra el presente análisis, resulta importante destacar que estos autores consideran negativos los efectos que sobre el bienestar tiene la vida urbana frente a la rural, como ya hicieron Nordhaus y Tobin. De esta forma, salvo los salarios mayores, la actividad económica en las grandes ciudades incurre en una serie de gastos, clasificados de defensivos, derivados de dos causas fundamentales: el desplazamiento por motivo trabajo o estudio (movilidad obligada) y el coste de la vivienda. Sendas variables, junto a la estimación que realizan de otras externalidades negativas de la vida urbana (criminalidad, accidentes de coches, polución y otras), son minoradas a la hora de calcular el Índice de Bienestar.

$$\text{IBES: } C_a + P + G + W - D - E - N$$

Donde  $C_a$  es el gasto en consumo ajustado a la distribución de la renta,  $P$  son los gastos públicos no defensivos,  $G$  es el crecimiento en capital y el cambio neto en la posición internacional,  $W$  es la estimación de las contribuciones no monetarias al bienestar,  $D$  son los gastos privados defensivos,  $E$  los costes de la degradación medioambiental y  $N$  la depreciación del capital natural.

En términos de la distribución de la renta, estos autores consideran que un mismo ingreso adicional añade más bienestar a una familia pobre que a una rica.

---

<sup>175</sup> Para demostrar la bondad del PNB como indicador del Bienestar económico idearon ciertos ajustes sobre el PNB, reclasificando el gasto (en consumo, inversión e intermediación), considerando el gasto en ocio, el trabajo en la vivienda y ciertas externalidades negativas de la urbanización. La medida del “Bienestar Económico Neto” (NEW/BEN) es la versión más actualizada de este modelo (Samuelson y Nordhaus, 1992).

Por otra parte, este índice es clasificado como de “sostenibilidad fuerte” debido a que considera una definición del capital natural<sup>176</sup> que se ha de mantener de una generación a otra. La aplicación empírica de dicho índice constata la degradación que en el bienestar de las naciones se ha producido desde finales de los setenta (Daly y Cobb, 1989:434), lo cual contrasta con el crecimiento de indicadores económicos como el PIB. Sin embargo, esta medida se basa en la idea de relación directa entre consumo y bienestar, lo cual no es siempre cierto como demuestran otros indicadores, sociales y ecológicos, que son perjudicados por el crecimiento del consumo y del PIB.

Ante la creciente diferencia entre los valores del PIB y los valores del IBES para las naciones sobre los que se ha calculado<sup>177</sup>, autores como Max-Neef (1995:117) hablan de la "hipótesis del umbral": "para todas las sociedades parece haber un período en el que el crecimiento económico (tal y como se mide tradicionalmente) acarrea una mejora de la calidad de vida, pero sólo hasta un punto - umbral - pasado el cual, si se produce más crecimiento económico, la calidad de vida puede empezar a deteriorarse".

Por esta razón, los defensores de este tipo de análisis tratan de conseguir medidas más próximas al bienestar humano total, sin presuponer esa relación entre consumo y bienestar. En concreto, Max-Neef delimita cuáles son las necesidades humanas: cuatro necesidades básicas o existenciales (ser, tener, hacer y relacionarse) frente a otras nueve necesidades axiológicas cuya satisfacción produce bienestar (subsistencia, protección, cariño, comprensión, participación, ocio, creación, identidad y libertad). La economía (producción y consumo) es sólo un medio para satisfacer las necesidades humanas.

El Indicador de Progreso Genuino (IPG), en inglés Genuine Progress Indicator (GPI)(Cobb *et al.*, 1995b), parte del IBES, por lo que la metodología no se modifica en demasía, siendo el consumo la base del índice. El IPG excluye los gastos defensivos públicos y privados en materia de educación y salud, incluyendo por otra parte las deducciones de las estimaciones de los costes por pérdidas de tiempo de ocio, subempleo y pérdida de masa forestal. Este índice se ha calculado desde 1950 hasta el

---

<sup>176</sup> Véase apéndice sobre la metodología aplicada en Daly y Cobb, 1989:369 y ss.

<sup>177</sup> Los cálculos realizados del IBES para distintos países desde los 70 manifiestan que este índice no aumenta o incluso disminuye en algunos casos, mientras que el PNB de esas naciones siempre aumenta. Puede consultarse además de la publicación de Cobb y Cobb (1994), el trabajo de Jackson y Szymme (1996) para Suecia, Moffatt y Wilson (1994) para Escocia, Stockhammer *et al.* (1997) para Austria,

presente, incluyendo las contribuciones económicas de las familias y la comunidad, así como del hábitat natural.

#### **2.2.3.1.4. Indicadores Físicos de Sostenibilidad.**

Los anteriores modelos de indicadores son catalogados de “sostenibilidad fuerte” dado que consideran en su formulación el concepto de capital natural de forma explícita. Se trata de índices que para su construcción parten del supuesto de que es posible determinar una medida directa del bienestar que considere los costes de restauración de la calidad ambiental.

Esta es la principal motivación para el desarrollo de otra familia de indicadores, los llamados indicadores físicos de sostenibilidad, basados en la idea de crear un soporte estadístico importante y suficiente para evaluar la interacción entre las actividades humanas y el medio ambiente. En este sentido, se han elaborado por parte de numerosos gobiernos y organismos internacionales una serie de medidas centradas más en la realidad física, directa y perceptible<sup>178</sup>. Normalmente son indicadores de flujo y stock que miden las presiones y el estado actual del medio ambiente, dando información acerca de determinada relación causa-efecto física o biológica. Ejemplos son: concentración de ozono en la atmósfera, nivel de ruido urbano, etc.

No obstante, el principal objetivo para establecer una base amplia de información estadística sobre el estado del medio ambiente es la consideración de los efectos ambientales derivados de la toma de decisiones. Es por ello por lo que en determinados casos se incluye información de tipo socioeconómico, pero sin considerar la incidencia en agregados macroeconómicos, la riqueza o el bienestar del territorio en cuestión, tal y como hacen los indicadores arriba comentados.

En algunos casos, estos indicadores configuran sistemas de información más o menos estructurados, llamados en muchas ocasiones “cuentas del patrimonio natural” o

---

Castañeda (1999) para Chile y Hamilton (1999) para Australia, entre otros. En Neumayer (2000a) se puede encontrar una revisión metodológica del IBES y el IPE, así como su cálculo para varias naciones.

<sup>178</sup> Buenos ejemplos de esta tendencia se encuentran en OCDE (1991; 1994), Hábitat (1997a; 1997b) y Eurostat (1998), los Informes del Worldwach Institute (Brown *et al.*, 2000) o el indicador anual *Vital Signs* (Brown *et al.*, 1997; 1999).

“cuentas del medio ambiente”, donde se conjugan indicadores físicos con otros de tendencia de los ecosistemas e impacto de las actividades humanas<sup>179</sup>.

Asimismo, posibilitan el determinar índices agregados que supongan una medida sintética del desarrollo sostenible. Un buen ejemplo es el Índice de Sostenibilidad Medioambiental, desarrollado por el World Economic Forum (WEF, 2000; 2001). Se trata de un indicador sintético que trata de medir la sostenibilidad medioambiental de 122 países mediante 67 variables ambientales y socioeconómicas que configuran 22 indicadores centrales. Estos 22 indicadores están agrupados en cinco componentes: sistemas medioambientales, reducción del estrés medioambiental, reducción de la vulnerabilidad humana (satisfacción de necesidades básicas), capacidad social e institucional, cooperación global. Con los mismos se elabora un ranking que permite el análisis comparativo de la toma de decisiones medioambientales en los distintos países<sup>180</sup>.

Common y Perrings (1992) destacan que frente a posiciones como la de Solow más próximas a una teoría del valor ambiental, “es necesario desarrollar otras formulaciones de la sostenibilidad en términos físicos, centradas en la estabilidad de los sistemas y en los indicadores físicos” (p. 30). Los indicadores físicos ofrecen soluciones a problemas y lagunas que plantean los indicadores económicos tradicionales propios del análisis de la sostenibilidad en sentido débil.

#### **2.2.3.1.5. Capital Natural Crítico, Estándares Ambientales y Estándares Mínimos de Seguridad.**

Desde la perspectiva analizada del capital natural constante resulta necesario partir de una base estadística importante de indicadores físicos de sostenibilidad. A partir de la definición de qué elementos componen el capital natural ( $K_n$ ), es posible definir una regla de sostenibilidad en base al mantenimiento de los elementos críticos de  $K_n$  (Turner, 1993). La cuestión clave, tal y como enfatizan Perrings y Pearce (1994) es ¿qué niveles han de mantenerse?. Para Hanley (2000) existen tres posibilidades: a) los niveles actuales; b) los niveles críticos; y c) alguna cantidad intermedia.

---

<sup>179</sup> A su vez, esta información estadística supone una especie de contabilidad ambiental o ecosistémica, la cual entronca con la contabilidad nacional mediante cuentas satélite como se deduce de iniciativas como el SEEA (UN, 1993; Bartelmus, 1995).

<sup>180</sup> Otro ejemplo destacado de índice sintético es el Índice Global Urbano, desarrollado por el Observatorio Global Urbano (UNCHS, 1997b).

Si se pretende mantener constante el valor de  $K_n$ , ello implica en muchos casos que ciertos recursos no sean explotados nunca más, dado que no es posible la sustitución plena de sus servicios por parte de otros componentes del capital natural o artificial. Asimismo, como señalan Pearce *et al.* (1990), considerar los niveles actuales de capital natural como “suficientes” para asegurar la sostenibilidad futura puede llevar a sesgos importantes dados las graves señales de alerta que ya presentan los sistemas naturales.

En términos del aseguramiento de unos niveles de Capital Natural Crítico (CNC), se concede gran importancia al hecho de imponer límites o umbrales a determinados indicadores, no permitiéndose que crucen dichos valores. Esta forma operativa de sostenibilidad fuerte entronca con la idea de capacidad de carga, al limitar la compensación entre indicadores.

En caso de seguir la regla del CNC, una nueva cuestión surge referida a la determinación del umbral o nivel crítico para cada componente del capital natural. Otras cuestiones se derivan de la medida y agregación de los componentes del  $K_n$ : ¿ha de hacerse en términos físicos, energéticos o monetarios?. El indicador de sostenibilidad en este caso consiste en las diferencias de los niveles actuales de cada clase de CNC y los niveles definidos como umbrales.

La regla del Estándar Mínimo de Seguridad (EMS) desarrollada por Ciriacy-Wantrup (1952) y Bishop (1978), parte de la idea de que, en un entorno de incertidumbre, la sociedad ha de evitar la destrucción irreversible del stock de capital natural si los costes sociales derivados son demasiado elevados. La formulación de la Regla ya se expuso anteriormente: prevenir reducciones en el stock de capital natural por debajo del EMS para cada componente de dicho stock a menos que los costes de oportunidad sociales de hacerlo así sean inaceptablemente altos. La decisión de “desarrollar” hoy (no conservar un recurso para mañana) conlleva una serie de costes futuros de la degradación ambiental presente. Si estos costes son desconocidos parece preferible tomar la decisión de “conservar” hoy, minimizando así las mayores pérdidas para la sociedad (Tisdell, 1990). Se trata de una regla “Minimax”, en la que se minimizan las máximas pérdidas a obtener por “desarrollar” o consumir determinado recurso o generar un daño en la calidad ambiental de forma irreversible.

El EMS es una valoración indirecta de la sostenibilidad de un recurso en base al riesgo máximo en que se está dispuesto a incurrir, en términos de irreversibilidad en el uso del mismo. Se parte del reconocimiento de que la cuantificación exacta de los beneficios y costes ambientales es muy difícil, así como del alto grado de incertidumbre e irreversibilidad en que se incurre si el consumo de determinados bienes ambientales hace que las disponibilidades del mismo descendan por debajo de determinado EMS.

Para Pearce *et al.* (1990) esta valoración permite un perfeccionamiento del análisis coste-beneficio (proyectos sombra), pues con los beneficios económicos derivados de cierta inversión que suponga un agotamiento de recursos se han de compensar las pérdidas producidas por el coste social y ambiental de la pérdida de este recurso<sup>181</sup>.

¿Cómo identificar los EMS?. De nuevo se trata de una tarea de inventarización y tratamiento estadístico de gran envergadura, similar a los indicadores basados en el capital natural crítico. El uso de los EMS como indicadores de sostenibilidad por tanto requiere gran cantidad de información en términos de contabilidad física para cada clase de recurso. Se han de definir los componentes del capital natural y establecer su mínima población viable (para las especies) o la mínima cantidad disponible (para los recursos). Como señala Kapp (Aguilera, 1995:143), los EMS no pueden ser idénticos para todas las localidades y todos los países, lo que exige una variedad de estándares<sup>182</sup>.

Por otra parte, estos estándares evolucionan a lo largo del tiempo, cuestión que complica aún más su definición, pues se han de considerar las principales interrelaciones entre el objeto de medida y de estandarización y el resto de la realidad social o ambiental. La actividad humana está provocando un calentamiento global que influye en sentido negativo en la determinación de estándares de emisión de contaminantes por los vehículos, por ejemplo. Kapp (Aguilera, 1995) propone como punto de partida la determinación de los estándares en base a los llamados “mínimos sociales” tolerables con respecto a los diferentes componentes del medio ambiente humano, de manera que

---

<sup>181</sup> El beneficio de preservar un recurso o un territorio es más difícil de determinar que el beneficio económico de consumirlo, por lo que es más fácil trabajar por el lado de los costes sociales derivados de su agotamiento.

<sup>182</sup> Hanley (2000) apunta además el problema de las interdependencias entre los niveles de EMS, pues las especies naturales están estrechamente relacionadas y la desaparición de alguna de ellas influye notablemente en el resto de la cadena de los ecosistemas. Cambios en los ecosistemas han de implicar cambios en las posiciones relativas de los EMS.

no supongan merma alguna en esos requerimientos mínimos de vida y la supervivencia humana<sup>183</sup>.

Para identificar el grado de inaceptabilidad de los costes de oportunidad de la conservación serían necesario establecer formas de expresión social de su preferencia por minimizar el daño futuro. Mediante consenso científico y social unas veces y mediante toma de decisiones cualificadas de las agencias locales en otros.

Dentro de este apartado merece especial consideración la elaboración de los estándares de sostenibilidad derivados de las llamadas “cargas o niveles críticos” aplicados a nivel regional y nacional (Rennings y Wiggering, 1997; Muradian, 2001).

#### **2.2.3.1.6. Capacidad de Carga, Espacio Ecológico, Huella Ecológica<sup>184</sup> y Ecocapacidad.**

Como señala Chambers (2000), términos como la “eco-capacidad”, la “capacidad de carga” o la “huella ecológica” se están convirtiendo en referentes básicos del debate de la sostenibilidad.

La capacidad de carga (K), término muy usado en ecología (Odum, 1983) y también aplicado a la interrelación entre los sistemas naturales y humanos (Daily y Ehrlich, 1992; Meadows *et al.*, 1992; Rees, 1996) se puede definir como la máxima población de una especie concreta que puede ser soportada indefinidamente en un hábitat determinado sin disminuir permanentemente la productividad de este. Además del número de habitantes, para cuantificar la carga humana es necesario tomar en cuenta el consumo *per capita*. Es por ello que la presión sobre la capacidad de carga de los ecosistemas aumenta más que proporcionalmente a los aumentos de población.

Rees (1992) reformula el concepto de capacidad de carga humana como “las tasas máximas de utilización de recursos y generación de residuos que pueden sostenerse indefinidamente sin deteriorar progresivamente la productividad e integridad funcional

---

<sup>183</sup> La cuestión se traslada en este punto hacia la definición de qué son necesidades sociales y humanas básicas.

<sup>184</sup> Si bien ya se han comentado estos conceptos en el capítulo anterior referido a la sostenibilidad urbana, ahora se hace referencia estrictamente al aspecto relacionado con la construcción de indicadores.

de los ecosistemas dondequiera que estén”. Como señalan Ehrlich y Holdren (1971), el impacto de una población (I) puede expresarse como el producto de tres características relacionadas entre sí: el tamaño de la población (P), el consumo *per capita* (A) y el daño ambiental derivado de la tecnología utilizada (T).

La capacidad de carga está en función a la riqueza del territorio y el modelo de desarrollo social implementado en el mismo, es por ello que Daily y Ehrlich (1992) diferencian entre capacidad de carga biofísica (o absoluta) y capacidad de carga social, en base ésta última al sistema social y las pautas de consumo derivadas del mismo. Wetzel y Wetzel (1995) apuntan que la forma de la curva del bienestar global está condicionada por la capacidad de carga total, por lo que llegado un nivel máximo, el crecimiento económico traspasa los umbrales ecológicos degradando el medio de forma irreversible, por lo que decrece rápidamente el nivel de bienestar global.

Rees (1996a) resume los principales indicadores que se derivan del concepto de capacidad de carga:

- a) Capacidad de carga apropiada. Se trata del flujo de recursos biofísicos y la capacidad de asimilación de residuos apropiados por unidad de tiempo para una economía o población concreta.
- b) Huella ecológica (Rees, 1992). El área correspondiente de tierra productiva y ecosistemas acuáticos requeridos para producir los recursos usados y asimilar los residuos producidos por una población concreta. Este concepto relaciona la capacidad de carga de un territorio con el impacto ecológico de la actividad humana que se desarrolla en el mismo.
- c) Planetoide personal. Es la huella ecológica *per capita*.
- d) Cuota terrestre. La cantidad de tierra ecológicamente productiva *per capita* en la Tierra (1´5 Has. en 1995). La cuota marítima (océanos y costas ecológicamente productivas) es de 0´5 Has.
- e) Déficit ecológico. El nivel de consumo de recursos y descarga de residuos por parte de una economía o población definida que sobrepasa su capacidad de producción o asimilación natural local/regional (diferencia entre la huella ecológica total y el área de tierra productiva que ocupa la población, ambos en has. o has./persona).
- f) Brecha de sostenibilidad. Una medida del descenso en el consumo (o incremento en la eficiencia económica y material) requerido para reducir el déficit ecológico.

El concepto de huella ecológica de una población se ha aplicado a diversas escalas desde la nacional hasta la local<sup>185</sup>, para lo cual se han empleado técnicas alternativas, perfeccionando la propuesta inicial de Rees y Wackernagel<sup>186</sup>. En Rees (1996a) se encuentra una formulación genérica:

$$ef = \sum_{i=1}^n aa_i, \text{ donde } aa_i = c_i / p_i$$

$$EF_p = N \cdot (ef)$$

$aa_i$  es la tierra apropiada para la producción de cada bien superior consumido “i”; o en otras palabras, la tierra productiva disponible *per capita* para la producción de cada uno de los bienes que se consume por parte de esa economía. Por otra parte,  $c_i$  es el consumo medio anual de ese bien (en Kg/persona) y  $p_i$  es la productividad media anual por hectárea (en Kg/ha.). La huella ecológica *per capita* ( $ef$ ) se determina agregando todas las áreas de ecosistemas apropiados por bienes individuales de la cesta de consumo anual de bienes y servicios de una economía. La huella ecológica de la población total ( $EF_p$ ) se determina multiplicando la huella *per capita* por el tamaño de la población ( $N$ ).

Para el cálculo de este índice, se realizan una serie de estimaciones, entre todas ellas destaca la estimación de residuos contaminantes: se aproxima el efecto que sobre la calidad ambiental se deriva del consumo de energías fósiles mediante la consideración del área de espacios forestales necesaria para asimilar o reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> asociadas con dicho consumo<sup>187</sup>. Dado este hecho, los resultados obtenidos por Wackernagel y Rees (1995) apuntan que el 50% de la huella ecológica de los países desarrollados es tierra destinada a “sostener” el consumo energético.

Un indicador que se puede englobar en este apartado es el de “Ecocapacidad”, desarrollado para el Consejo Asesor del Gobierno Danés para la Investigación sobre Naturaleza y Medio Ambiente (RMNO) por Weterings y Opschoor (1992). Este indicador se refiere a las restricciones que sobre el uso de recursos naturales se derivan

---

<sup>185</sup> Wackernagel y Rees (1995), Wackernagel *et al.* (1997), Wackernagel *et al.* (1999), Van Vuuren y Smeets (2000), Folke *et al.* (1997) y Haberl (2001) entre otros.

<sup>186</sup> Básicamente considerando mejor el efecto del comercio internacional (Proops *et al.*, 1999), o fuentes estadística más consistentes y fiables (Bicknell *et al.*, 1998).

<sup>187</sup> Por problemas de inexistencia de información, no se consideran las emisiones de otros residuos o contaminantes aparte del CO<sub>2</sub>.

de la consideración de la sostenibilidad. Para ello se relacionan los impactos ambientales del desarrollo demográfico y económico previsto hasta el año 2040 con los impactos aceptables como sostenibles.

Por otra parte, Opschoor y Constanza (1994) definen el concepto de “espacio ecológico” como medida válida para analizar y cuantificar la salud ambiental del sistema. Se refiere a la capacidad de absorber el estrés ambiental de los ecosistemas naturales sin riesgo para la integridad de los mismos. Dicho estrés se materializa en contaminación de los sistemas ambientales, agotamiento de los recursos y pérdida de biodiversidad.

#### **2.2.3.1.7. Indicadores Energéticos de Sostenibilidad.**

Los indicadores basados en la energía ofrecen información en términos físicos sobre las limitaciones de los ecosistemas, umbrales o capacidades de carga y los riesgos que se asumen al superarlos<sup>188</sup>. Como destacan Cleveland y Stern (1999), a diferencia de los modelos neoclásicos, que consideran que los precios son los mejores indicadores de escasez, los modelos biofísicos utilizan indicadores de escasez de los recursos basados en la cantidad de energía necesaria y la entropía generada para transformar los materiales en producción y consumo. No obstante, estos indicadores, entre los que se puede citar como ejemplo el HANPP (Vitousek *et al.*, 1986), referido a la apropiación humana de la producción de energía primaria neta, han de complementarse con otros de índole social, ecológica o económica, que tengan asociados determinadas decisiones de “elección social” referidas a equidad intertemporal y preferencias sociales, propias del análisis de la sostenibilidad, lo que permite aprovechar de forma sinérgica la información disponible sobre los sistemas ecológicos y socioeconómicos. En resumen, las ventajas de los indicadores basados en la energía (Faucheux y O'Connor, 1998b) son:

- a) La escasez de estadísticas ambientales en términos monetarios sobre todo en países en vías de desarrollo. El desarrollo de una contabilidad ambiental basada en unidades físicas o energéticas aporta mayor facilidad y utilidad en casos en los que la información basada en el mercado (precios, oferta, demanda) no es suficiente.
- b) Los valores de mercado de los bienes y servicios cambian considerablemente a lo largo del tiempo. Para analizar la sostenibilidad este hecho dificulta la

---

<sup>188</sup> Si bien, como puntualiza Passet (1996), los indicadores energéticos no pueden aspirar a la universalidad de los indicadores monetarios, de ahí la necesidad (y el problema) de su complementariedad. Odum (1971) por ejemplo, estima para ello una valoración monetaria de la kilocaloría.

consideración del largo plazo, por lo que medidas del valor en términos energéticos son más útiles al ser más estables o robustas en el largo plazo.

- c) El análisis de la energía en los procesos socioeconómicos puede considerarse como ejemplo de integración entre las dimensiones ambiental y económica, hecho necesario a la hora de cuantificar el desarrollo sostenible.

Básicamente, se pueden agrupar en tres bloques las aportaciones más relevantes dentro del ámbito de los indicadores energéticos: indicadores de la exergía y la emergía, contabilidad energética e indicadores energéticos de impacto.

### *Evaluación de la exergía y la emergía.*

El desarrollo de los ecosistemas naturales se basa en el uso de la energía exterior de gran calidad (exergía). Éstos degradan el input energético mediante reacciones metabólicas y producen entropía (energía no útil para el sistema), la cual es transferida a la creación de estructuras cada vez más complejas (más información), que aumentan los flujos internos de energía y nutrientes y reducen progresivamente los residuos. Este proceso, en el que los sistemas ecológicos eligen la forma de organización que reporte una mayor exergía interna, es conocido como la ley ecológica de la termodinámica (Jorgensen, 1992). Por tanto, un indicador de calidad ambiental de un sistema es la medida aproximada de la exergía (Jorgensen, 1994).

Según el método de Odum (1996), se agregan los bienes y servicios en términos de la energía solar que contienen (emergía) o que se ha necesitado para producirlos. De esta manera, es posible valorar lo que suponen activos ambientales tales como el agua o la tierra, en los procesos productivos. Con este método se consideran los input energéticos totales (directos e indirectos) necesarios para un bien, para determinado sector o para el conjunto de la economía.

Conociendo los procesos energéticos derivados de los ecosistemas naturales y artificiales, Faucheux (1994) desarrolla un indicador de sostenibilidad considerando el concepto de energía como capital natural crítico. Para ello parte de la base de que no es posible sobrepasar las barreras de consumo energético marcadas por la “capacidad de carga” energética.

$$R_c = R_p (1 + \sigma)$$

Donde  $R_p$  es la tasa de regeneración de los recursos energéticos fósiles,  $R_c$  es la tasa de consumo de la energía fósil y  $\sigma$  es el indicador de estabilidad. Si  $\sigma$  es mayor que cero es debido a que la economía consume más combustibles fósiles que los que el medio ambiente natural es capaz de regenerar en período de tiempo considerado; si es igual que cero, se está en equilibrio; y si es menor que cero, entonces el sistema natural es capaz de generar un excedente de recursos energéticos durante el período considerado. Por tanto, para que la economía sea sostenible, es necesario no sobrepasar el umbral de  $\sigma \leq 0$ . Otras consideraciones de eficiencia económica pueden ser referidas, pues transformar la energía solar en combustibles fósiles resulta muy lenta, pudiendo transformarse en energía fotovoltaica, hidráulica, eólica, etc.) más rápidamente. Es por ello por lo que desde esta perspectiva energética se fundamenta la idea de sustituir los recursos agotables (petróleo) por recursos renovables.

Otro indicador de sostenibilidad a nivel nacional es definido por Faucheux y O'Connor (1998b): el Excedente de Emergía Nacional (EEN) para un período de tiempo dado, es la diferencia entre la tasa de renovación de la cantidad de energía medioambiental (en unidades de emergía) disponible en el país, y la cantidad de emergía consumida por la economía de ese país.

Este indicador se refiere al grado de autosuficiencia energética a largo plazo, así como a la equidad internacional e intergeneracional. Un criterio para la sostenibilidad sería que  $EEN \geq 0$ , es decir, que la tasa de extracción de recursos energéticos primarios no fuera mayor que la tasa de renovación total para los recursos energéticos del país. Es sabido que por oportunidades comerciales, este criterio no se cumple, pero puede utilizarse como referencia para la contribución de cada país a la sostenibilidad global. Los elevados niveles de vida y producción de los países occidentales dependen en gran medida de importaciones de energía disponible de otras partes del mundo<sup>189</sup>. A partir de estas ideas se han desarrollado numerosas medidas que incluyen el balance comercial de energía incorporada<sup>190</sup>.

---

<sup>189</sup> Un estudio sobre la economía suiza realizado por Pillet y Odum (1984) sugiere que sólo un 14% de la demanda energética suiza actual es sostenible en el futuro con sus recursos energéticos renovables propios.

<sup>190</sup> Véanse las evaluaciones de la huella ecológica de las naciones (Wackernagel y Rees, 1995).

### ***Tablas Input-Output en términos energéticos.***

Mediante la evaluación de la entalpía<sup>191</sup> es posible realizar balances energéticos (en unidades de calor equivalente, pues todas las formas de energía pueden producir calor). En los setenta se desarrollan varios estudios para estimar modelos nacionales de análisis Input-Output en términos energéticos<sup>192</sup>.

Con la contabilidad energética se puede determinar la cantidad de energía necesaria para producir otro tipo de energía, o evaluar la cantidad de energía necesaria para producir un bien o servicio (energía incorporada).

Al manejar formas energéticas con calidades muy diferentes (no todas las energías generan el mismo trabajo), no es conveniente para su agregación el uso del método de la entalpía, siendo mejor evaluar la exergía (Cleveland, 1992; Cleveland *et al.*, 2000). La exergía en términos Input-Output se puede definir como el potencial de energía o energía disponible para generar trabajo mecánico. Para cuantificar la exergía de determinado bien tendrían que identificarse los inputs energéticos añadidos que tienen sus diversas formas y restar las pérdidas de energía producidas (unos tipos de energía perderán más que otros).

### ***Indicadores del impacto de la contaminación basados en la entropía.***

Resulta creciente la preocupación acerca del impacto que los residuos de diversa peligrosidad, los materiales de desecho y el calor emitido, tienen sobre la calidad del medio ambiente global y la disponibilidad de recursos. Se puede utilizar un indicador de la entropía generada por los procesos productivos como aproximación al impacto ambiental de los mismos. Siguiendo a Faucheux (1994), se define el “grado de entropía para un sistema económico ( $S_e = N_m - N_o$ ). Es decir, como la diferencia entre el actual incremento de entropía resultante de la actividad económica ( $N_o$ ), y la mínima entropía de producción tecnológicamente posible ( $N_m$ ), manteniendo el mismo nivel de producción económica. Cuanto mayor es  $S_e$  mayor es el impacto por unidad de producción/consumo medido en términos de incremento de la entropía del medio (más polución, aumento de la temperatura media, etc.).

---

<sup>191</sup> La Entalpía es el equivalente a la energía interna más el producto de la presión multiplicado por el volumen.

<sup>192</sup> Véase Bullard y Herendeen (1975) entre otros.

Por otra parte, se puede optar por un indicador de “negentropía”. Este concepto se refiere a la diferencia entre el nivel actual de entropía de un sistema y el máximo que puede contener bajo determinadas condiciones. Como se mencionará más adelante, la fijación de unos valores objetivo, referencia o límites para cada indicador es el método más empleado para elaborar indicadores de sostenibilidad.

#### 2.2.3.1.8. Indicadores de Desmaterialización.

Una línea de trabajo a mitad de camino entre los indicadores físicos y los energéticos es la referida a los balances de materiales<sup>193</sup>, determinándose normalmente los indicadores referidos al Input Material Total y al Consumo Material Total. Con esta finalidad se pueden desarrollar Modelos Input-Output sectoriales, pero también indicadores de síntesis como el establecido por Schmidt-Bleek (1993) e Hinterberger (1993). Estos autores calculan el input de materias por unidad de servicio (en inglés, MIPS) de un importante número de bienes y servicios de consumo, constatando la necesidad de reducir los flujos materiales mediante el incremento de la eficiencia productiva y de la durabilidad de los bienes de consumo.

Con el uso de estos indicadores se soslaya el problema de la identificación y cuantificación del stock de capital natural. En lugar de fijarse en mantener el stock material, resulta más interesante centrarse en términos de reducir el flujo de input materiales de la producción. Con MIPS se tiene un "instrumento de medida de los impactos ambientales de la producción de servicios" (Hinterberger *et al.*, 1997: 12).

Otro tipo de estudios relacionados con el proceso de “desmaterialización” son aquellos que se centran en determinar el impacto de las actividades humanas sobre el ciclo del carbono o biomasa<sup>194</sup>. En los mismos se determina desde una visión biofísica los costes que para la naturaleza tiene la expansión humana, configurando a la misma como el mayor organismo consumidor de todos los ecosistemas existentes en la Tierra<sup>195</sup> (Rees, 1998, 1999).

---

<sup>193</sup> Para profundizar en este tipo de estudios véanse Vitousek *et al.* (1986), Schmidt-Bleek (1993) y Spangenberg (1999), entre otros.

<sup>194</sup> Un conocido ejemplo es el estudio realizado por Boyle y Lavkulich (1997) para la cuenca canadiense de Lower Fraser.

<sup>195</sup> Sobre este particular se desarrollan todas las teorías acerca de la huella ecológica.

El llamado *espacio medioambiental* desarrollado por Schmidt-Bleek (1992) y aplicado a varios países europeos (Moffatt, 1996) es otra medida a considerar como indicador de desmaterialización. Básicamente se refiere al uso de un recurso en cualquier país en relación al uso medio mundial del dicho recurso. Se compara el consumo medio global de un recurso dado en término *per capita*, con el consumo *per capita* nacional. Los recursos seleccionados son normalmente: recursos no renovables, tierra arable, bosques y recursos hídricos. Se considera el ciclo de vida de estos recursos para determinar su consumo total. Se define el espacio medioambiental para un recurso *i* al porcentaje de reducción (o incremento) en el uso de ese recurso en el país *j* necesario para reducir (incrementar) el consumo en el país *j* en relación a la media mundial para el recurso *i* en términos *per capita*.

En este sentido, el llamado Club Factor 10 (Schmidt-Bleek, 2000) demanda una reducción del uso de los recursos de al menos el 50%, lo que supone incrementar por diez la productividad de los recursos en aras de alcanzar la sostenibilidad.

#### 2.2.3.1.9. Indicadores Ecosistémicos.

Un tipo de aproximación al análisis de la sostenibilidad fuerte es el uso conjunto de indicadores en términos físicos y energéticos, así como biológicos. Se trata de los indicadores ecosistémicos que se centran en el estudio de la salud o el grado de desarrollo de los ecosistemas (Odum, 1969;1985). Perrings y Pearce (1994) destacan que el desconocimiento de las relaciones internas de un ecosistema hace impredecibles los efectos de la actividad humana sobre los mismos, hecho que se agrava si además existen discontinuidades o umbrales críticos traspasados los cuales el ecosistema pierde su resiliencia y la integridad funcional.

Características ecosistémicas como estabilidad, resiliencia, flexibilidad, cambio estructural, biodiversidad, metabolismo, energía, etc. son analizadas desde esta perspectiva<sup>196</sup> (Kay y Schneider,1992; Common y Perrings, 1992; Perrings *et al.*, 1995; Holling, 1973; Bossel, 1998; Müller *et al.*, 2000; Izsák y Papp, 2000).

Siguiendo a Boisvert *et al.* (1998), los indicadores ecosistémicos han de referirse a los siguientes apartados:

---

<sup>196</sup> En Pearce y Barbier (2000) se hace una comparación entre indicadores económicos y ecológicos a la hora de analizar la sostenibilidad, concediendo especial importancia a los referidos a la diversidad.

- a) Análisis eco-energético, mediante el análisis clásico centrado en modelizar la cadena trófica reduciendo sus elementos biológicos y físicos a formas e intercambios de energía. La viabilidad del ecosistema está asegurada si el intercambio energético se produce entre unos límites (el concepto de ventana de la energía).
- b) Análisis del balance de materiales, centrado en los ciclos bio-geo-químicos (básicamente carbón, agua, nitrógeno, fósforos y sulfuros) desde una perspectiva input-output. Un ecosistema con estrés se caracteriza por el aumento de los flujos, ciclos materiales abiertos y reducción del reciclaje interno del sistema.
- c) Análisis de biodiversidad, estudiando el número de especies distintas y su población. Entre otros muchos indicadores en pleno desarrollo, los más conocidos son derivados de la Ecología como: el índice de Shannon, el índice probabilístico de Simpson y el índice de equitabilidad.

### 2.2.3.2. Crítica a los indicadores de sostenibilidad fuerte.

En palabras de Noël y O'Connor (1998:80), el enfoque de la sostenibilidad fuerte aboga por la "construcción de indicadores para la sostenibilidad ecológica y económica que funcionen como objetivos políticos explícitos y como información acerca de los costes de oportunidad asociados a la consecución de los objetivos medioambientales". Sin embargo, este enfoque se encuentra en pleno desarrollo y pocas aplicaciones se han hecho de forma generalizable<sup>197</sup>. Una difícil cuestión referida a los indicadores basados en medidas del capital natural radica en la ingente cantidad de información estadística que se necesita para implementar este tipo de análisis. Los problemas comentados de agregación y definición de umbrales críticos son otras cuestiones de difícil solución si no se aplica a pequeña escala.

En concreto, las críticas sobre indicadores basados en el IBES o el IPES se centran en que dichas medidas no cumplen los objetivos para los que se crearon, por lo que no son mejores que el PNN como medida de bienestar, ni que los índices físicos o el PNNc en términos de medida de depreciación del capital natural (Neumayer, 1999). A pesar de ser medidas desarrolladas por defensores de un concepto "fuerte" de sostenibilidad, en el que se distingue entre los tipos de capital (artificial, natural

---

<sup>197</sup> Destaca el modelo SEESM (Structural Economy-Environment Simulation Modelling) desarrollado por Faucheux y O'Connor (1998).

renovable y no renovable), en las mismas no se consideran subíndices específicos que cuantifiquen el estado de esos tipos de capital (Neumayer, 1999b).

Como destaca Hanley (2000), los costes de este tipo de indicadores en unidades físicas han de ser menores que los derivados de aplicar indicadores del tipo Hartwick/Solow de sostenibilidad débil, pues estos últimos añaden a la dificultad de contabilidad física la necesidad de valorar todos los cambios en los stock en términos monetarios, máxime para los recursos fuera de mercado.

El principal problema que aparece en estos modelos es la determinación de los estándares de sostenibilidad. Los valores de referencia pueden determinarse en relación a una situación pasada, futura o criterio ideal. Sobre una base científica del conocimiento de las interrelaciones entre el ecosistema natural y los sistemas económicos, se produce inevitablemente una negociación o balance entre los objetivos sociales (preferencia por la calidad ambiental y su sostenibilidad) y económicos (preferencia por el nivel de calidad económica). Se puede encontrar un claro ejemplo que ilustre esta cuestión en las actuales negociaciones acerca del cambio climático. Grupos sociales distintos, generaciones distintas, economías distintas, tendrán prioridades sociales distintas. Lo que para unas comunidades puede resultar un patrimonio ambiental irremplazable, y por tanto, digno de catalogarse como de CNC, para otras puede no serlo así.

Las críticas acerca del EMS se centran además sobre su incongruencia o inconsistencia, dado que supone un intervencionismo en determinados momentos justificado por evitar la irreversibilidad, deshabilitando los mecanismos de mercado y la política ambiental o económica que ha conducido a dicha situación<sup>198</sup>.

Los indicadores desarrollados a partir del concepto de la huella ecológica se utilizan con mayor frecuencia como instrumento para la toma de decisiones, dada su transparencia y objetividad, así como su nivel de agregación en una única dimensión. Si bien este tipo de indicadores considera la cuestión espacial y el efecto del comercio internacional a la hora de analizar la sostenibilidad de una población, por el contrario se plantean diversos problemas metodológicos (Bergh y Verbruggen, 1999):

- a) Sobre la agregación, la ponderación y la relevancia política. Al realizarse la conversión en términos de área de tierra de todos los impactos ecológicos

---

<sup>198</sup> Un amplio análisis de las críticas acerca del EMS se puede consultar en Farmer y Randall (1998).

relacionados con el consumo, no se consideran las distintas calidades y usos de la tierra. Las ponderaciones físicas utilizadas en esta conversión no reflejan ni cambios en la escasez relativa de los bienes o la calidad ambiental en el tiempo ni en el espacio, a pesar de que los impactos ambientales son muy distintos.

- b) Sobre la dimensión "ficticia" del uso de la tierra y los usos sostenibles de la misma. En muchos casos la interpretación que se hace del indicador comete el error de pensar que realmente esa extensión de tierra está cubierta por la "huella ecológica", cuando no es más que una unidad de medida. Por otra parte, este indicador no distingue entre usos sostenibles y no sostenibles de la tierra.
- c) Sobre el uso sostenible de la energía. Una tercera objeción radica en el procedimiento de medida y agregación de los impactos asociados al uso de la energía (emisiones de CO<sub>2</sub>). Los valores finales de la Huella Ecológica están sobredimensionados, porque sólo se considera la asimilación de CO<sub>2</sub> por parte de los bosques y zonas forestales, dejando de lado otras vías menos intensivas en uso del suelo.
- d) Sobre la escala espacial. Desde un punto de vista ambiental o ecológico, no tiene sentido seguir los límites administrativos regionales y nacionales para el cálculo de la Huella Ecológica.
- e) Sobre la consideración del comercio. En la propia formulación del índice se prefiere como sostenible una situación de autosuficiencia o autarquía, pues según la formulación del déficit ecológico, la huella ecológica total de una economía (considerando también el consumo derivado del comercio) no ha de superar la tierra productiva disponible en la región. Con esta definición se niegan las ventajas comparativas de los países y regiones relativas a sus disponibilidades de recursos naturales.

Como señala Fricker (1998), la huella ecológica puede ser útil para referenciar la evolución interna y temporal de un sistema urbano o regional, pero no resulta un instrumento útil para comparar con otros entornos.

## 2.3. Conclusiones.

Son muchas las conclusiones que se pueden derivar de este capítulo centrado en la conceptualización y cuantificación del desarrollo sostenible. En primer lugar, destaca la riqueza de matices existentes en las múltiples definiciones existentes para el término desarrollo sostenible, sostenibilidad o sustentabilidad. Esta heterogeneidad no es tal si se trata de descender a las bases que inspiran dicho concepto. En el apartado 2.1.1. se trata de realizar esta labor, destacándose finalmente que la regla de sostenibilidad se plantea como un equilibrio entre los criterios de eficiencia económica, calidad ambiental y equidad intra- e intergeneracional.

Entre las barreras institucionales o instrumentales existentes para la adopción de reglas de sostenibilidad se encuentran principalmente las referidas al libre acceso a ciertos recursos y la deficiente valoración económica de los activos ambientales (recursos naturales, biodiversidad, calidad ambiental, etc.). No obstante, distintas aproximaciones científicas tratan de paliar estas deficiencias, agrupándose los modelos existentes en base a la relación entre el capital natural y el capital elaborado por el hombre o artificial. Dos son los grandes enfoques a la hora de agrupar las principales aportaciones: la sostenibilidad entendida en sentido débil y en sentido fuerte.

En referencia a qué enfoque es más útil para analizar el desarrollo sostenible, hay que señalar que no se puede concluir una respuesta clara: cada modelo persigue un objetivo concreto. Desde las primeras aproximaciones de los economistas clásicos hasta los sofisticados modelos basados en las teorías de la coevolución, pasando por aquellos otros que parten de la superposición de generaciones, los modelos sectoriales, los dinámicos o los ecosistémicos y energéticos, etc., todos ellos aportan algo novedoso y positivo para el análisis de la sostenibilidad. Sin embargo, a la hora de la aplicación del modelo a la toma de decisiones (planificación y gestión) sí existen claras diferencias en la utilidad de los mismos, destacando aquellos que se acercan más al diseño real de las instituciones propias de decisión y asignación de bienes y servicios (modelos desde la sostenibilidad débil).

Eludiendo la atención del hecho de si el capital natural y artificial son plenamente sustitutivos o no en el largo plazo, un punto genérico a todas las aproximaciones a sostenibilidad reside en la necesidad compartida de conocer con mayor profundidad la

interrelación entre recursos naturales y actividad económica, así como las externalidades derivadas sobre la calidad ambiental. Sólo de ese conocimiento se podrán realizar modelos que, en primer lugar arrojen luz sobre la cuestión que inicia este párrafo y, en segundo lugar, integren las dimensiones ecológica y económica a la hora de reducir la distancia entre sostenibilidad económica y ambiental.

De cara a la cuantificación del desarrollo sostenible, los modelos de sostenibilidad fuerte son los que más necesidades de información tienen, derivadas de la plena integración entre los sistemas económicos y ecológicos que plantean. Esta es la razón principal de su escasa aplicabilidad normalmente restringida sólo a algunas dimensiones específicas de la relación entre ecosistemas naturales y humanos (normalmente la energía o los residuos).

Respecto al análisis urbano, se ha de destacar como conclusión la escasa repercusión que tiene sobre el mismo los modelos de sostenibilidad débil comentados, los cuales parecen estar centrados exclusivamente en la escala nacional e internacional. Esta orientación impregna profundamente las experiencias de conceptualización y medición de la sostenibilidad realizadas a nivel urbano, destacando en el apartado de conceptos, la acuñación de términos como sostenibilidad parcial (referida a un ámbito del modelo urbano), sostenibilidad local (referida a una ciudad en su conjunto) y global (considerando todos los efectos locales agregados); así como sostenibilidad relativa (referenciada a las mejores experiencias) o absoluta (referenciada a estándares y umbrales absolutos).

Desde el análisis en el ámbito urbano se deducen dos conclusiones. En primer lugar, parece claro que las ciudades consideradas aisladamente no son sostenibles en términos absolutos. Como ecosistemas artificiales que son, en su metabolismo urbano no desarrollan ciclos cerrados de materiales o energía, necesitando aportes crecientes de recursos procedentes de otros ecosistemas externos y generando un volumen de residuos que no son reincorporados plenamente en el sistema.

Para ser considerado sostenible en términos absolutos, el ecosistema urbano ha de limitar su metabolismo de forma que sea un sistema autocontenido. La generación de energía endosomática, la minimización de residuos y el reciclado de los mismos son cuestiones que con el estado actual de la tecnología no pueden plantearse sobre una base estable. No obstante, la evolución planteada hacia una *sociedad-red* puede acarrear, desde

el punto de vista ecológico, la definición de un *macro-ecosistema urbano*<sup>199</sup> con distintos elementos (ciudades) especializados de forma coordinada en distintas funciones dentro de este ecosistema urbano global. Según esta hipótesis, unos entornos juegan un papel de generación de energía, otros de transformación de los residuos, etc. La sostenibilidad urbana analizada de forma aislada sólo tiene sentido desde el enfoque de la eficiencia ambiental, centrada en el metabolismo urbano y minimizando las necesidades de recursos y la emisión de residuos. La conclusión se concreta en la frase recogida anteriormente de construir ciudades en un mundo sostenible.

En segundo lugar, se destaca que los instrumentos propios del enfoque de la sostenibilidad en sentido fuerte son los más demandados en el ámbito urbano, especialmente los análisis de la huella ecológica urbana, la capacidad de carga, los indicadores ecosistémicos, etc. La principal traba a la que se enfrentan es la siguiente: resulta necesario recopilar un tipo de información, normalmente mediante el uso de indicadores físicos, a la que las agencias estadísticas no están habituadas ni experimentadas: datos sobre la interacción entre los ecosistemas urbano y naturales.

En relación al problema de la información de base a la hora de cuantificar los avances hacia la sostenibilidad, Pearce *et al.* (1996) defienden que la misma puede ser medida mediante indicadores, cuya búsqueda ha de venir guiada por una teoría de la sostenibilidad centrada en la distinción entre los enfoques débil y fuerte.

Finalmente, como resultado de la revisión realizada de la literatura más relevante en materia de desarrollo sostenible, se ha de concluir que no existe una única vía para medir el desarrollo considerado como concepto integrador de un gran número de componentes objetivos y subjetivos. Ante este hecho, junto al interés por el análisis del desarrollo sostenible a nivel urbano, se orientan los siguientes capítulos de este trabajo a profundizar en el conocimiento de las relaciones entre los componentes del desarrollo a nivel urbano y sus efectos sobre el medio natural cercano. Para ello, se opta por el enfoque de los indicadores de sostenibilidad que gozan de gran popularidad en la esfera urbana, dada su utilidad directa para la toma de decisiones locales.

---

<sup>199</sup> De forma análoga a la hipótesis GAIA (Lovelock, 1988), se podría formular una hipótesis donde las ciudades conforman a su vez un organismo en red (hipótesis de los Titanes, siguiendo el símil mitológico).