



"Las cosechas se calcularon en dólares y la tierra se valoraba en capital más interés"¹. Una interpretación crítica desde la Economía Ecológica de la evaluación monetaria de la degradación del suelo

José Ramón Olarieta Alberdi²

Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida
Rovira Roure 177, 25006 Lleida, Catalunya
jramon.olarieta@macs.udl.cat

Rafael Rodríguez-Ochoa

Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida
Rovira Roure 177, 25006 Lleida, Catalunya
rrodriguez@macs.udl.cat

Emilio Ascaso Sastrón

Institut Geològic de Catalunya
c/ Balmes, 209-211. 08006. Barcelona. España
eascaso@igc.cat
Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida
Rovira Roure 177, 25006 Lleida, Catalunya
emilio@macs.udl.cat

Fecha de recepción: 03/03/2008. Fecha de aceptación: 19/06/2008

Resumen

El objetivo de este trabajo es discutir las principales aproximaciones utilizadas en la literatura para la evaluación monetaria de la degradación de los suelos: el método del coste de reposición y el método del cambio en la productividad. El método del coste de reposición ha sido aplicado principalmente a procesos de erosión, y representa a los suelos como simples "stocks" de nutrientes para las plantas. Este método es erróneo, además, por considerar que una unidad de nutriente en el suelo erosionado es equivalente a una unidad del mismo nutriente en un fertilizante sintético, ya que la concentración del nutriente en éste es muy superior a la concentración en aquél. Por su parte, el método del cambio en la productividad asigna al suelo lo que es, en realidad, un resultado del sistema de uso del territorio. Además, sólo considera la función de producción agraria del suelo, sobre la base de una definición por otro lado simplista de la productividad. En cualquier caso, estas aproximaciones no permiten resolver la valoración de los procesos irreversibles en la dinámica de los suelos ya que no disponemos de sustitutos renovables del suelo. Por ello, estos métodos no pueden considerarse sino complementarios de los métodos de valoración física de la dinámica de los suelos.

Palabras clave: Consumo de suelos, erosión de suelos, evaluación del territorio, irreversibilidad.

¹ John Steinbeck. "Las uvas de la ira".

² Autor de contacto



Abstract

The main approaches used for the monetary evaluation of soil degradation, the replacement cost and the change in productivity approach, are discussed. The replacement cost approach has been applied to soil erosion processes mainly, and represents soils as mere stocks of plant nutrients. This approach is also fundamentally wrong in considering that a weight unit of a nutrient lost in eroded soil is equivalent to a weight unit of the same nutrient in fertilizer, because the concentration of the latter is much higher than that of the former. The change in productivity approach assigns to the soil what is in fact an output of the wider land-use system. Furthermore, it only considers the agrarian-production function of soils on the basis of too a simplistic definition of productivity. In any case, the valuation of irreversible processes in the dynamics of soils is another unsolved problem in these approaches as we have no renewable replacement for soils. These approaches, therefore, may only be considered complementary to the physical valuation methods of soil dynamics.

Key words: Land evaluation, soil erosion, soil consumption, irreversibility.

1. Introducción

Los suelos son ecosistemas caracterizados por un doble proceso de organización: el desarrollo de la estructura edáfica propia y el desarrollo de los horizontes. Son también ecosistemas abiertos, tanto en términos de energía como de materia, y por tanto, evolucionan a lo largo del tiempo como resultado de la interacción entre el clima, el material geológico original, la actividad de los seres vivos y la geomorfología. Excepto en el caso de suelos sometidos a fenómenos periódicos de adición de nuevos materiales por sedimentación, esta evolución conduce, a largo plazo, a una menor disponibilidad de materia/energía por el desarrollo de horizontes edáficos limitantes para el desarrollo radicular. A corto plazo, sin embargo, la actividad de los seres vivos puede invertir la dirección de este proceso, especialmente en las primeras fases de desarrollo de los suelos.

En cualquier caso, los suelos se encuentran en un estado transitorio permanente, de forma que el resultado en cualquier momento histórico y punto del espacio es el resultado de las combinaciones históricas y contemporáneas de los factores formadores antes citados, y no un estado estacionario "climax" pre-determinado. Factores de estrés (p.ej. el lavado de nutrientes solubles), frecuencia de las perturbaciones (p.ej. episodios de erosión o sedimentación intensa), y umbrales de irreversibilidad (p.ej. la aparición en superficie de horizontes de suelo cementados) apuntan todos en esa dirección, consistente con la teoría general de la resiliencia de los ecosistemas.

El concepto de "degradación" refleja una evaluación humana de estos procesos de dinámica de los suelos, sea cual sea el grado de "responsabilidad" humana en ellos, y por tanto, está abierto a interpretación, no sólo en relación a su importancia o magnitud, sino incluso a su carácter negativo.

No tenemos conocimiento del empleo del análisis energético en la valoración de los suelos o de su degradación, a pesar de la importancia de éstos en la producción agraria y de la frecuente aplicación de estos análisis a los sistemas agrarios. Sin embargo, algunas metodologías empleadas en la valoración exergética de recursos naturales (Valero & Ranz 1999) pueden tener aplicación también a los suelos.

El análisis monetario de la degradación del suelo ha sido utilizado en diferentes situaciones que cubren un amplio espectro de procesos concretos y escalas de análisis, si bien la erosión del suelo es el proceso que más se ha tratado desde esta perspectiva monetaria.

En este trabajo se discutirán las diversas metodologías utilizadas para la "monetarización" de la degradación del suelo y los diferentes problemas asociados con ellas. Los métodos de valoración contingente y de valoración hedónica no han sido apenas utilizados con esta finalidad y por ello no los discutiremos con tanto detalle como los dos métodos más frecuentemente utilizadas para evaluar el coste en parcela de la degradación del suelo: el método del coste de reposición (MCR), y el método del cambio de productividad (MCP). En algunos pocos casos también se han utilizado



aproximaciones que mezclan en cierta manera estos dos últimos métodos. Así, Blyth & McCallum (1987, citados por Jayasuriya 2003a) utilizaron lo que denominan "coste de oportunidad", que sería igual a los ingresos obtenidos en suelos no-degradados menos los costes de reparación y prevención de la erosión. Hochman et al. (1989), por su parte, en su evaluación de la aplicación de enclavados como enmienda de suelos ácidos, valoraron tanto el aumento de productividad obtenido como el valor residual de la cal aplicada.

Jayasuriya (2003a) discute tres "medidas de la escasez de suelos" como posibles evaluadores de la degradación: el coste unitario de extracción, los precios de los productos cosechados, y la renta económica, pero sin llegar a presentar ejemplos de su aplicación concreta a la degradación del suelo. En cualquier caso, su concepto del coste unitario de extracción no puede aplicarse porque la mayoría de usos no implican la extracción del suelo, y el método de la renta económica, por su parte, no llega a producir resultados coherentes en muchos casos (Olarieta 2000). La aproximación por los precios de los productos cosechados está basada en el concepto de la productividad del suelo que se discutirá más tarde en este trabajo, y por tanto, comparte sus mismos problemas.

2. Valoración hedónica y valoración contingente

El método de valoración hedónica consiste en comparar los precios de la tierra en parcelas con diferentes niveles de degradación para inferir el coste de este proceso. Bishop (1995) y Clark (1996) han criticado este método sobre la base de que no existen mercados desarrollados de la tierra; de que, en todo caso, son mercados muy opacos; y de que muchos procesos de degradación del suelo no se perciben fácilmente ni se dispone de datos sobre ellos, y por tanto, pueden no quedar valorados en los precios de la tierra. Aún más, estos precios incluyen un componente especulativo que, muchas veces, sobrepasa los componentes derivados

de las cualidades de la tierra. En algunos trabajos (De Simón et al. 1993) se ha intentado separar este componente especulativo del precio de la tierra pero mediante estimaciones sin ninguna base real.

El método de valoración contingente se basa en preguntar a las personas sobre su disposición a pagar (WTP) para reducir la degradación del suelo o sobre su disposición a aceptar una compensación por el hecho de que el suelo se degrade (WTA). Este método lo han utilizado, por ejemplo, Scrimgeour & Shepherd (1998) para estimar el impacto de la degradación estructural del suelo sobre los agricultores y sobre los habitantes de la región de Manawatu en Nueva Zelanda.

Estos métodos han originado muchas discusiones en la literatura (Vatn & Bromley 1994; O'Neill 1997), pero aquí sólo trataremos algunas cuestiones básicas relacionadas específicamente con los suelos. En primer lugar, los métodos de valoración contingente dependen de las percepciones que sobre los sistemas estudiados tengan las personas que contestan los cuestionarios. Ciertamente los suelos no son sistemas conocidos, ni siquiera por los científicos (McAuliffe 1994), dado que se trata de sistemas naturales no directamente visibles y que no reciben tanta atención como otros sistemas naturales en la educación primaria y secundaria (Nielsen 1987). En relación con su función más conocida, como medios para la producción agraria, los suelos están, en general, infravalorados en los países industrializados, ya que el comercio, a través de la importación de alimentos, crea la falsa imagen de que podemos vivir sin ellos y de que no hace falta preocuparse por su protección (Wackernagel & Rees 1997). Se da, por tanto, un claro problema cognitivo (Vatn & Bromley 1994) en la valoración de los suelos.

Aún más, dado que las preferencias son construcciones sociales determinadas en gran manera por el contexto cultural (Boulding 1991; Vatn & Bromley 1994), la valoración de los suelos como un recurso fundamentalmente agrario dentro de las sociedades industriales puede llevar a una falta de percepción de los procesos de



degradación o a una percepción sesgada de los problemas dependiendo de, por ejemplo, la cobertura de los medios informativos sobre estos procesos. Este es el caso del citado estudio de Scrimgeour & Shepherd (1998), en el que se muestra cómo la población urbana de la región de Manawatu no es consciente de los problemas de degradación estructural de los suelos agrícolas de esta zona, pero, en cambio, sí se muestran muy preocupados por los problemas de erosión de suelos, que no afectan a estos suelos pero reciben una mayor atención por parte de los medios informativos. Este problema cognitivo no sólo puede afectar a la población urbana sino también a la percepción que los agricultores tienen sobre las tierras que no están en su vecindad (Reeve & Black 1994).

En cualquier caso, existe un problema generalizado en la falta de conocimiento que la sociedad muestra respecto a los múltiples servicios que le proporcionan los ecosistemas (Bingham et al. 1995), y específicamente, las personas que han respondido a cuestionarios de valoración contingente muestran grandes dificultades para dar respuestas congruentes, aunque al final acaben proporcionando algún tipo de cuantificación monetaria (Clark et al. 2000).

3. El método del coste de reposición

En el método del coste de reposición, que Jayasuriya (2003a) denomina "coste de rehabilitación", la degradación del suelo se valora, al menos en teoría, mediante el coste de devolver el suelo a la misma condición en la que se encontraba antes de que tuviera lugar el proceso de degradación. En la literatura, que principalmente ha tratado la degradación por erosión hídrica del suelo, este método se ha reducido, sin embargo, a la valoración de la mera reposición mediante fertilizantes inorgánicos de los nutrientes minerales del suelo (básicamente nitrógeno, fósforo y potasio) arrastrados por la erosión. Ejemplos de aplicación de este método pueden encontrarse en Rubin & Hyman (2000), Drechsel et al. (2001), Guo et al. (2001), y Borggaard et al. (2003).

Jayasuriya (2003a) denomina a este método simplificado como "valor de mercado del suelo", mientras que define el "coste de reposición" de la erosión del suelo como el que "asigna un coste a la recogida de los sedimentos (producidos por la erosión), el transporte de éstos de vuelta a la parcela original, y su redistribución en ésta". En este trabajo utilizaremos el significado descrito al comienzo de este apartado, ya que el utilizado por Jayasuriya no se corresponde con ninguna situación real del presente, aunque en el pasado sí se hayan llevado a cabo tales trabajos de recogida y redistribución de sedimentos (Olarieta y Rodríguez-Ochoa 2004).

En cualquier caso, de la masa total de suelo arrastrada por la erosión hídrica, los nutrientes no constituyen sino una proporción muy pequeña, y en algunos casos ni siquiera la más importante. La pérdida de masa de suelo representa, entre otras muchas cosas (como por ejemplo, materia orgánica y biomasa), la pérdida de parte de la capacidad de retención de agua disponible del suelo, que es, en muchos ecosistemas, el principal factor determinante de la productividad agraria (Olarieta et al. 2000, 2006a). Por tanto, reponer únicamente algunos de los nutrientes perdidos no devolverá al suelo a su situación inicial.

El método del coste de reposición tampoco tiene en cuenta que el valor de los nutrientes perdidos no sólo está relacionado con su cantidad en términos absolutos, sino también con la proporción que éstos representan respecto a la cantidad inicial presente en el suelo, es decir, con su escasez a escala de parcela. En suelos con un bajo contenido inicial de nutrientes la pérdida de cantidades pequeñas en términos absolutos puede tener mayores consecuencias que pérdidas mayores en suelos con cantidades iniciales altas de nutrientes.

Algunos autores (Drechsel et al. 2001; Jayasuriya 2003a) han criticado el método del coste de reposición sobre la base de que puede sobrestimar el coste al valorar todos los nutrientes perdidos en el suelo erosionado cuando sólo una parte de éstos hubieran



estado disponibles para las plantas, y porque los nutrientes perdidos son sólo una parte muy pequeña de todas las reservas de nutrientes en el suelo y "la fertilidad puede mantenerse sin una reposición completa" (Crowards 1994).

Estas críticas muestran varios errores. Una cuestión menor es que el método del coste de reposición no puede, normalmente, tener en cuenta la totalidad de nutrientes perdidos, como sugieren estas críticas, sino que sólo puede valorar las formas disponibles de los nutrientes porque son las que normalmente se evalúan en los análisis rutinarios de laboratorio, excepto en el caso del nitrógeno que sí suele analizarse como nitrógeno total.

Aún más, estas críticas caen en lo que Vatn & Bromley (1994) llaman el "problema de composición", es decir, el problema de la relación entre la parte y el todo, al sugerir que sólo deben valorarse las cantidades de nutrientes que las plantas absorberían, y no el total de nutrientes perdidos. Por supuesto, las formas no disponibles de los nutrientes no pueden ser consideradas como equivalentes a las formas disponibles ya que representan diferentes niveles de materia/energía disponible. Pero todas las formas posibles de cualquier nutriente en el suelo están íntimamente relacionadas mediante flujos, de forma que incluso cuando se aplican abonos que contienen sólo formas directamente solubles y disponibles para las plantas, parte de estos abonos pasa a formas no disponibles tras su inmovilización por la masa microbiana y/o por otros componentes del suelo. La cuestión es que no hay formas disponibles de ningún nutriente sin formas no disponibles, y que la frontera entre unas y otras es más un ejercicio conceptual que otra cosa.

Aquellas críticas al método del coste de reposición también caen en lo que podemos denominar el problema de la valoración equitativa, que está relacionado con lo que suele considerarse como la base de cualquier valoración ambiental, es decir, con que la tierra se valore con los mismos criterios que el capital (Adger & Grohs 1994). Las máquinas, por ejemplo, no se valoran

teniendo en cuenta únicamente las piezas que contribuyen estrictamente a la función que realizan. Así, por ejemplo, no sólo pagamos por el microprocesador del ordenador, sino también por la estructura plástica que lo contiene y por la campaña de publicidad que lo acompaña.

Otros críticos del método de reposición (Clark 1996) sugieren que los agricultores sólo aplicarían fertilizantes mientras los incrementos de producción obtenidos compensasen los costes. Estas críticas, por tanto, se basan en un juicio predeterminado sobre el comportamiento de los agricultores y en un esquema analítico similar al del método del cambio de productividad. Ambas cuestiones se discutirán posteriormente.

Pero hay, en efecto, una razón por la que los nutrientes perdidos por erosión no pueden ser valorados al precio de mercado del abono que contiene una cantidad equivalente de nutrientes. Y esta razón es mucho más importante que la cuestión, a veces apuntada, de que los fertilizantes sean "artificialmente" baratos o caros. Tal razón deriva de la diferencia entre la concentración de los nutrientes en el suelo y la concentración en los abonos. El efecto de los fertilizantes en la producción agraria no se debe únicamente a la cantidad total aplicada, sino que es resultado, principalmente, de su alta concentración en nutrientes, ya que la absorción de éstos por las plantas está directamente relacionada con su concentración en la solución del suelo, y ésta a su vez, con los gradientes de concentración creados por las partículas de abono.

La concentración de nitrógeno en los abonos de síntesis, normalmente en formas solubles, es del orden de 100 veces superior a la concentración de nitrógeno total en los 15 cm superficiales del suelo en zonas templadas. Por su parte, la concentración de fósforo total en los abonos es 10.000 veces superior a la concentración de fósforo total en los mismos 15 cm. Hay, por tanto, una clara diferencia entre el valor de un kilogramo de un determinado nutriente en el suelo y el valor de un kilogramo del mismo nutriente en los abonos en términos de su disponibilidad para



las plantas. Por tanto, el precio de una unidad de éste último no puede equipararse al de una unidad del primero, ya que la gran diferencia entre sus concentraciones representa una gran diferencia entre sus valores exergéticos, es decir, entre sus capacidades para producir trabajo útil.

El método del coste de reposición está basado, por tanto, en la idea de la sustitución perfecta e ilimitada entre tierra y capital. En el caso de la erosión del suelo, en particular, ya se ha discutido que los abonos de síntesis sólo reparan parcialmente los efectos de este proceso, ya que no pueden reparar, por ejemplo, la pérdida de materia orgánica, de biomasa, de masa inorgánica del suelo, ni la degradación de las propiedades físicas del suelo que generalmente acompañan al proceso de erosión. Algunos autores (p.ej., Pimentel et al. 1995) han llegado a utilizar cifras de valoración monetaria para algunos de estos componentes, pero tales cifras sólo pueden definirse como meras conjeturas en algunos casos, y en otros, se basan en suposiciones heroicas (como, por ejemplo, que hay agua de freáticos disponible para ser utilizada en un riego que reponga la pérdida de capacidad de retención de agua del suelo resultante de la erosión).

La creencia en la sustitución perfecta ha sido apoyada por Seckler (1987: 90) sobre la base de que los suelos pueden ser "creados" sencillamente mezclando materiales geológicos con fertilizantes y humus. Es una idea muy frecuente, pero no por ello menos errónea, el pensar en el suelo como una mera yuxtaposición de material inorgánico, y diferentes concentraciones de nitrógeno, fósforo, potasio, y humus. Pero así como un parque urbano no es un bosque, independientemente del número y densidad de árboles plantados en él, un montón de tierra no es un suelo, sea cual sea su concentración de nutrientes y materia orgánica. Los suelos son ecosistemas, y la estructura y organización que han desarrollado, en muchos casos después de miles de años de evolución, no puede reproducirse mediante una sencilla mezcla de sus diferentes componentes.

4. El método del cambio en la productividad

El método del cambio en la productividad incluye, dentro de la literatura, casos relacionados tanto con aumentos como con descensos de la productividad. El método del aumento de productividad se basa en la valoración del aumento de producción que se da al recuperar el suelo de los efectos de la degradación. Lo han utilizado, por ejemplo, Zekri et al. (1990) para evaluar los proyectos de drenaje diseñados para recuperar suelos salinos en zonas de regadío, comparando el valor monetario del aumento de productividad esperado con el coste monetario de instalar el sistema de drenaje.

El método de la pérdida de productividad valora la degradación del suelo a partir del descenso en ingresos que resulta de las menores producciones obtenidas en suelos degradados en comparación con suelos no degradados. La erosión, por ejemplo, entre otros efectos produce una disminución en el contenido de nutrientes y en la capacidad de retención de agua disponible del suelo. Por tanto, el método de la pérdida de productividad, normalmente, simula mediante datos empíricos o modelos matemáticos el efecto de estos procesos en la producción monetaria obtenida. Esta es la aproximación que siguen la mayor parte de trabajos, p.ej. Pimentel et al. (1995), Alfsen et al. (1996), Lu & Stocking (1998). Este método también se ha utilizado para evaluar los efectos de la salinización del suelo (Janmaat 2004). El análisis de la productividad total de los factores es una variante de esta aproximación que se ha utilizado a escalas regionales o estatales (Jayasuriya 2003b; Drechsel et al. 2004).

Pero el método del cambio de productividad presenta tres problemas básicos: uno relacionado con las funciones realizadas por los suelos, otro derivado del estrecho concepto de productividad considerado, y el tercero relacionado con la confusión que plantea sobre la escala del ecosistema analizado.

El empleo del método de cambio en la productividad deriva del razonamiento circular



que se establece al definirse la degradación del suelo como "cualquier cambio neto en el suelo que produce una reducción en su productividad" (Bojö 1996, De Graaf 1996). Este método considera la función de los suelos como medio para la producción agraria (medida en términos monetarios), pero no tiene en cuenta todas las demás funciones producidas por los suelos (reservas de biodiversidad, control de los ciclos de carbono orgánico, agua y nutrientes, registros históricos, etc.). Y quizás la situación más extrema se da en la valoración de la degradación del suelo en campos de cultivo abandonados en los que no se obtiene ya ninguna producción comercial. ¿Significa esto que el coste para el agricultor y para la sociedad es cero, cuando, por ejemplo en el caso de muchas zonas mediterráneas, no sólo se están erosionando los suelos sino que además se están derrumbando los muros de piedra que los protegían?

Sparling et al. (2006), en su valoración monetaria de la materia orgánica del suelo, han ampliado el alcance del método al considerar los ingresos teóricos producidos por el secuestro de carbono y nitrógeno en este componente del suelo. Pero aún así, el método del cambio en la productividad del suelo ni siquiera cumple con el concepto de "valor económico total" utilizado en la Economía Ambiental, ya que no considera los cambios en el "valor de opción" y en el "valor de existencia" de los suelos como resultado de su degradación.

En cualquier caso, este método adopta una perspectiva muy limitada sobre la productividad agraria ya que no tiene en cuenta que el valor de los suelos está relacionado, en gran medida, con la flexibilidad de uso que ofrecen, es decir, con su capacidad para permitir no sólo uno sino diferentes cultivos con bajos niveles de insumos. En el caso de la producción de arroz en regadío en Monegros (Huesca, España), por ejemplo, el manejo del suelo tiene por objetivo la total degradación de las propiedades físicas de los suelos para así crear las pobres condiciones de drenaje que necesita el arroz. Pero estas condiciones de drenaje limitan gravemente, quizás de una

forma irreversible, la posibilidad de realizar otros cultivos diferentes del arroz. Sin embargo, sobre la base del método del cambio de productividad quizás ni siquiera se llegaría a definir éste como un proceso de degradación del suelo, ya que de hecho está mejorando la productividad del arroz.

Hasta ahora sólo se ha considerado el valor monetario de una determinada medida de la productividad, en concreto de la productividad por unidad de superficie (p.ej. kilogramos por hectárea). Pero ésta no es sino una medida parcial de la productividad. Por ejemplo, el pino insigne (*Pinus radiata* D. Don) es una especie más productiva en Nueva Zelanda en términos de cantidad de madera por hectárea y año en suelos ricos en nitrógeno que en suelos pobres en nitrógeno, pero la producción de madera en esos suelos ricos es menos eficiente en el uso del nitrógeno (metros cúbicos de madera por kilogramo de nitrógeno extraído) que la producción en suelos pobres (Smith et al. 1994). Esto quiere decir que la eficiencia monetaria está inversamente relacionada con la eficiencia en el uso del nitrógeno en este caso, y que el análisis monetario nos estaría llevando por un camino equivocado si, como parece, el nitrógeno se convierte en un factor limitante de la producción agraria mundial en el futuro como resultado de restricciones energéticas.

Como han mostrado diferentes autores (Behnke 1985; Giampietro et al. 1992), las comparaciones unidimensionales de los agroecosistemas pueden conducir a error, y la imagen completa de éstos sólo puede obtenerse mediante un análisis de todos los criterios e indicadores relevantes. Incluso si solamente se considera la función productiva de los suelos, la productividad en un medio físico determinado es una propiedad multidimensional, mientras que el análisis monetario del cambio en la productividad es sólo una medida parcial de los resultados del agroecosistema (Giampietro 2004).

El método del cambio en la productividad confunde las escalas del sistema analizado al asignar al suelo lo que es, de hecho, el resultado del conjunto del agroecosistema. Así, la erosión del suelo, por ejemplo, tendrá



un mayor impacto en la productividad, a igualdad de otras condiciones, en climas semiáridos que en climas húmedos. Y es imposible utilizar coherentemente el método del cambio en la productividad en agricultura de subsistencia, que, por definición, no tienen mercados y, por tanto, no tienen precios.

En definitiva, este método considera el cambio en la productividad monetaria debida a la degradación del suelo como una característica del suelo, cuando ni siquiera es una característica del territorio (que incluye no sólo el suelo, sino también el clima, geomorfología, etc.) sino un resultado del sistema de uso del territorio (que incluye también la tecnología utilizada en un determinado sistema socio-económico), sistema en el que los componentes actúan sinérgicamente y a los cuales no se les puede asignar aritméticamente, por tanto, una determinada proporción de los resultados obtenidos (Olarieta 2000).

5. La cuestión de la irreversibilidad

El método del coste de reposición (MCR) y el método del cambio en la productividad (MCP) no son comparables ya que se basan en aproximaciones completamente diferentes. Mientras éste último sólo analiza el cambio en la renta monetaria obtenida en el uso del suelo, el primero pretende valorar el cambio en el propio bien-fondo que es el suelo. Adger & Grohs (1994) sugieren que el MCP correspondería a un criterio de sostenibilidad débil, mientras que el MCR estaría basado en una sostenibilidad fuerte. Y Drechsel et al. (2004) los diferencian con base en que el MCP analiza los impactos a corto plazo y el MCR los efectos a largo plazo. No es sorprendente, por tanto, que los resultados obtenidos al aplicar los dos métodos a una misma situación sean muy diferentes (Bishop 1995; Gunatilake & Vieth 2000).

En el método del cambio en la productividad se asume, en la mayoría de casos, que la degradación del suelo continúa sin control año tras año, sin ninguna consideración hacia los efectos acumulativos de tal proceso, de forma que en algún momento en el futuro acabaría por desaparecer el suelo para dejar

paso a un terreno baldío. Al centrarse en los efectos sobre el flujo de rentas, este método ignora los efectos sobre el bien-fondo, y por tanto, la aproximación a una situación irreversible no le merece ninguna consideración. Como afirma Knowler (2004), "la degradación de la productividad del suelo...no sólo supone una pérdida de producción a corto plazo, sino también el consumo del capital natural del suelo y la pérdida potencial a perpetuidad de la riqueza nacional".

El desarrollo urbano también representa un proceso irreversible de consumo de suelos en aquellos casos en los que la construcción de los cimientos de las estructuras implica la excavación y eliminación del suelo, y en todos los casos supone un cambio en el uso del territorio que es irreversible a efectos prácticos (Häberli et al. 1991). Aun más, las tierras de especial calidad para la producción agrícola soportan un porcentaje desmesuradamente alto de este desarrollo urbano (Bradbury et al. 1996; Hall et al. 2000), de forma que la cantidad de tierra "per cápita" se está convirtiendo en un indicador esencial de recursos dada la extrema competencia que aparecerá en el futuro por el uso del territorio (Page 1991). Por tanto, el mantenimiento de la multifuncionalidad de los suelos, es decir, evitar el desarrollo urbano "sensu lato", debiera ser un objetivo básico de una política racional de uso del territorio (Häberli et al. 1991), ya que la flexibilidad que permite en la toma de decisiones sobre el uso del territorio tanto ahora como en el futuro es un requisito básico para la sostenibilidad.

Esta cuestión de la competencia por la tierra, y en especial por la tierra de especial calidad para la agricultura, suele abordarse en Economía comparando el precio de la tierra para uso urbano con el que tiene para uso agrícola o con la producción agrícola perdida al realizar el desarrollo urbanístico. Pero esta aproximación no tiene ningún sentido porque estos precios valoran cuestiones completamente diferentes. Por un lado, el suelo es un componente fundamental del precio de la tierra agraria; pero por el otro, el desarrollo urbano busca, fundamentalmente, superficies sólidas de la Tierra con ciertas



características respecto a su localización, siendo el suelo un componente prácticamente irrelevante de estas superficies, e incluso una molestia ya que tiene que ser excavado.

En cualquier caso, la cuestión de fondo en estos casos está relacionada con la escala temporal de los procesos de degradación/recuperación de los suelos. Los suelos, como interfase entre procesos geológicos, atmosféricos, y biológicos, presentan propiedades que evolucionan a escalas temporales biológicas y otras que lo hacen a escalas casi geológicas. Izac (1997) distingue así entre el carácter renovable del nitrógeno del suelo (que puede ser recuperado por fijación biológica de la atmósfera) y el carácter no-renovable del fósforo del suelo (que sólo se recupera por ciclos geoquímicos). De esta forma, la autora propugna una regla de inversión en materia orgánica del suelo como compensación parcial por la disminución del recurso no-renovable y para el mantenimiento del flujo del recurso renovable.

Sparling et al. (2003) muestran cómo 60 años después de la erosión del suelo en una zona de montaña de Nueva Zelanda, las propiedades del horizonte superficial del suelo se recuperaban como máximo a un 70-80% de los niveles de los suelos no-erosionados a pesar de unas condiciones climáticas y geológicas muy favorables. La recuperación hasta un 80% del nivel en los suelos no-erosionados tardaba 5 años para propiedades como la relación carbono/nitrógeno, 20-45 años para algunas enzimas, o 50 años para la densidad aparente, y 80 años para la densidad real. Aquellos autores sugieren que la producción en los suelos erosionados no se recuperaría por encima del 80% de la de los no-erosionados y que "algunas propiedades no se recuperarían completamente dentro de una escala temporal humana". En cualquier caso, la mayoría de estos períodos de tiempo quedan fuera del rango de los análisis monetarios estándar.

En otros casos, cuando la erosión ha continuado hasta dejar en superficie horizontes cementados o rocas competentes,

o cuando los procesos de salinización y/o sodificación han alcanzando ciertos niveles, la situación se ha hecho completamente irreversible (Olarieta y Rodríguez-Ochoa 2004), incluso con el empleo de todas las tecnologías disponibles (Herrero et al. 1989).

Pero otra característica importante de los suelos es su variabilidad en profundidad, de forma que la presencia o ausencia y la profundidad a ciertos horizontes subsuperficiales tienen profundas implicaciones en la hidrología y la diversidad de plantas a escala de paisaje (McAuliffe 1994). Aun más, la pérdida por erosión de estos horizontes, que pueden haber necesitado decenas de miles de años para formarse, debe considerarse irreversible, ya que son el resultado de condiciones ambientales pretéritas, y por tanto, las condiciones presentes producirían un perfil de suelo diferente.

6. Sobre la toma de decisiones y la cuantificación

Otro argumento utilizado con frecuencia para justificar el empleo del análisis monetario es que los resultados de éste constituyen en realidad la base de la toma de decisiones en relación al uso del territorio y a la degradación del suelo. Sin embargo, muchos trabajos empíricos demuestran que esto no es así: los resultados del análisis coste-beneficio monetario no siempre coinciden con la percepción de los agricultores en relación al interés de las prácticas de conservación de suelos (Knowler 2004; Posthumus y de Graaff 2005); estas prácticas pueden ser realizadas aunque no aumenten los ingresos agrícolas (Barbier 1998); los agricultores responden no sólo a cambios en el mercado sino también a los cambios que se producen en el medio biofísico (Haw et al. 2000); y muchos agricultores pobres están implementando prácticas de conservación de suelos por motivos éticos "aunque un análisis financiero indicaría que ni siquiera se las pueden permitir" (Lumley 1997).

Y tampoco las intervenciones de las instituciones públicas siguen siempre el



criterio del análisis monetario. Las nuevas transformaciones en regadío en Monegros (Huesca, España), por ejemplo, se están llevando a cabo sin un planeamiento adecuado del drenaje de estos suelos, cuando está demostrado que la instalación de drenes está justificada en términos monetarios ya que limita los procesos de salinización del suelo y la consiguiente disminución de la productividad (Zekri et al. 1990).

Pero incluso si fuera cierto que todas las decisiones se toman en base a un análisis monetario, es un argumento muy pobre científicamente utilizarlo para justificar el empleo de éste si, como se ha discutido, este tipo de análisis resulta muy pobre para evaluar la degradación del suelo. En todo caso, es un argumento basado únicamente en la posición socialmente dominante de este discurso económico.

Ni siquiera el argumento de que el análisis monetario permite la cuantificación y comparación de costes y beneficios de la degradación de suelos en una unidad de medida común tiene ninguna base. Un proceso de medición implica una comparación entre el objeto medido y una cantidad de referencia de la misma clase que éste, de forma que el objetivo del establecimiento de referencias universales ha sido permitir las comparaciones. Pero ninguno de estos principios es aplicable al análisis monetario de la degradación del suelo. Ya que no compara el objeto medido, p.ej., toneladas de suelo erosionado, con "una referencia del mismo tipo", sino con una referencia abstracta, el dinero, no da una representación "única para todas las personas en todo momento". Al contrario, el significado del dinero varía entre las personas y en el tiempo, ya que el dinero en sí mismo tiene un precio (y también un valor) que es diferente para diferentes personas, y grupos sociales, en el mismo momento histórico, y también es diferente para la misma persona, y grupos social, en diferentes momentos.

7. Conclusiones

Si bien los argumentos generales en relación a la evaluación monetaria de los sistemas naturales han sido frecuentemente discutidos en la literatura, los problemas específicos de las aplicaciones de este tipo de evaluación a la degradación del suelo apenas han suscitado debate.

Algunos autores (Bojö 1996; Jayasuriya 2003a) afirman que "la existencia física de la degradación del suelo no es necesariamente una evidencia de un problema económico o social", pero la "degradación" del suelo no existe en términos físicos sino que implica una percepción negativa de los procesos de dinámica de los suelos.

Los dos métodos más utilizados en la literatura económica para analizar esta percepción social se caracterizan por no ser capaces de analizar el suelo como sistema y tener que recurrir, por tanto, a cambios de escala del ecosistema. Por un lado, el método del coste de reposición reduce el suelo a algunos de sus componentes, y por el otro, el método del cambio en la productividad atribuye al suelo los resultados del sistema general de uso del territorio. La medida de la dinámica de los suelos en "unidades físicas" y la interpretación monetaria de esta dinámica hacen referencia, por tanto, a dos escalas diferentes del agroecosistema, y constituyen indicadores no-reducibles de dominios descriptivos no-equivalentes de éste (Giampietro 2004).

Estas dificultades que aparecen al intentar asignar un valor monetario a los suelos derivan de que ninguna de las teorías económicas del valor consigue contabilizar adecuadamente el valor de los suelos (Blaikie y Brookfield 1987). El discurso económico dominante actualmente desde sus orígenes ha ignorado los sistemas naturales, y, por tanto, no ha co-evolucionado con ellos ni ha desarrollado unas metodologías apropiadas para valorarlos (Bernstein 1981; Naredo 2003; O'Hara 1996).

Desde la perspectiva de la Economía Ecológica, la condición mínima para la sostenibilidad es el mantenimiento de los



sistemas naturales en su estado actual (Costanza et al. 1991; Folke et al. 1994; Hueting y Reijnders 1998), y por tanto, la evaluación en términos físicos de la dinámica de los suelos es tan relevante como la evaluación de los efectos de esta dinámica sobre la productividad agraria y sobre la productividad monetaria de los sistemas agrarios.

Diversas aproximaciones realizadas desde la Ciencia del Suelo encajan perfectamente con las propuestas realizadas desde la Economía Ecológica sobre la Contabilidad del Patrimonio Natural y la Contabilidad de los Flujos de los Sistemas de Uso del Patrimonio (Naredo 2003). Así, se han obtenido medidas de la escasez de suelos en unidades físicas a escalas nacionales teniendo en cuenta diversos escenarios futuros en relación a las necesidades de alimentos y las disponibilidades de recursos (Smit et al. 1981). Y a escala de parcela, es posible también analizar las necesidades de los diferentes tipos de uso del territorio en relación a las posibilidades de los suelos, con el fin de obtener información relevante sobre la sostenibilidad de los sistemas de uso del territorio (Olarieta et al. 2006b).

Agradecimientos

Quisiéramos agradecer a dos revisores anónimos sus acertados comentarios sobre una versión anterior.

REFERENCIAS

Adger, W. N. & F. Grohs. 1994. Aggregate estimate of environmental degradation for Zimbabwe: does sustainable national income ensure sustainability?. *Ecological Economics* Vol. 11, No. 2: 93-104.

Alfsen, K. H., M. A. De Franco, S. Glomsrod & T. Johnsen. 1996. The cost of soil erosion in Nicaragua. *Ecological Economics* Vol. 16, No. 2: 129-145.

Barbier, B. 1998. Induced innovation and land degradation: results from a bioeconomic model of a village in West Africa. *Agricultural Economics* Vol. 19, No. (1/2): 15-25.

Behnke, R. H. 1985. Measuring the benefits of subsistence versus commercial livestock production in Africa. *Agricultural Systems* Vol.16, No. 2: 109-135.

Bernstein, B. B. 1981. Ecology and economics: complex systems in changing environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* Vol. 12: 309-330.

Bingham, G., R. Bishop, M. Brody, D. Bromley, E. Clark, W. Cooper, R. Costanza, T. Hole, G. Hayden, S. Kellert, R. Norgaard, B. Norton, J. Payne, C. Russell & G. Suter. 1995. Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological Economics* Vol. 14, No. 2: 73-90.

Bishop, J. 1995. The Economics of Soil Degradation: an Illustration of the Change in Productivity Approach to Valuation in Mali and Malawi. Londres: IIED.

Blaikie, P. & H. Brookfield. 1987. Defining and debating the problem. In: Blaikie P. & H. Brookfield (eds). *Land Degradation and Society*. Londres: Methuen.

Blyth, M. & A. McCallum. 1987. Onsite costs of land degradation in agriculture and forestry. In: Chisholm, A. & R. Dumsday (eds). *Land Degradation: Problems and Policies*. Cambridge: Cambridge University Press.

Bojő, J. 1996. The costs of land degradation in Sub-Saharan Africa. *Ecological Economics* Vol. 16, No. 2: 161-173.

Borggaard, O. K., Gafur, A. & L. Petersen. 2003. Sustainability appraisal of shifting cultivation in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Ambio* Vol. 32, No. 2: 204-209.

Boulding, K. E. 1991. What do we want to sustain?. *Environmentalism and human evaluations*. In: R. Costanza (ed). *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. Nueva York: Columbia University Press.

Bradbury, I., Kirkby R. & S. Guanbao. 1996. Development and environment: the case of rural industrialization and small-town growth in China. *Ambio* Vol. 25, No. 3: 204-209.

Clark, R. 1996. *Methodologies for the Economic Analysis of Soil Erosion and Conservation*. Norwich, Londres: CSERGE.

Clark, J., Burgués J. & C. M. Harrison. 2000. "I struggled with this money business": respondents' perspectives on contingent valuation. *Ecological Economics* Vol. 33, No. 1: 45-62.

Costanza, R., Daly, H. E. & J. A. Bartholomew. 1991. Goals, agenda, and policy recommendations for Ecological Economics. In: R. Costanza (ed). *Ecological Economics. The Science and Management of Sustainability*. Nueva York: Columbia University Press.

Crowards, T. M. 1994. *Natural Resource Accounting for Zimbabwe*. Norwich, Londres: CSERGE.

De Graaff, J. 1996. *The Price of Soil Erosion. An Economic Evaluation of Soil Conservation and Watershed Development*. Wageningen: Wageningen Agricultural University.

De Simón, E., Mintegui, J. A., García, J. L. & J. C. Robredo. 1993. *La Restauración Hidrológico-Forestal*



en las Cuencas Hidrográficas de la Vertiente Mediterránea. Sevilla: Junta de Andalucía.

Drechsel, P., Gyiele, L., Kunze, D. & O. Cofie. 2001. Population density, soil nutrient depletion, and economic growth in sub-Saharan Africa. *Ecological Economics* Vol. 38, No. 2: 251-258.

Drechsel, P., Giordano M. & L. Gyiele. 2004. Valuing Nutrients in Soil and Water: Concepts and Techniques with Examples from IWMI Studies in the Developing World. Research Report 82. Colombo: International Water Management Institute.

Folke, C., Hammer, M., Costanza, R. & A. M. Jansson. 1994. Investing in natural capital-why, what, and how?. In: Jansson, A. M., Hammer, M., Folke, C. & R. Costanza (eds). *Investing in Natural Capital. The Ecological Economics Approach to Sustainability*. Covelo: Island Press.

Giampietro, M., Cerretelli, G. & D. Pimentel. 1992. Assessment of different agricultural production practices. *Ambio* Vol. 21, No. 7: 451-459.

Giampietro, M. 2004. Multi-scale Integrated Analysis of Agroecosystems. Boca Raton: CRC Press.

Gunatilake, H. M. & G. R. Vieth. 2000. Estimation of on-site cost of soil erosion: a comparison of replacement and productivity change methods. *Journal of Soil and Water Conservation* Vol. 55, No. 2: 197-204.

Guo, Z., Xiao, X., Gan, Y. & Y. Zheng. 2001. Ecosystem functions, services and their values- a case study in Xingshan County of China. *Ecological Economics* Vol. 38, No. 1: 141-154.

Häberli, R., Lüscher, C., Praplan, Chastonay, B. et C. Wyss. 1991. *L'Affaire Sol. Pour une Politique Raisonnée de l'Utilisation du Sol*. Genève: Georg Editeur.

Hall, C. A. S., León, C., Ravenscroft, W. & H. Wang. 2000. Temporal and spatial overview of Costa Rican agricultural production. In: C.A.S. Hall (ed). *Quantifying Sustainable Development. The Future of Tropical Economies*. San Diego: Academic Press.

Haw, M., Cocklin, C. & D. Mercer. 2000. A pinch of salt: landowner perception and adjustment to the salinity hazard in Victoria, Australia. *Journal of Rural Studies* Vol. 16, No. 2: 155-169.

Herrero, J., Rodríguez-Ochoa, R. y J. Porta. 1989. Colmatación de Drenos en Suelos Afectados por Salinidad. Zaragoza: Institución Fernando El Católico.

Hochman, Z., Godyn, D. L., & B. J. Scott. 1989. The integration of data on lime use by modelling. In: A. D. Robson (ed). *Soil Acidity and Plant Growth*. Academic Press Australia, Marrickville.

Huetting, R. & L. Reijnders. 1998. Sustainability is an objective concept. *Ecological Economics* Vol. 27, No. 2: 139-147.

Izac, A-M. 1997. Ecological economics of investing in natural resource capital in Africa. In: Buresh, R. J.,

Sanchez, P.A. & F. Calhoun (eds). *Replenishing Soil Fertility in Africa*. Madison, EEUU: SSSA, ASA.

Janmaat, J. 2004. Calculating the cost of irrigation induced soil salinization in the Tungabhadra Project. *Agricultural Economics* Vol. 31, No. 1: 81-96.

Jayasuriya, R. T. 2003a. Measurement of the scarcity of soil in agriculture. *Resources Policy* Vol.29, No. 3: 119-129.

Jayasuriya, R. T. 2003b. Economic assessment of technological change and land degradation in agriculture: application to the Sri Lanka tea sector. *Agricultural Systems* Vol. 78, No. 3: 405-423.

Knowler, D. J. 2004. The economics of soil productivity: local, national and global perspectives. *Land Degradation & Development* Vol. 15, No. 6: 543-561.

Lu, Y. & M. Stocking. 1998. A Decision-Support Model for Soil Conservation: Case Study on the Loess Plateau, China. Norwich, Londres: CSERGE.

Lumley, S. 1997. The environment and the ethics of discounting: an empirical analysis. *Ecological Economics* Vol. 20, No. 1: 71-82.

McAuliffe, J. R. 1994. Landscape evolution, soil formation, and ecological patterns and processes in Sonoran Desert bajadas. *Ecological Monographs* Vol. 64, No. 2: 111-148.

Naredo, J. M. 2003. *La Economía en Evolución. Historia y Perspectivas de las Categorías Básicas del Pensamiento Económico*. Madrid: Siglo XXI de España.

Nielsen, D. R. 1987. Emerging frontiers in Soil Science. *Geoderma* Vol. 40, No. 3: 267-273.

O'Hara, S. U. 1996. Discursive ethics in ecosystems valuation and environmental policy. *Ecological Economics* Vol. 16, No. 2: 95-107.

Olarieta, J. R. 2000. On the use value of land in agricultural production. *Ecological Economics* Vol. 32, No. 2: 169-173.

Olarieta, J. R., A. Usón, R. Rodríguez, M. Rosa, R. Blanco & M. Antúnez. 2000. Land requirements for *Pinus halepensis* Mill. Growth in a plantation in Huesca, Spain. *Soil Use and Management* Vol. 16, No. 2: 88-92.

Olarieta, J. R. y R. Rodríguez-Ochoa. 2004. L'aportació de la ciència del sòl a l'anàlisi dels canvis territorials en el món rural contemporani. En: Vicedo, E. (ed). *Medi, Territori i Història. Les Transformacions en el Món Rural Català Occidental*. Lleida: Pagès Editors.

Olarieta, J. R., Besga, G., Rodríguez-Ochoa, R., Aizpurua, A. & A. Usón. 2006a. Land evaluation for forestry: a study of the land requirements for growing *Pinus radiata* D.Don in the Basque Country, northern Spain. *Soil Use and Management* Vol. 22, No. 3: 238-244.

Olarieta, J. R., Besga, G., Rodríguez-Ochoa, R. & A. Aizpurua. 2006b. The unsustainability of selected *Pinus radiata* plantations in the Basque Country (northern Spain). In: Bauhus, J. & J. Schmerbeck (eds).



Ecosystems Goods and Services from Planted Forests. Freiburg: Berichte Freiburger Forstliche Forschung.

O'Neill, J. 1997. Managing without prices: the monetary valuation of biodiversity. *Ambio* Vol. 26, No. 8: 27-33.

Page, T. 1991. Sustainability and the problem of valuation. In: R. Costanza (ed), *Ecological Economics. The Science and Management of Sustainability*. Nueva York: Columbia University Press.

Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R. & R. Blair. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* Vol. 267, No. 5201: 1117-1123.

Posthumus, H. & J. de Graaff. 2005. Cost-benefit analysis of bench terraces, a case study in Perú. *Land Degradation & Development* Vol. 16, No. 1: 1-11.

Reeve, I. J. & A. W. Black. 1994. Understanding farmers' attitudes to land degradation: some methodological considerations. *Land Degradation & Rehabilitation* Vol. 5, No. 3: 179-189.

Rubin, B. D. & G. G. Hyman. 2000. The extent and economic impacts of soil erosion in Costa Rica. In: C.A.S. Hall (ed). *Quantifying Sustainable Development. The Future of Tropical Economies*. San Diego: Academic Press.

Scrimgeour, F. G. & T. G. Shepherd. 1998. The economics of soil structural degradation under cropping: some empirical estimates from New Zealand. *Australian Journal of Soil Research* Vol. 36, No. 5: 831-840.

Seckler, D. 1987. Issues in the economic evaluation of soil and water conservation programmes. In: Blaikie, P. & H. Brookfield (eds). *Land Degradation and Society*. Londres: Methuen.

Smit, B. The Land Evaluation Project Team. 1981. *Procedures for the Long-Term Evaluation of Rural Land*. Guelph: University of Guelph.

Smith, C. T., Lowe, A. T. & P.N. Beets. 1994. Nutrient accumulation in second-rotation *Pinus radiata* after harvest residue management and fertiliser treatment of coastal sand dunes. *New Zealand Journal of Forestry Science* Vol. 24, No. (2/3): 362-389.

Sparling, G., Ross, D., Trustrum, N., Arnold, G., West, A., Speir, T. & L. Schipper. 2003. Recovery of topsoil characteristics after landslip erosion in dry hill country of New Zealand, and a test of the space-for-time hypothesis. *Soil Biology and Biochemistry* Vol. 35, No. 12: 1575-1586.

Sparling, G. P., Wheeler, D., Vesely, E.-T. & L. A. Schipper. 2006. What is soil organic matter worth?. *Journal of Environmental Quality* 35: 548-557.

Valero, A. & L. Ranz. 1999. El coste exergético de reposición de los recursos minerales. En: Naredo, J. M. & A. Valero (eds). *Desarrollo Económico y Deterioro Ecológico*. Madrid: Fundación Argentaria y Visor.

Vatn, A. & D. W. Bromley. 1994. Choices without prices without apologies. *Journal of Environmental Economics and Management* Vol. 26, No. 2: 129-148.

Wackernagel, M. & W. E. Rees. 1997. Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: economics from an ecological footprint perspective. *Ecological Economics* Vol. 20, No. 1: 3-24.

Zekri, S., Albisu, L. M., Aragüés, R. & J. Herrero. 1990. *Impacto Económico de la Salinidad de los Suelos en la Agricultura de Bardenas I*. Madrid: INIA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.