

Serviços dos ecossistemas florestais: produção, valoração e valorização

Professor José Lima Santos

(Instituto Superior de Agronomia/Universidade Técnica de Lisboa)

Este artigo visa abordar a problemática dos serviços dos ecossistemas florestais, percorrendo, de modo ordenado, um conjunto de questões: O que são estes serviços? Porque são importantes? Que problemas de gestão levantam? Como são produzidos pelos ecossistemas florestais? Como é que essa produção é afectada pela gestão do ecossistema? Que relações de complementaridade e/ou conflito existem entre os diversos serviços de um mesmo ecossistema? Qual o valor económico dos serviços dos ecossistemas? Como é que este valor pode ser realizado através da criação de mercados para os serviços? Quais são as barreiras à criação de mercados para os serviços dos ecossistemas florestais? Que outras soluções existem para a correcção das falhas de mercado na área dos serviços ambientais?

Neste percurso pelo mundo dos serviços ambientais da floresta, optou-se por tratar as diversas questões no quadro dos serviços dos ecossistemas, em geral, uma vez que isso permite abrir horizontes e comentar, com vantagens expositivas, alguma bibliografia que, embora muito relevante para a problemática, não está centrada no problema específico da gestão florestal. Obviamente que os serviços dos ecossistemas florestais estão sempre no centro da problemática, mais geral, dos serviços dos ecossistemas e, portanto, acabámos por não nos afastar muito da "província florestal" neste percurso que se pretendia um pouco mais cosmopolita.



1- Serviços dos ecossistemas

A espécie humana, apesar de resguardada pela cultura e pela tecnologia face a efeitos imediatos do ambiente, está, em última análise, dependente de uma série de serviços dos ecossistemas (Millenium Ecosystem Assessment, 2003). Neste contexto, os serviços dos ecossistemas não são mais do que os benefícios que as pessoas retiram dos ecossistemas, incluindo os serviços de *fornecimento* de bens, como alimentos, fibras e água; os serviços de *regulação*, por exemplo, do clima, das cheias, das doenças e da qualidade da água; os serviços *culturais* (imateriais), relacionados com experiências estéticas, espirituais ou recreativas; e, por último, os serviços de *suporte*, tais como os ciclos biogeoquímicos, a formação do solo ou a produção primária dos ecossistemas, os quais asseguram a estrutura ecossistémica necessária à prestação dos restantes serviços (Millenium Ecosystem Assessment 2003).

Os quatro tipos de serviços referidos são assegurados pelo funcionamento dos ecossistemas, o qual é movido a energia solar e depende de uma diversidade de componentes bióticas (biodiversidade) acumulada ao longo de milhares de milhões de anos de evolução. A biodiversidade é, assim, pedra angular do edifício ecossistémico do qual fluem todos os serviços dos ecossistemas.

O Homem e o seu bem-estar têm sempre dependido de serviços dos ecossistemas. O que é relativamente novo é a aceleração da transformação dos ecossistemas pelas actividades humanas, sob pressão do crescimento demográfico, do aumento dos níveis de vida e da mudança dos padrões de consumo.

Para Vitousek *et al.* (1997), a "alteração da Terra pelo Homem é substancial e crescente. Entre um terço e metade da superfície terrestre foi transformada pela acção humana; a concentração de dióxido de carbono na atmosfera aumentou em aproximadamente 30 por cento desde o início da Revolução Industrial; a humanidade fixa uma quantidade de azoto atmosférico maior do que todas as outras fontes terrestres em conjunto; mais de metade de toda a água doce superficial é usada pelo Homem; e cerca de um quarto das espécies de aves da Terra foram extintas. Estas e outras referências tornam claro que vivemos num planeta dominado pelo Homem."

Neste sentido, o prémio Nobel Paul Crutzen, um químico da atmosfera, sugeriu, num artigo escrito em 2000 (Crutzen 2000), que estamos a viver, desde o fim do século XVIII (invenção da máquina a vapor por James Watt), numa nova Era, o Antropocénico, em que a assinatura das actividades humanas vai ficar gravada no futuro registo fóssil, sedimentar e dos gelos polares. O Homem actua, nesta Era, enquanto agente geológico principal, no que se refere às mudanças na composição da atmosfera, na acidificação dos oceanos e na diversidade e distribuição das espécies vivas.

Esta aceleração da transformação global dos ecossistemas pelo Homem traduz-se numa significativa redução de alguns serviços dos ecossistemas, com consequências negativas para o bem-estar humano. Em particular, o excesso de utilização de um serviço pode traduzir-se na redução de outros serviços: "Um país pode aumentar a produção de alimentos, por exemplo, convertendo floresta em terrenos agrícolas mas, ao fazê-lo, diminui a oferta de serviços que podem ter uma importância idêntica ou superior, tais como a água potável, a lenha, destinos ecoturísticos ou o controlo de cheias e secas." (Millenium Ecosystem Assessment, 2003: 26-27).

A pressão humana global sobre os ecossistemas, a resultante perda de serviços dos ecossistemas e as respectivas implicações para o bem-estar humano foram objecto de uma avaliação, às escalas global, regional e local, no âmbito do Millenium Ecosystem Assessment - um vasto exercício de colaboração entre membros de uma grande

diversidade de comunidades científicas, conduzido no âmbito da ONU, com vista a "mapear o estado de saúde do Planeta" (Kofi Annan, citado em Millenium Ecosystem Assessment 2003: 26).

Este vasto exercício de colaboração científica produziu uma imagem relativamente nítida (1) das actuais tendências de diversos serviços dos ecossistemas, relativamente a 10 categorias de ecossistemas consideradas no exercício (marinhos, costeiros, águas interiores, florestais, secos, insulares, montanhosos, polares, cultivados e urbanos), bem como (2) dos principais factores responsáveis por essas tendências. Enquanto, por exemplo, nas florestas tropicais, o principal factor de mudança tem sido a conversão de *habitat* florestal para outros usos, noutras ecossistemas, como os marinhos ou os insulares, os principais factores dinâmicos têm sido a sobre-exploração (pesqueiros) e a proliferação de espécies invasoras, respectivamente (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Embora, nalguns casos, as pressões conducentes à degradação dos ecossistemas e dos seus serviços estejam em desaceleração, como é o caso da conversão de florestas temperadas para outros usos, o caso geral, nas 10 categorias de ecossistemas consideradas, é do agravamento dos principais factores de degradação. Pode, portanto, prevê-se uma tendência de médio-longo prazo bastante generalizada no sentido da redução de muitos serviços dos ecossistemas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Além disso, "muitos serviços dos ecossistemas foram degradados em consequência de acções empreendidas para aumentar a oferta de outros serviços, por exemplo alimentos. Estes conflitos ou *trade off's* entre serviços transferem frequentemente os custos da degradação de um grupo de pessoas para outros grupos ou para as gerações futuras." (Millenium Ecosystem Assessment, 2005: 1). Acrescente-se ainda que, ao contrário dos alimentos, produtos lenhosos e outros serviços comercializados, os serviços dos ecossistemas que têm sido generalizadamente degradados (purificação da água, sequestro de carbono, contolo biótico de pragas e doenças, polinização...) não têm, em regra, valor comercial; nem existem direitos que protejam os grupos humanos negativamente afectados com a degradação desses serviços. Esta ausência de protecção é óbvia no caso das gerações futuras. Assim, os agentes económicos que estão em posição de modificar o ecossistema (agentes gestores) não retirariam nenhum benefício caso optassem pela conservação; nem são, por sua vez, impedidos de

degradar estes serviços em nome da protecção de direitos de terceiros. O resultado são escolhas em matéria de gestão de ecossistemas que (na falta de incentivos sinalizadores de todos os ganhos e perdas decorrentes de cada uma das opções de gestão) reduzem o bem-estar social face ao que seria possível no mesmo contexto ecológico e económico (falha de mercado).

Conhecer os *trade off's* entre diferentes serviços dos ecossistemas, bem como o valor de cada um destes serviços para os diversos grupos de pessoas afectadas, incluindo as gerações futuras, é, pois, decisivo para fundamentar decisões de gestão dos ecossistemas maximizadoras do bem-estar humano. Só este conhecimento de natureza ecológica e económica permite pesar a totalidade dos custos e benefícios, para os diversos interessados, de cada

uma das opções de gestão (Daily, 2000: 335). Esta necessidade de conhecimento para a gestão sustentável dos ecossistemas desdobra-se em três questões distintas mas relacionadas:

1. Como é que a gestão que é feita de um ecossistema, por exemplo com o objectivo de aumentar a produção de alimentos, fibras ou produtos lenhosos, altera o estado do ecossistema (biodiversidade, produção primária, ciclos de nutrientes, etc.) e, assim, modifica os fluxos dos restantes serviços do ecossistema? Esta questão traduz-se na necessidade de estimar as **funções de produção dos serviços do ecossistema** (Daily, 2000) ou seja a dependência em que estes serviços se encontram relativamente a diferentes estados possíveis do ecossistema. Interessa, pois, caracterizar cada um dos



estados possíveis do ecossistema, e determinar a combinação de serviços que será fornecida pelo ecossistema em cada um desses estados. Finalmente, importa caracterizar as modalidades de gestão que conduzem a cada um dos estados possíveis do ecossistema e, portanto, a cada uma das combinações possíveis de serviços. A sequência a investigar é a seguinte: gestão -> estado do ecossistema -> níveis dos diversos serviços (combinação de serviços).

2. Qual o valor económico de cada um dos serviços do ecossistema? Ou seja, qual o contributo de cada serviço para o bem-estar dos diversos grupos humanos (incluindo gerações futuras) que dele dependem? Esta é a questão da **valorização** (estimativa do valor) **dos serviços dos ecossistemas**. Resolver esta questão implica a identificação dos diversos serviços e dos grupos humanos que deles dependem, bem como a tradução numa métrica comum (geralmente monetária) dos impactes de cada um dos diversos serviços no nível de bem-estar dos diferentes grupos humanos. A quantificação do valor económico dos serviços dos ecossistemas, em conjunto com o conhecimento das funções de produção (questão 1), permite seleccionar a combinação óptima de serviços (Daily, 2000), logo também o estado óptimo do ecossistema, logo a modalidade de gestão óptima para a maximização do nível de bem-estar humano. Este resultado é portanto crucial para a optimização da gestão na perspectiva do desenvolvimento sustentável dos serviços dos ecossistemas.
3. Como integrar o valor de todos os serviços dos ecossistemas nas decisões dos agentes gestores, de modo que estas considerem não só o valor dos serviços que actualmente têm valor comercial mas também o de todos os serviços, presentes e futuros, do ecossistema que não são actualmente valorados pelo mercado? Esta questão é frequentemente descrita como a necessidade de **valorização dos serviços dos ecossistemas**. A resolução desta questão remete para as modalidades de governança dos ecossistemas, as quais podem combinar, em diversas proporções, (1) a regulamentação pelo estado, (2) a criação de mercados para os serviços dos ecossistemas (e outros tipos de incentivos económicos), (3) a (re)definição e protecção dos direitos dos diversos indivíduos e grupos, (4) a responsabilização dos gestores (responsabilidade civil, ou "licença da sociedade para operar"), ou (5) a definição de novas modalidades de organização para a gestão à escala do ecossistema (ecosystem approach). Como vimos, a resolução das questões 1 e 2 permite determinar a gestão óptima de um ecossistema.

Não permite, no entanto, só por si, implementá-la. Esta tarefa depende da resolução da questão 3.

Refira-se que a questão 1 nos coloca claramente à escala do ecossistema. De facto, os *trade off's* entre os diversos serviços de um mesmo ecossistema, a dependência em que o nível de cada serviço se encontra face ao estado do ecossistema (função de produção), a consideração dos diferentes estados possíveis de um ecossistema, e a identificação das combinações possíveis de serviços, todos apontam para focar a análise no ecossistema no seu conjunto.

Por outro lado, a resolução da questão 2 parte da identificação dos serviços, para focar depois a análise em cada um dos serviços do ecossistema, considerar os grupos humanos que, ao longo do tempo, dele beneficiam, e, finalmente, medir o valor económico desse serviço. A análise decorre, portanto, focada num serviço e não no conjunto do ecossistema.

Finalmente, para determinar a combinação óptima de serviços (bem como o estado óptimo do ecossistema e o óptimo de gestão que lhe correspondem), temos de combinar, como vimos, a resolução das questões 1 e 2, considerando pois conjuntamente as duas escalas de análise (a do ecossistema e a do serviço), de que resultam algumas tensões, exploradas mais à frente neste artigo.

Estas tensões voltam a surgir na análise da questão 3. De facto, algumas soluções propostas para a valorização, como é o caso da criação de mercados para os serviços dos ecossistemas, privilegiam a escala do serviço na busca de soluções para o problema da valorização. Criando um mercado para cada serviço, estes mercados revelarão o valor dos serviços e produzirão incentivos à sua produção, cabendo à gestão do ecossistema organizar-se para reagir a estes incentivos. A criação de um incentivo à produção de cada serviço é aqui a variável chave da intervenção (variável independente) funcionando a gestão do ecossistema como variável de ajustamento (variável dependente). Outras soluções, como a reorganização da gestão à escala do ecossistema (derivada da *ecosystem approach*), privilegiam, pelo contrário, a escala do ecossistema no seu conjunto na busca de soluções. Deste modo, consideram-se os serviços no seu conjunto, o que permite, por exemplo, gerir melhor os *trade off's* entre os diversos serviços de um ecossistema.

As três secções seguintes deste artigo referem-se às três questões que acabam de ser enunciadas, a saber: a produção, a valorização e a valorização dos serviços dos ecossistemas.



2- Produção dos serviços dos ecossistemas

Quanto à produção dos serviços, interessa sobretudo analisar a função de produção do serviço, ou seja a relação ecológica entre o nível do serviço e o estado do ecossistema, bem como as interações ecológicas entre a produção dos diversos serviços de um mesmo ecossistema, sejam elas de complementaridade ou conflito (*trade off's*).

Refiram-se primeiro alguns exemplos de funções de produção de serviços dos ecossistemas: (1) a relação entre o nível de controlo de cheias e a taxa de desflorestação de uma bacia hidrográfica; (2) a relação entre a resiliência de um ecossistema florestal ao fogo ou a ataques de pragas e o nível de biodiversidade do ecossistema; e ainda (3) a relação entre os serviços de purificação da água e o coberto vegetal na vizinhança da rede hidrográfica. Este último exemplo sublinha a importância do conhecimento não só da função, no sentido matemático do termo, que relaciona o nível do serviço (variável dependente) com uma série de indicadores do estado do ecossistema (variáveis independentes), mas também o da dimensão espacial dos dois tipos de variáveis.

A investigação em ecologia da paisagem acumulou já suficiente evidência empírica para demonstrar que o arranjo espacial conta (Forman, 1995) em matéria de serviços dos ecossistemas. Deste modo, para a maior parte dos serviços dos ecossistemas, a validade da função de produção do serviço depende de um modelo espacialmente explícito das relações ecológicas subjacentes, sejam elas a fragmentação do *habitat*, o controlo de pragas através de relações bióticas, a polinização, o controlo de cheias ou a combustibilidade de uma paisagem.

Outro aspecto importante na análise das funções de produção de serviços é a forma funcional das relações ecológicas subjacentes, que determina a forma funcional da própria função de produção. Em diversos serviços, existe alguma evidência do carácter não linear da relação funcional entre o estado do ecossistema e o nível do serviço (Holling 1986), o qual pode estar associado à existência de limiares de variação estrutural do ecossistema, dentro dos quais a prestação do serviço ambiental não é muito afectada; no entanto, uma vez ultrapassados estes limiares de variação, o serviço degrada-se rápida e intensamente (Daily 2000). Um exemplo que vem prontamente à mente é o da relação entre a resiliência e a biodiversidade de um ecossistema (Holling *et al.*, 1995).

Apesar do nosso conhecimento teórico de muitas destas relações, existem poucas análises empíricas das mesmas

disponíveis para apoiar decisões de gestão dos ecossistemas em contextos específicos. Por exemplo, apesar de ser provavelmente generalizada a existência daqueles limiares críticos, raramente sabemos onde é que eles realmente estão no caso de um determinado ecossistema concreto. Segundo Daily (2000: 338), “embora saibamos bastante sobre o funcionamento dos ecossistemas e a oferta de serviços em termos gerais e abstractos, existe grande escassez de informação em particular sobre ecossistemas e economias locais”.

Dada a dependência das relações ecológicas relativamente ao contexto local, os modelos ecológicos estimados num determinado contexto para abordar um determinado problema de gestão são dificilmente transferíveis para abordar o mesmo problema num contexto diferente. Isto aponta para a necessidade de replicar o mesmo tipo de investigação ecológica em cada contexto particular, ou, talvez melhor, em cada tipo de contexto. A informação contextualizada produzida por este tipo de investigações poderá depois ser objecto de meta-análises com vista ao estudo das possibilidades de transferência controlada, entre contextos, das funções de produção estimadas (Desvousges *et al.*, 1998).

Importa ainda analisar a existência de irreversibilidades na degradação do ecossistema e dos seus serviços (associadas ou não à existência de limiares), as quais condicionam a possibilidade de restauro uma vez ocorrida a degradação. A existência de irreversibilidades coloca problemas particularmente difíceis à gestão de ecossistemas dado o imperativo de manter a flexibilidade suficiente para responder a necessidades futuras hoje ainda mal conhecidas (Daily, 2000).

Um exemplo ilustrativo da complexidade dos *trade off's* ou complementaridades ecológicas entre serviços dos ecossistemas é o da relação entre as funções de produção agrícola e de conservação da biodiversidade. Se pudéssemos separar áreas naturais, onde não ocorresse qualquer tipo de gestão humana, e áreas produtivas de alimentos, onde não existisse biodiversidade selvagem nenhuma, a análise desta relação seria bastante simplificada e assentaria num *trade off* linear entre os dois serviços. Neste modelo de segregação espacial dos serviços de produção de alimentos e de conservação da biodiversidade, o nível de cada um dos serviços dependeria essencialmente da fracção da área total que fosse lhe fosse alocada.

Na realidade, este modelo simplificado de segregação de funções não é válido, mesmo no caso de sistemas



agrícolas intensivos, porque, mesmo nesses sistemas, a biodiversidade do solo é considerável e presta serviços relevantes de regulação e suporte no âmbito do agro-ecossistema (Buck *et al.*, 2004).

O modelo simplificado é ainda menos válido no caso de formas extensivas de utilização agrícola e agro-florestal do solo, que proporcionam excelentes condições de *habitat* para muitas espécies selvagens, inclusive espécies com elevado estatuto de conservação (EEA, 2004; Santos, 2008). Pode até considerar-se que a pressão para a intensificação ou o abandono destes sistemas agrícolas e agro-florestais extensivos, ricos em biodiversidade selvagem, constituirá, durante as próximas décadas, uma séria ameaça à conservação da biodiversidade (Braat *et al.*, 2008), a somar à ameaça, já mais conhecida, de conversão de ecossistemas naturais em terrenos de cultivo.

Emerge assim um debate sobre a melhor forma de acomodar a necessidade de aumentar a produção de alimentos baratos para uma humanidade em crescimento com a conservação da biodiversidade (Green *et al.*, 2005). Uma opção será a de apoiar os sistemas agrícolas extensivos ricos em espécies, com o risco de aumentar a pressão para a conversão de ecossistemas naturais para a produção agrícola. A opção alternativa consistiria em intensificar os sistemas actualmente extensivos, com perda significativa de biodiversidade nesses sistemas, mas poupando mais os ecossistemas naturais, supostamente mais ricos em biodiversidade. Para Green *et al.*

(2005), a evidência disponível aponta para a superioridade desta última opção (intensificação produtiva para poupar mais terra para a natureza) em termos do número de espécies conservadas.

Fischer *et al.* (2008), por seu lado, tendem a atenuar o debate entre as duas opções, uma vez que estas raramente aparecem em alternativa num determinado contexto concreto. De facto, os sistemas extensivos, que combinam a produção com a conservação num mesmo espaço, tendem a ocorrer em áreas de relevo movimentado, com difíceis condições de produção e uma estrutura da propriedade da terra muito fragmentada; nestes espaços, a possibilidade de intensificar a produção numa área para reservar outras para a protecção estrita da natureza não se coloca. Por outro lado, em áreas planas, com boas condições de produção e em que domina a grande propriedade, a segregação espacial das áreas de produção face às áreas de protecção apresenta-se como estratégia dominante. Mais uma vez, as relações ecológicas subjacentes e, portanto, a melhor solução parecem depender do contexto ecológico e económico.

Por sua vez, Scherr e McNeely (2006) defendem uma abordagem à escala da paisagem (mosaico de ecossistemas) para promover conjuntamente a produção agrícola e a conservação da biodiversidade. O planeamento espacialmente explícito das diversas acções à escala da paisagem permitiria tirar maior partido das complementaridades e evitar os *trade off's* entre os diversos serviços do ecossistema. A estratégia defendida por estes autores – por eles designada Ecoagricultura – utiliza elementos característicos das duas opções acima referidas, tais como: (1) criação de reservas de biodiversidade em sítios em que estas beneficiem as comunidades agrícolas locais através da prestação de serviços dos ecossistemas, como a polinização e o controlo de pragas e doenças; (2) desenvolvimento de redes de *habitat* em áreas não cultivadas, tais como áreas ribeirinhas e campos abandonados; (3) redução da necessidade de conversão de áreas naturais para a agricultura, aumentando a produtividade da terra agrícola existente; (4) minimização da poluição de origem agrícola através da agricultura biológica ou da protecção integrada; (5) modificação da gestão do solo, da água e da vegetação, encarando-a como um investimento em capital natural para aumentar o nível de produtividade sustentável no médio-longo prazo; (6) modificação da agricultura no sentido de copiar os ecossistemas naturais, através de um maior uso de plantas perenes, herbáceas e arbóreo-arbustivas (Buck *et al.*, 2004).



Scherr e McNeely (2006) sublinham a importância da análise, planeamento, gestão e monitorização à escala do ecossistema (ou melhor, da paisagem - mosaico de ecossistemas) como modo de reduzir os *trade off's* e promover as complementaridades entre serviços dos ecossistemas. Deste modo, eles visam transformar jogos de soma nula entre os diversos serviços - e, portanto, entre os diversos grupos humanos que deles beneficiam - em jogos de soma positiva, politicamente mais geríveis. Os grandes desafios a esta abordagem aos serviços dos ecossistemas, focada na gestão do ecossistema/paisagem agrícola no seu todo, são:

- o grau em que as desejadas complementaridades entre serviços venham a ser realmente obtidas e a dominar o contexto da gestão (Buck *et al.*, 2004);
- a eventual incompatibilidade entre esta abordagem (*ecosystem approach*) e as abordagens que tentam isolar cada serviço para o valorar e, sobretudo, para o colocar no mercado; assim, a criação de incentivos económicos centrados num dos serviços, por exemplo o sequestro de carbono, pode colocar difíceis problemas à gestão de ecossistemas quando não existam incentivos à produção dos outros serviços e quando a relação entre serviços seja de conflito e não de complementaridade;
- a real possibilidade de formas de organização dos diversos decisores (e restantes partes interessadas) para a gestão dos serviços à escala do ecossistema.

3 - Valoração económica dos serviços dos ecossistemas

Como foi sublinhado, na primeira secção, quando passamos da produção para a valoração económica dos serviços dos ecossistemas, a análise deixa de estar centrada no ecossistema, no seu funcionamento conjunto, na diversidade de serviços prestados e nos *trade off's* e complementaridades entre estes serviços, para se centrar no serviço a valorar e no eixo serviço - pessoas que dele beneficiam.

O termo serviços dos ecossistemas foi primeiro divulgado por ecólogos, como Daily (1997), para realçar o largo espectro de processos e produtos naturais de que dependem a existência e o bem-estar do Homem (Kroeger e Casey, 2007). É neste sentido mais vasto que o termo é adoptado no Millennium Ecosystem Assessment, que distingue,

como vimos, serviços de fornecimento de bens, serviços de regulação, serviços culturais e serviços de suporte.

Porém, para Kroeger e Casey (2007) e Boyd e Banzhaf (2006), quando se pretende valorar economicamente os serviços, esta definição abrangente de serviços dos ecossistemas torna-se confusa na medida em que comprime, num mesmo conceito, (1) funções ecológicas subjacentes, como os ciclos dos nutrientes, (2) bens e serviços de que os seres humanos beneficiam mais ou menos imediatamente, como alimentos, água e atributos estéticos, e ainda (3) o próprio valor destes serviços para as pessoas, isto é, os respectivos benefícios.

Assim, para efeitos de valoração económica dos serviços dos ecossistemas, Boyd e Banzhaf (2006: 8) definem serviços apenas como produção final do ecossistema, isto é: "componentes da natureza, directamente fruídas, consumidas ou utilizadas para produzir bem-estar humano". Esta definição mais restrita evita a dupla contabilização que ocorreria se somássemos o valor de serviços intermédios, como os ciclos dos nutrientes, ao valor de serviços finais, como os alimentos e fibras produzidos para uso humano directo.

Além disso, esta definição restrita de serviços centra o exercício de valoração naquilo que realmente tem valor para os humanos. Para Kroeger e Casey, esta definição restrita dos serviços enquanto "produtos finais discretos e identificáveis" é importante não só para a sua quantificação e valoração mas também para a criação de mercados para os serviços. Não será por acaso que todos os mercados (ou mecanismos afins) que têm surgido para os serviços dos ecossistemas se referem a este conceito restrito de serviços enquanto produtos finais dos ecossistemas, como a água, as zonas húmidas ou espécies concretas e não a serviços intermédios dos ecossistemas como os ciclos dos nutrientes ou a formação do solo (Kroeger e Casey, 2007: 322). O facto de estes últimos não serem contabilizados como serviços não implica que não tenham valor - implica simplesmente que, se o têm, ele será reflectido no valor do serviço final. "Por exemplo, o sequestro de carbono não é um produto final, logo não é um serviço; é, no entanto, um consumo intermédio na produção de serviços como praias, zonas húmidas ou florestas directamente usados pelo homem, e o seu valor está já contabilizado através dos benefícios fornecidos por esses serviços, tais como os danos evitados em matéria de saúde humana e bens patrimoniais, bem como o recreio e o fornecimento de produtos lenhosos, entre outros." (Kroeger e Casey, 2007: 322).

Especificados os serviços a ser objecto de valoração económica, importa definir as populações/grupos humanos que deles beneficiam e estimar o impacto desses serviços no nível de bem-estar daquelas populações/grupos.

Existe hoje uma grande diversidade de métodos de valoração económica de bens e serviços que não são objecto de transações comerciais e, portanto, não têm preços que revelem o respectivo valor em termos de bem-estar humano. No resto desta secção, discutem-se resumidamente alguns destes métodos, com vista a sublinhar a diversidade de estratégias que têm sido utilizadas pelos economistas para revelar o valor económico de serviços ambientais não comercializados. Os diversos métodos distinguem-se geralmente:

- por terem ou não fundamento na teoria económica do valor,
- pelo carácter directo ou indirecto da estratégia usada para revelar valor, ou
- por se basearem em escolhas dos indivíduos num contexto hipotético de escolha (por exemplo, "pagaria ou não X para obter o ganho Y?"), geralmente no âmbito de um inquérito, ou em escolhas reais feitas no passado pelos indivíduos (por exemplo, "quantas vezes visitou este Parque Nacional, situado a 100 Km de sua casa?").

Entre os métodos sem fundamento na teoria económica do valor, que assentam, em vez disso, em abordagens mais típicas da engenharia, temos o método dos custos de substituição. Este método pode ser aplicado para estimar o valor dos serviços de defesa de pessoas e bens contra cheias assegurados, por exemplo, por uma bacia hidrográfica bem florestada. A aplicação do método consiste, neste caso, em avaliar os custos das obras de engenharia que seriam necessárias para assegurar o mesmo nível de defesa, caso a bacia fosse parcial ou totalmente desflorestada. Este custo de substituição dos serviços de defesa contra cheias prestados pelo coberto florestal da bacia é depois interpretado como sendo o valor daqueles serviços. Na realidade, este método apresenta alguns problemas de validade, na medida em que substitui o valor do serviço, isto é o valor dos danos a pessoas e bens que são evitados pelo coberto florestal na bacia, pelos custos de substituir este serviço por uma obra de engenharia. Acontece que o valor dos serviços pode ser inferior ao custo de substituição, caso em que as obras de defesa não seriam empreendidas se a bacia fosse desflorestada.

Um método muito semelhante foi utilizado para estimar o valor dos serviços de purificação da água proporciona-

dos pelo restauro dos ecossistemas na bacia das montanhas Catskill, que alimenta o sistema de fornecimento de água a Nova Iorque. A esses serviços foi atribuído um valor idêntico ao dos custos de construção e operação de uma estação de tratamento de águas que asseguraria uma água de qualidade equivalente à que seria produzida pelos ecossistemas da bacia uma vez restaurados. Uma vez que os custos daquela estação eram da ordem dos 6-8 mil milhões de dólares e que os custos de restauro dos ecossistemas da bacia eram de apenas 1-1,5 mil milhões, a cidade de Nova Iorque decidiu investir este último montante no restauro do capital natural da bacia (Chichilnisky and Heal, 1998). Este exemplo ilustra também, de modo simplificado, como é que os métodos de valoração económica podem ser utilizados para apoiar uma decisão de investimento em serviços dos ecossistemas com base numa comparação dos custos e benefícios de diversas opções alternativas.

Outro método não baseado na teoria económica do valor, mas em abordagens mais semelhantes às da engenharia tem sido utilizado, por exemplo, para medir o valor da qualidade do ar. Trata-se da utilização de funções de dose-resposta, que relacionam a concentração de determinados poluentes na atmosfera com as taxas de incidência de determinados sintomas respiratórios, a fim de estimar o benefício de melhorias na qualidade do ar na forma de reduções daqueles sintomas. O resultado é, assim, obtido na forma de uma redução do número de pessoas, por ano, com sintomas. Este benefício é depois transformado em unidades monetárias através da disposição a pagar/unitária (por dia de sintoma evitado), a qual é estimada através de outros métodos, como a Valoração Contingente (ver abaixo) ou a redução de despesa pública em saúde por cada dia de sintoma evitado (Desvousges *et al.*, 1998).

Entre os métodos com fundamento na teoria económica do valor, contam-se os métodos directos de natureza hipotética, como a Valoração Contingente (Mitchell e Carson 1989). Neste método, as pessoas são confrontadas, no contexto de um inquérito, com uma mudança hipotética em determinado serviço ambiental, por exemplo um investimento na melhoria da paisagem e da vida selvagem numa área de recreio ao ar livre. São descritos aos inquiridos os elementos de contexto necessários para formularem uma escolha e, finalmente, coloca-se os inquiridos perante uma pergunta que visa apurar a máxima disposição a pagar por aquela melhoria ambiental. Esta pergunta pode ser mais directa (do tipo: "qual a sua máxima disposição a pagar, na forma de um aumento no



IRS, para obter esta melhoria?”) ou mais indirecta (do tipo “se essa melhoria só pudesse ser obtida mediante um aumento do IRS em X Euro por ano, com vista a financiar o investimento ambiental necessário, votaria favoravelmente este programa de melhoria se ele fosse a referendo?”). Este método, que tem tido centenas de aplicações empíricas, foi objecto de múltiplas revisões, conhecendo-se hoje muitos dos seus pontos fortes e fracos. Entre os primeiros, conta-se a sua flexibilidade para valorar praticamente qualquer tipo de serviço ambiental, desde que seja possível fornecer aos inquiridos os elementos de contexto necessários a uma escolha significativa. Entre os segundos conta-se a dificuldade de muitos inquiridos em exprimir os seus valores num contexto rápido de inquérito, sobretudo quando estão em causa transacções muito diferentes daquelas a que estão habituados enquanto consumidores.

Outro tipo de métodos com fundamento na teoria económica do valor são os métodos indirectos baseados no comportamento real dos indivíduos. Um destes métodos é o designado método do custo da viagem (Ward e Beal 2000), que procura obter a máxima disposição a pagar por um determinado serviço, geralmente de recreio ao ar livre - por exemplo, visitas a um Parque Nacional. Esta disposição a pagar é obtida, de forma indirecta, através da observação da frequência de visitas de grupos de indivíduos situados a distâncias diferentes do Parque, que, portanto, têm custos implícitos de acesso (custos de viagem) diferentes. A modelação estatística da relação entre a frequência de visitas e o custo da viagem permite obter a curva da procura para os serviços de recreio em causa, a partir da qual se estima depois a máxima disposição a pagar por esses serviços. Os métodos deste tipo reduzem a dificuldade de resposta para os inquiridos, que têm apenas de responder a questões de facto, tais como o local de onde vieram visitar o Parque e o número de visitas que fizeram ao Parque, por exemplo, ao longo dos últimos 5 anos, minimizando-se assim os erros de resposta. No entanto, uma vez que é necessário modelar os comportamentos dos indivíduos para obter a disposição a pagar (daí o carácter indirecto do método, que não pergunta directamente às pessoas aquilo que se quer saber, ou seja: a disposição para pagar), os erros de resposta acabam por ser substituídos por erros de modelação estatística ou de interpretação dos comportamentos. Por exemplo, será que os indivíduos têm em conta, ao decidir visitar o Parque, o custo total por Km ou apenas a gasolina gasta?

Existem outros métodos indirectos baseados no comportamento real dos indivíduos, como é o caso do

designado método dos preços hedónicos (ver, por exemplo, Hanley e Spash 1993), que utiliza os preços de um bem de mercado (por exemplo a habitação) relacionado com a qualidade ambiental (no local em que a habitação se situa) para inferir, através de técnicas de regressão múltipla, o valor que os indivíduos atribuem (quando compram uma casa) a diversos atributos de qualidade ambiental, como a ausência de ruído, a qualidade do ar ou a existência de espaços verdes na vizinhança.

Estes métodos têm tido muitas centenas de aplicações empíricas no contexto da valoração económica dos serviços dos ecossistemas. Existem, no entanto, ainda diversos problemas de validade e fiabilidade, bem descritos na bibliografia da especialidade e que estão longe de ter soluções consensuais (ver, por exemplo, Mitchell e Carson 1989; Hanley e Spash 1993; ou Herriges e Kling 1999). Apesar disso, estes métodos têm sido amplamente utilizados para avaliar custos e benefícios de diversas opções em matéria de serviços dos ecossistemas e, assim, fundamentar decisões de gestão, como mostra o exemplo acima referido do investimento nos serviços de purificação da água na bacia das montanhas de Catskill em Nova Iorque. Tais decisões apresentam-se mais nítidas precisamente nos casos, como este, em que os benefícios excedem tão claramente os custos que mesmo os erros que possam estar associados aos métodos não levantam muitas dúvidas sobre qual a opção a tomar.

Para além dos referidos problemas de validade e fiabilidade, uma dificuldade prática frequentemente invocada para a não utilização dos métodos de valoração económica é a dos custos e do tempo necessários para levar a cabo um estudo original de valoração dos serviços dos ecossistemas sempre que é necessário tomar uma decisão de gestão. Tal como as funções de produção dos serviços dos ecossistemas, também o valor económico destes serviços para as pessoas depende muito do contexto económico e ecológico local. A existência de substitutos para o serviço, o poder de compra das pessoas e as suas preferências culturais variam com o contexto local, sublinhando a dependência do valor económico relativamente ao contexto. Esta dependência faz com que os valores económicos estimados num determinado contexto sejam difíceis de transferir para outros contextos onde se necessita de uma estimativa de valor para apoiar uma decisão de gestão. Por outro lado, realizar um novo estudo de valoração adaptado ao contexto da decisão, cada vez que temos de decidir, torna-se impraticável. Isto é assim não só pelo custo destes estudos mas também porque os

prazos da decisão pública ou privada reclamam resultados mais rápidos do que o tempo que um estudo demora a fazer.

Uma série de métodos de transferência de benefícios surgiram para resolver esta dificuldade prática. Nestes métodos, os valores económicos estimados num determinado contexto são transferidos, de modo controlado, para outro contexto onde são necessários para apoiar uma decisão de gestão (Desvousges *et al.*, 1998). Esta transferência procura controlar os factores que fazem variar o valor económico de contexto para contexto, existindo fundamentalmente duas estratégias para isso: (1) escolher estimativas de valor provenientes de contextos semelhantes ao contexto da decisão; (2) maximizar o número de estimativas utilizadas na transferência de modo a aumentar a variabilidade de contextos; deste modo, é possível modelar estatisticamente a dependência do benefício estimado relativamente ao respectivo contexto; isto torna possível derivar factores de ajustamento para aquilo que houver a ajustar e realizar, assim como, uma transferência controlada de valor. Esta última estratégia está geralmente associada a extensas revisões bibliográficas, utilizando os valores que constam da “biblioteca de valores” acumulada pelos estudos anteriores. Recorre, geralmente, a modelos estatísticos para levar a cabo meta-análises, ou seja análises de valores resultantes das análises passadas. Existem múltiplas aplicações de transferência de benefícios, com recurso ou não a meta-análises, para diversos serviços de ecossistemas, como as paisagens agrícolas (Santos, 2007) ou actividades de recreio ao ar livre (Smith e Kaoru, 1990).

4 – Valorização económica e criação de mercados para os serviços dos ecossistemas

Como foi afirmado, na primeira secção deste artigo, a determinação das funções de produção dos serviços e a valoração económica dos mesmos permitem seleccionar a melhor opção de gestão para um determinado ecossistema (ver exemplo da bacia das montanhas Catskill, Nova Iorque); ou seja, permitem identificar a opção que maximiza o bem-estar social possível naquele contexto ecológico e económico, mas não permitem geralmente, só por si, implementá-la.

Para compreender esta questão da implementação (ou da valorização), há que perceber primeiro porque é que as decisões dos agentes gestores conduzem geralmente a uma afectação não óptima dos serviços dos ecossistemas, ou seja, há que analisar a falha de mercado. A compreensão da falha de mercado permite-nos dirigir o olhar para as soluções directo ao problema da implementação. Nesta secção, começamos assim por ilustrar a problemática da falha de mercado, no caso dos serviços dos ecossistemas florestais, num contexto de gestão da floresta por proprietários privados.

Qualquer serviço dos ecossistemas florestais, seja ele a redução do risco de incêndio ou a mitigação das alterações climáticas, depende do estado do ecossistema florestal – por exemplo, a quantidade e tipo de biomassa acima e abaixo do solo, o teor de matéria orgânica do solo, ou a vulnerabilidade da paisagem ao fogo. Por sua vez, o estado do ecossistema florestal depende da gestão florestal (modelo de silvicultura), isto é: da escolha do tipo de povoamento e da espécie, do regime de desbastes e desramações, e do período de tempo até ao corte final.

Importa, pois, identificar as influências que conduzem o agente gestor nas escolhas conducentes ao modelo de gestão florestal adoptado (modelo de silvicultura). Neste sentido, é relevante notar que, geralmente, não existem mercados para muitos serviços dos ecossistemas florestais, embora existam mercados para alguns dos produtos, lenhosos ou não, extraídos da floresta. Neste contexto, o gestor da floresta toma as suas decisões essencialmente em função dos preços dos produtos florestais. Daí resulta um determinado estado do ecossistema florestal e, portanto, determinados níveis de serviços do ecossistema florestal (risco de incêndio, carbono sequestrado ou conservação da biodiversidade). Os níveis dos serviços são assim um efeito lateral de decisões de gestão tomadas em função de outros critérios. Portanto, só por acaso coincidirão com os níveis mais adequados à satisfação das necessidades humanas relevantes. O mercado falha assim em dar os sinais adequados aos gestores da floresta, para que eles conduzam o ecossistema florestal de modo a que este forneça os níveis óptimos dos diversos serviços do ecossistema. Os economistas chamam a este tipo de fenómeno uma *falha de mercado*.

Se a origem do mal é esta, então a solução passa pelo *incentivo* aos gestores da floresta para gerirem a mesma de modo a atingir níveis adequados dos serviços do ecossistema florestal.



Há diversos tipos de solução para aquele problema:

- o Estado substitui-se ao mercado (inexistente, neste caso), orientando as decisões dos gestores da floresta através da regulamentação, de subsídios, de impostos ou taxas, de modo a atingir os níveis pretendidos dos diversos serviços;
- criam-se mercados directos para cada um dos serviços em causa (biodiversidade, qualidade da água, redução de risco de incêndio), deixando que os preços nesses mercados orientem as decisões dos gestores da floresta;
- vendem-se indirectamente os serviços em mercados de bens relacionados, tais como produtos florestais certificados quanto à gestão sustentável das florestas de proveniência, ecoturismo certificado, ou as iniciativas "carbono zero", ou "territórios carbono +"

No que se refere à solução "criação de mercados", são conhecidas algumas barreiras à criação de mercados para os serviços dos ecossistemas florestais e essas barreiras são diferentes entre serviços (Katila e Puustjarvi, 2004; Kroeger e Casey, 2007).

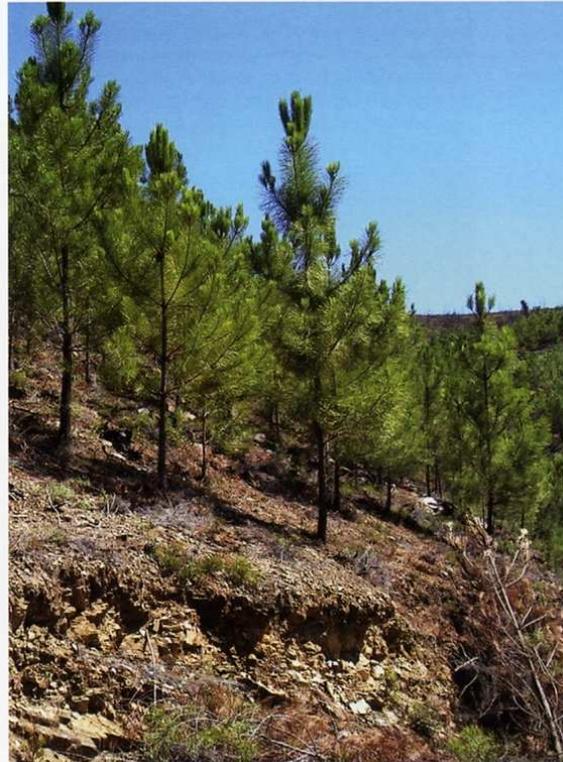
Em primeiro lugar, para que exista um mercado (pensemos no caso típico de um mercado para um bem privado, como maçãs ou sapatos), há um conjunto de condições que devem estar preenchidas:

Têm de existir compradores interessados em adquirir o bem ou serviço e vendedores interessados em fornecê-lo;

O montante total que os compradores estão dispostos a pagar pelo serviço tem de exceder o montante mínimo que os vendedores exigem em troca, ou seja: no mínimo, os custos de produção do serviço (a valoração económica do serviço e a análise custo-benefício, discutidas na secção anterior, permitem avaliar se esta condição pode ser satisfeita);

As especificações qualitativas e quantitativas do serviço têm de ser claras e de fácil medição e verificação, para que os consumidores estejam seguros de que, de facto, compraram o que é suposto estarem a comprar (esta condição é mais fácil de satisfazer no caso de serviços unidimensionais, como a quantidade de carbono sequestrada, do que nos serviços complexos, como a conservação da biodiversidade);

A verificação/monitorização dos serviços no tempo levanta também dificuldades específicas, uma vez que há riscos de perda futura no caso de serviços comprados para períodos de tempo muito longos (sequestro de carbono, conservação da biodiversidade);



Os que não pagam têm de poder ser excluídos do serviço; caso contrário, ninguém pagaria e não haveria qualquer mercado; esta condição é impossível de satisfazer, no caso de bens públicos, como as paisagens agrárias tradicionais, a tranquilidade, ou a qualidade do ar;

Caso se pague por um determinado tipo de gestão florestal e não pelo serviço directamente (ex. qualidade da água) tem de existir uma relação clara, quantificável e determinada entre os dois (corolário da condição 3);

O cumprimento das condições 3, 4 e 6 implica frequentemente elevados custos de transacção - como, por exemplo, os custos de certificação do carbono sequestrado ou da biodiversidade conservada -, para além dos custos de produção e fornecimento do serviço

propriamente ditos; estes custos de transacção são suportados pelo comprador ou pelo fornecedor, ou pelos dois; quando muito elevados, os custos de transacção podem chegar a anular completamente o excedente referido na condição 2, eliminando-se, neste caso, a possibilidade de um mercado; para que exista um mercado é portanto necessário que os custos de transacção sejam relativamente baixos.

Tendo em conta todas estas condições, é fácil de perceber porque é que alguns bens e serviços, como as maçãs ou os sapatos, têm geralmente mercados e outros, como a biodiversidade, não têm. No caso destes últimos, as barreiras à criação de mercados são geralmente maiores. Há portanto que estar ciente da dificuldade – não necessariamente, impossibilidade – da criação de mercados directos para os serviços dos ecossistemas florestais, em que sistematicamente (por alguma razão...) não há mercados.

Por outro lado, as barreiras à criação de mercados são diversas nos casos do carbono, da biodiversidade e dos recursos hídricos, por exemplo, conferindo-lhes assim diferentes potenciais de mercado (Katila e Puustjarvi, 2004). Há também que ter presente que a intervenção do Estado é frequentemente necessária para a criação de mercados. Por exemplo, como vimos acima, não há mercados sem direitos de propriedade claros e respeitados. Cabe normalmente ao Estado definir estes direitos e fazê-los cumprir, nomeadamente através da exclusão dos não proprietários.

Noutros casos, como o mercado europeu dos direitos de emissão de dióxido de carbono, o papel do Estado é fundamental no estabelecimento de tectos de emissões a respeitar, que geram, por sua vez, a escassez necessária à emergência do mercado. Só num quadro de escassez das possibilidades de emitir pode haver disposição a pagar pela compra de direitos de emissão. Assim, nestes sistemas, ditos de *cap and trade*, a emissão de um número excessivo de direitos pode fazer descer a zero o

respectivo preço e, assim, esvaziar o mercado – o que quase aconteceu nos anos mais recentes no mercado europeu dos direitos de emissão.

Ainda no quadro destes sistemas de *cap and trade*, que constituem uma das hipóteses mais promissoras de mercados de serviços ambientais, como é o caso do *wetland banking* (bancos de zonas húmidas) e *species banking* (bancos de espécies protegidas), é importante entender que o tecto (*cap*) gerador de escassez e indutor do mercado é, ele próprio, produto de uma escolha pública (estatal) acerca do nível de qualidade ambiental desejado. Para Bromley (1997: 1383), “embora os processos de mercado possam ser usados instrumentalmente após uma definição prévia das condições ambientais socialmente desejáveis, não é possível deixar ao mercado a decisão sobre quão limpos devem estar a nossa água ou o nosso ar. O mercado não é também capaz de vir a revelar quanta biodiversidade deve ser preservada para as gerações futuras”. Assim, obviamente, o enquadramento institucional e estatal contam na emergência e funcionamento dos mercados de serviços dos ecossistemas como, aliás, em geral, têm contado na emergência e funcionamento de qualquer mercado que conhecemos.

Que fazer, pois, quando não é possível criar mercados para os serviços ambientais. Existem duas possibilidades alternativas: uma consiste em resignar-se com os níveis inadequados de serviços dos ecossistemas florestais que resultam da falha do mercado; a outra consiste em ver que, para além da “criação de mercados”, o Estado continua a dispor de modalidades de intervenção, eventualmente mais tradicionais e menos inovadoras, para corrigir a falha de mercado: a regulamentação, o ordenamento do território, as taxas verdes, os pagamentos públicos por serviços ambientais ou a responsabilidade civil por danos ambientais.



Bibliografía

- Boyd, J. e S. Banzhaf (2006), *What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units*. Discussion Paper 06-02. Resources for the Future, Washington, DC.
- Braat, L., P. ten Brink *et al.* (eds.) (2008), *The Cost of Policy Inaction: The Case of Not Meeting the 2010 Biodiversity Target*. Report for the European Commission, Wageningen/Brussels. (http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/index_en.htm)
- Bromley, D. W. (1997), Rethinking markets. *American Journal of Agricultural Economics* Vol. 79 (5), 1383-1393.
- Buck, L. E., T. A. Gavin, D. R. Lee, N. T. Uphoff *et al.* (2004), *Ecoagriculture: A Review and Assessment of its Scientific Foundations*. Cornell University. Study report. Ithaca, New York.
- Chichilnisky, G. and G. Heal (1998), Economic returns from the biosphere. *Nature*, vol. 391. pp. 629-630.
- Crutzen, P. J. e Eugene F. Stoermer (2000), in: *IGBP Newsletter* 41, May 2000. (http://geology.about.com/od/geotime_dating/a/anthropocene.htm, accedido em 11-Fev. 2009).
- Daily, G. C. (2000), Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy*, vol. 3. pp. 333-339.
- Daily, G. C. (ed.) (1997), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC. 392 pp.
- Desvousges, W. H., F. R. Johnson e H. S. Banzhaf (1998), *Environmental Policy with Limited Information. Principles and Applications of the Transfer Method*. Edward Elgar. Cheltenham, UK.
- EEA (2004), *High Nature Value Farmland. Characteristics, Trends and Policy Challenges*. European Environment Agency, Copenhagen.
- Fischer, J., B. Brosi, G. C. Daily, P. R. Ehrlich *et al.* (2008), Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*. Vol. 6 (7). pp. 380-385.
- Forman, R. T. T. (1995), *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 632 pp.
- Green, R. E., S. J. Cornell, J. P. W. Scharlemann e A. Balmford (2005), Farming and the Fate of Wild Nature. *Science*, Vol. 307. pp. 550-555.
- Hanley, N. e C. L. Spash (1993), *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Edward Elgar. Aldershot, Hants, UK. 278 pp.
- Herriges, J. A. e C. L. Kling (eds.) (1999), *Valuing Recreation and the Environment. Revealed Preference Methods in Theory and Practice*. Edward Elgar. Cheltenham, UK. 290 pp.
- Holling, C. S., D. W. Schindler, B. W. Walker e J. Roughgarden (1995), Biodiversity in the Functioning of Ecosystems: an Ecological Synthesis. In C. Perrings, K. G. Maler, C. Folke, C. S. Holling e B.-O. Jansson (eds.) *Biodiversity Loss. Economic and Ecological Issues*. pp. 44-83.
- Holling, C. S. (1986), The Resilience of Terrestrial Ecosystems: Local Surprise and Global Change. In: W. C. Clark e R. E. Munn (eds.) *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 292-317.
- Katila, M. e E. Puustjarvi (2004), Markets for Forest Environmental Services: Reality and Potential. *Unasylva* 219, Vol. 55. pp 53-58.
- Kroeger, T. e F. Casey (2007), An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecological Economics*. Vol. 64. pp. 321-332.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Millennium Ecosystem Assessment (2003), *MA Conceptual Framework. Summary of Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, DC. pp. 1-25.
- Mitchell, R. C. e R. T. Carson (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future. Washington, D.C. 463 pp.
- Santos, J. L. (2008), Sistemas agrários e conservación de la biodiversidad. In: Campos P. e J. M. Casado (eds.) *Conservación de la Naturaleza y Actividad Económica*. Madrid: Colégio de Economistas.
- Santos, J. L. (2007), Transferring landscape values: how and how accurately? In: Navrud, Stale and Richard Ready (eds.) *Environmental value transfer. Issues and Methods*. Dordrecht, The Netherlands: Springer. pp. 45-75.
- Scherr, S. J. e J. A. McNeely (2006), Biodiversity Conservation and Agricultural Sustainability: Towards a New Paradigm of 'Ecoagriculture' Landscapes. In: Review Issue on "Sustainable Agriculture" of the *Philosophical Transactions of the Royal Society* [July 10, 2006].
- Smith, V. K. e Y. Kaoru (1990), Signals or Noise? Explaining the Variation in Recreation Benefit Estimates. *American Journal of Agricultural Economics*, 72 (2). pp. 419-433.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, e J. M. Melillo (1997), Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277. pp. 494-499.
- Ward, F. e D. Beal (2000), *Valuing Nature with Travel Cost Models*. Edward Elgar. Cheltenham, UK, 255 pp.



FLORESTA
VIVA

PATRIMÓNIO
DE
FUTURO

Ficha Técnica

Título

Floresta Viva, Património de Futuro

Edição

Câmara Municipal de Proença-a-Nova
Centro de Ciência Viva da Floresta

Coordenação

Fernando de Oliveira Batista; Rui Jacinto; Teresa
Mendes

Autores

António Dinis Ferreira; Carlos Rio de Carvalho; Célia
Cardoso; Eugénio Meneses de Sequeira; Fernando
Páscoa; Gil Patrão; Isabel Rodrigo; João Paulo Catarino;
José Lima Santos; Maria João Canadas; Nuno Pedro;
Tiago de Oliveira

Apoio à edição

Colaboradores da Câmara Municipal:

Catarina Alves; Maria João Sequeira

Colaboradores do CCV da Floresta:

Edite Fernandes; Lurdes Guterres; Vítor Bairrada

Fotógrafos:

Catarina Alves; Daniel Farinha; João Leopoldo; João
Manso; Miguel Lucena; Rui Jacinto

Concepção e maquetização

DallDesign, Unipessoal, lda

ISSN

1647-2195

Depósito legal

290692/09

Tiragem

500 exemplares