

Na secção 1 deste capítulo, interessar-nos-emos pelos problemas colocados pelos bens ambientais em matéria de valor baseado na utilidade individual, problemas que se projectam sobre uma ampliação do valor para além do valor actual de utilização de um bem. Seguidamente, estudaremos, na secção 2, os métodos de avaliação do ambiente mais utilizados pela análise custo-vantagem, que continua a ser o instrumento de ajuda à decisão mais adoptado pelos economistas neoclássicos. Finalmente, os outros tipos de ajuda à decisão serão o objecto da secção 3, na qual se mostrará o seu carácter complementar face à análise custo-vantagem.

1. A EXTENSÃO DO VALOR PARA ALÉM DO VALOR DE USO ACTUAL E INDIVIDUAL DE UM BEM

De um ponto de vista geral, pode-se dizer, se se seguir a teoria convencional, que o valor dos activos ambientais (bens ambientais e serviços ambientais) pode ser medido a partir das preferências dos agentes pela a utilização ou conservação destes activos.

Uma vez que se trata de um bem para um qual existe uma procura, noutros termos, de um bem para os serviços do qual os agentes económicos exprimem por esta procura um consentimento em pagar, o valor deste bem permanece ligado ao seu uso presente, o que quer dizer que se está em presença do que se chama correntemente um valor de uso.

Podemos então perguntar-nos se não existem valores mais ou menos independentes da utilização presente ou mesmo da utilização limitada do bem, isto é, valores de não utilização².

Em matéria de bens de ambiente por exemplo, é claro que um pescador, um caçador, um ornitólogo utilizam bens do ambiente natural e deles tiram directamente fluxos de utilidade. O que sucede, pelo contrário para aqueles que se contentam em olhar ou, melhor ainda, para aqueles que desejam somente que o ambiente seja preservado ou que a biodiversidade seja mantida? É então posta a questão de valores não ligados à utilização. Isto reforça a necessidade de melhor definir o valor no domínio dos bens de ambiente.

Se nos interessam as utilizações futuras de um bem, directamente ligadas à utilização feita desse bem, a presença de incerteza sobre o que serão estas utilizações futuras coloca evidentemente problemas. Ora, não sabemos *a priori* quais serão os gostos ou as necessidades das gerações futuras. No máximo, projectamos sobre elas os nossos gostos e as nossas

2 Uma outra distinção além daquela, mais habitual, pode ser feita entre valores de utilização e valores de não utilização: a que considera valores instrumentais e valores intrínsecos (Pearce e Warford, 1933, pp. 100). Os primeiros referem-se à capacidade de uma coisa satisfazer as necessidades ou preferências humanas. Os segundos são inerentes a certos objectos e não há acordo unânime sobre os projectos que possuem um valor intrínseco (objectos animados, inertes, objectos conscientes, inconscientes, etc.)

necessidades actuais. Igualmente, a existência de irreversibilidades pode comprometer de forma definitiva as gerações futuras. Trata-se de um caso frequente em matéria de ambiente (desaparecimento de espécies existentes, por exemplo). Estes dois factores, incerteza e irreversibilidade, vão influenciar igualmente as definições do valor utilizáveis no domínio da avaliação dos bens do ambiente e têm estado na origem de tentativas de alargamento progressivo de base deste valor.

A presença de incerteza, unicamente, ou, pelo contrário, simultaneamente de incerteza e de irreversibilidade, corresponde largamente à distinção operada entre incerteza dita «fraca» e incerteza dita «forte». Mais precisamente, segundo Vercelli (1994), «uma incerteza é dita forte sempre que ela não se pode exprimir em termos de uma distribuição de probabilidade única, aditiva e «fiável» e, inversamente, uma incerteza diz-se fraca «desde que as distribuições de probabilidades correspondentes sejam conhecidas e fixas» (Basili e Vercelli, 1994, p. 9).

A incerteza forte pode ser explicada por toda uma série de situações concretas:

- 1) as preferências podem mudar sem que saibamos quando nem como;
- 2) o conjunto das acções possíveis pode mudar devido a acções irreversíveis, sem que saibamos quando nem como;
- 3) as consequências das escolhas operadas são em parte desconhecidas e as probabilidades das que são conhecidas não são fiáveis;
- 4) O agente racional tem uma preferência pelo levantamento precoce da incerteza.

1.1. O VALOR DE OPÇÃO

A primeira tentativa é a que se desenvolveu a partir dos trabalhos de Weisbrod (1964) sobre a noção de «Procura de opção». Trata-se de definir o valor do ambiente a partir de um benefício potencial e já não a partir da utilização efectiva e presente do bem. O consenso a pagar pelo agente representa então o preço a pagar para deixar aberta a possibilidade de uma utilização futura do bem pelo agente. Este valor aplica-se particularmente ao caso em que existe uma incerteza sobre a oferta do bem no futuro.

Como já indicava Strotz (1956) «as pessoas estão prontas a pagar, em virtude do risco e da incerteza, por opções que permitam guardar uma maior escolha para o futuro». Em situação de incerteza, para um indivíduo que sinta aversão pelo risco, pode com efeito ser racional deixar aberta a opção que possa vir a tornar-se útil no futuro. Trata-se de um comportamento racional em situação de incerteza fraca ou de risco.

O agente paga contudo para continuar a usufruir do bem num futuro incerto. Compreende-se que haja quem tenha podido assimilar o valor de opção, assim definido, a um prémio de seguro pago agora para garantir contra o futuro incerto. O valor de opção entendido como prémio de risco devido à incerteza sobre o valor que poderá por exemplo tomar no futuro

a preservação de um ambiente natural, é fundamentalmente independente do tempo. Esta interpretação do valor de opção (segundo Sveto, 1994) foi desenvolvida inicialmente por Cicchetti e Freeman (1971) e um certo número de autores aperfeiçoaram-na posteriormente (Bohm 1975; Johansson, 1991).

O sinal de valor de opção é geralmente considerado como positivo mas Schmalensee (1972) e Bohm (1975) sustentaram, tanto um como outro, que o sinal do valor de opção é na realidade indeterminado ou que ele depende do grau da função de utilidade. Plummer e Hartmann (1986) consideram que o sinal do valor de opção é indeterminado no caso em que a incerteza resida sobre uma mudança de preferência dos agentes e que ele é positivo uma vez que a incerteza resida sobre a qualidade do próprio bem ambiental.

A medida do valor de opção é a expressão de uma avaliação racional feita em situação de incerteza fraca e, além disso, depende da atitude do indivíduo colocado frente a frente com o risco.

O valor de opção apresenta-se como um conceito essencialmente estático, se bem que possa ser estendido a problemas dinâmicos, na condição de que os mercados estejam completos e que os problemas em causa não sejam de natureza radicalmente intertemporal.

1.2. O VALOR QUASI-OPÇÃO

Porém, existe também uma outra interpretação do conceito de valor de opção que insiste principalmente sobre o aspecto intertemporal da incerteza. Confrontamo-nos então com uma versão do valor de opção na qual esta é dependente do tempo (Sveto, 1994). Ela encontra a sua origem em Arrow e Fisher (1974) e Henry (1974) e foi sobretudo desenvolvida por Fisher e Hanemann (Fisher e Hanemann, 1986, 1989; Hanemann, 1990).

Aquilo que Arrow e Fisher (1974) e Henry (1974) tinham descoberto separadamente, é que, numa situação de incerteza forte, em particular quando uma decisão pode ter efeitos irreversíveis, ou mais exactamente sempre que existam pelo menos duas acções possíveis cujas consequências têm graus diferentes de irreversibilidade e que, por outro lado, seja possível uma aprendizagem antes de futuras decisões, é geralmente de interesse para o agente económico guardar uma opção em aberto, mesmo que ela seja neutra face ao risco. Arrow e Fisher chamaram «o valor *quasi*-opção» a este valor ligado pelos agentes à preservação da reversibilidade de uma acção a fim de sublinhar por sua vez o papel desempenhado na sua análise pela irreversibilidade e pela aprendizagem e a sua independência de toda a aversão pelo risco.

O valor da *quasi*-opção apresenta um carácter fundamentalmente intertemporal e é uma expressão do comportamento racional do agente económico face a uma incerteza forte. Trata-se de problemas de decisão que não podem reduzir-se à simples escolha do primeiro período de uma

estratégia optimizante, mas que implicam uma sequência de decisões. Além disso, a aprendizagem desempenha um papel estratégico, visto que permite, logo que surja uma melhoria da informação, substituir uma estratégia por outra.

O valor da *quasi*-opção revela uma preferência dos agentes pela flexibilidade intertemporal que é justificada pela existência de custos de abandono de uma estratégia dada e que é tanto mais elevada quanto mais vasto for o leque das escolhas possíveis. As principais características do valor de *quasi*-opção são:

1) o seu sinal é positivo segundo as hipóteses consideradas habitualmente;

2) um aumento da incerteza produz um aumento do valor de *quasi*-opção e assim encoraja a conservação do ambiente.

De um modo geral, é mais fácil adquirir informação nos períodos ulteriores e é mais racional aumentar a flexibilidade intertemporal que permite explorar esta informação. Entretanto podemos pensar que as hipóteses construídas sobre o valor atribuído à futura aquisição de conhecimentos pelo gestor assim como sobre o grau de aversão à incerteza (mais que ao risco no sentido restrito), o qual depende da quantidade de conhecimentos passados acumulados e competências do agente, vão influenciar o nível de *quasi*-opção.

Podemos, por exemplo, supor que a informação aumenta com o tempo e que assim a incerteza desaparece gradualmente. Este pode ser o caso dos conhecimentos científicos sobre os bens do ambiente. As incertezas científicas sobre os problemas globais do ambiente, em particular no que se refere ao reforço do efeito de estufa, diminuirão com o progresso dos conhecimentos científicos sobre a atmosfera (Manne e Richels, 1990).

O valor de *quasi*-opção serve para dar conta de tais fenómenos. Ele destaca o papel desempenhado pela irreversibilidade e a aprendizagem, dois factores desprezados pelo valor de opção tradicional. Podemos também assimilar o valor da *quasi*-opção ao valor da informação que sobrevém depois de tomarmos uma decisão numa sequência de decisões (ver também Fisher e Hanemann, 1987). Ele tem então um carácter intertemporal declarado. Por exemplo, se a escolha presente é de conservar ou explorar uma floresta tropical, e se escolhermos conservar a floresta, a escolha do período seguinte será de novo entre conservar ou explorar. Pelo contrário, se escolhermos a exploração e esta encerra mudanças irreversíveis, apenas a exploração pode de novo ser escolhida no segundo período. Se, entre os dois períodos, uma informação vem reforçar o valor da conservação da floresta, por exemplo uma descoberta científica relativa à fauna ou flora, o valor de *quasi*-opção representa o que vamos aprender sobre benefícios futuros suplementares que serão obtidos se a decisão de conservação da floresta for entretanto tomada. Se a informação é uma simples função positiva do tempo, o valor da *quasi*-opção é também positivo.

Noutros termos, sempre que existe uma incerteza ao mesmo tempo que uma possibilidade de consequências irreversíveis nas escolhas

efectuadas, a preservação de um bem ambiental pode ser justificada pelo seu valor de *quasi*-opção. Isto quer dizer que, se preservamos este bem ambiental, conservamos a possibilidade de explorar a informação sobre outras estratégias e alternativas. A escolha de preservar hoje em dia um certo bem ambiental pode assim dar-nos o tempo de aprender e de pôr em prática estratégias muito mais proveitosas no futuro (Vercelli, 1994).

1.3. O VALOR DE EXISTÊNCIA E O VALOR DE LEGADO

Pode-se evidentemente pôr também a questão da possibilidade de um valor que não esteja associado a qualquer utilização presente ou mesmo futura do bem. Gozam de um tal valor os valores de existência e, parcialmente os valores de legado.

O valor de existência (Krutilla, 1967) reside em certos bens ambientais pelo simples facto da sua existência e independentemente de qualquer utilização. Ele pode ser «apanhado» pelos agentes através das suas preferências (e, por consequência, expresso pela sua anuência em pagar) sob a forma de um valor de não utilização. O seu fundamento reside na sua relação com os agentes, na simpatia que inspiram certas espécies animais ou, mais geralmente, no reconhecimento do direito à existência dos não humanos. Este valor de existência aparece como principalmente antropocêntrico mas pode incluir um reconhecimento do valor da simples existência de certas espécies ou de um ecossistema completo. O valor atribuído às baleias não reside na utilização presente ou futura que esperamos delas e é muito provável que os agentes susceptíveis de pagar para assegurar a sobrevivência destes cetáceos não verão nunca nenhum deles ao vivo. Porém, o simples facto de que estes animais existam basta para que se lhes atribua um certo valor.

O valor de legado consiste em atribuir um valor a um bem ambiental em consideração pelo uso que dele poderão fazer as gerações futuras ou do valor de existência que estas lhe poderão reconhecer. Trata-se, para os agentes actuais, de exprimir um consentimento em pagar para que as gerações futuras possam dele usufruir. Não se trata portanto de um valor de utilização (se se trata de um valor de existência) para o indivíduo que estabelece o valor, mas de um valor potencial de utilização ou de não utilização para os seus descendentes. O problema é que um tal comportamento por parte dos agentes actuais pressupõe que as preferências das gerações futuras serão as mesmas que as suas. Ora, nada é menos seguro.

1.4. O VALOR ECONÓMICO TOTAL

A partir destas definições, pode-se, por simples adição, definir aquilo a que se chama o valor económico total de um bem, termo proposto pela escola de Londres, particularmente por Pearce (1990).

Valor económico total = Valor de uso + Valor de opção + Valor de existência + Valor de legado.

O valor económico total é um conceito sujeito a controvérsia: a inclusão do valor de existência, não ligada a uma qualquer forma de utilidade, não é admitida por alguns neoclássicos, tal como foi visto no capítulo 1.

Pode-se igualmente interpretar o valor de opção em sentido lato como o reagrupamento do conjunto dos elementos que não estão ligados, nem ao uso individual e actual de um bem, nem à sua simples existência.

Valor de opção = Valor de uso futuro para o indivíduo + Valor de uso para os futuros indivíduos já nascidos ou por nascer (parte do valor de legado) + Valor de uso para os outros (valor de vizinhança).

Entretanto, estes reagrupamentos podem revelar-se largamente arbitrários, e mais vale resumir a extensão do valor, para lá do valor de uso actual e individual de um bem, através do quadro recapitulativo seguinte:

QUADRO 6.1

	Valor de utilização		Valor de não utilização
	Agente I	Outros agentes	
Presente	Valor de utilização	Valor de vizinhança	Valor de existência
Futuro	Valor de opção	Valor de legado	Valor de legado

1.5. OS PROBLEMAS DO TEMPO

Acaba de se ver, em cima, a propósito das possíveis definições do valor de opção, que, desde que se faça entrar em linha de conta a incerteza e a irreversibilidade, se faz sentir a necessidade de uma análise dinâmica e que o tempo desempenha um papel incontornável na análise.

De um modo mais geral, o tempo coloca dois problemas importantes em matéria de avaliação que há que abordar agora – o da actualização e o dos critérios da escolha óptima em dinâmica.

1.5.1. A ACTUALIZAÇÃO

Neste caso mais geral, não há que preocupar-se em saber se os valores medidos para os bens ambientais ou se as avaliações dos custos e das vantagens se referem aos mesmos períodos de tempo. Sabe-se no entanto que, em matéria de meio ambiente, custos e benefícios podem sobrevir passados longos períodos de tempo ou, pelo contrário, surgir imediatamente. Comparações tão discordantes acerca das escalas de tempo neces-

sitam, para a homogeneidade do cálculo económico, da utilização da actualização³. Esta actualização permite comparar as somas de dinheiro actuais com as somas futuras, e reciprocamente, já que duas somas do mesmo montante mas com diferentes datas não são em geral consideradas como idênticas: há uma preferência temporal que faz com que os agentes económicos prefiram uma soma de dinheiro agora, à mesma soma no futuro. As razões psicológicas desta preferência são, seja directamente a impaciência dos agentes, seja a incerteza a respeito do futuro, seja ainda o risco de morte para os indivíduos num porvir mais ou menos afastado, seja, finalmente, o decréscimo da utilidade marginal.

Esta preferência pelo presente é o primeiro fundamento da operação de actualização. A taxa de actualização representa, deste ponto de vista, a preferência social perante o tempo.

Há um segundo fundamento para a actualização: a existência de uma rendimento dos capitais investidos. Em virtude deste rendimento, um franco actual gerará mais de um franco de valor no futuro: inversamente, aceitar-se-á pagar mais de um franco no futuro para adquirir o valor actual de um franco destes recursos. Deste ponto de vista, as duas operações de actualização e de capitalização (de interesses compostos) manifestam o inverso uma da outra e estão profundamente ligadas entre si. A taxa de actualização corresponde, neste caso, a uma expressão do custo social de oportunidade do capital.

Estes dois fundamentos da taxa de actualização não têm *a priori* nenhuma razão para dar lugar à mesma avaliação desta taxa⁴, e além disso as escolhas concretas da taxa de actualização apoiam-se uma na outra.

A actualização é frequentemente criticada em matéria de meio ambiente. O seu resultado é diminuir consideravelmente o valor actual das somas futuras, quer se trate do valor de prejuízos ambientais futuros (por exem-

3 Recorde-se (ver Anexo 3.1., *supra* p.123) que a fórmula geral de actualização é

$$VA = \frac{B_t}{(1+r)^t}$$

na qual VA é o valor actual, B_t o benefício futuro do ano t, r a taxa de actualização e t o número de anos. Quanto mais elevada for a taxa de actualização, maior é a depreciação do futuro. Assim, para um valor futuro de 100, em 5 anos, o valor actual estabelece-se em

$$VA = \frac{100}{(1+0,05)^5} = 78$$

se a taxa de actualização for de 5 %, e em

$$VA = \frac{100}{(1+0,1)^5} = 62$$

unicamente se a taxa de actualização for de 10 %.

4 Só num mundo perfeito de mercados eficientes, particularmente no que respeita ao capital, é que as duas taxas deveriam coincidir. Na prática, a taxa baseada na preferência social relativamente ao tempo é inferior à taxa baseada no custo de oportunidade do capital.

plo, os que são relativos aos problemas globais do meio ambiente) ou do valor de futuras despesas do meio ambiente. Uma taxa de actualização elevada desencoraja o investimento, sobretudo se este comporta despesas iniciais importantes e benefícios só ao fim de um certo tempo. Toda uma literatura (por exemplo, Goodin, 1982) se ergueu contra a utilização de uma taxa de actualização, e particularmente de uma taxa elevada, em matéria de meio ambiente. As despesas feitas no quadro das políticas de defesa do meio ambiente, que só fazem sentir os seus efeitos a longo prazo, seriam assim desencorajadas. Do mesmo modo, uma taxa de actualização elevada acarretaria uma exploração mais rápida dos recursos esgotáveis e uma sobreexploração dos recursos renováveis, contribuindo assim para o seu esgotamento. Finalmente, a actualização a uma taxa elevada tornaria «aceitáveis» projectos de consequências potencialmente catastróficas contanto que estas se situem num futuro longínquo.

Entretanto, Pearce e Turner (1990) avançam diversos argumentos ao encontro destas críticas. Em primeiro lugar, não se pode ter uma taxa de actualização *à la carte*, mais ou menos elevada segundo os tipos de projecto. Tudo depende da coerência do conjunto das escolhas efectuadas, as quais devem todas referir-se ao mesmo «preço do tempo»⁵. O custo marginal de oportunidade do capital como fundamento da actualização actua no mesmo sentido -, o da unicidade da taxa: todos os projectos de investimento - ambientais ou não - são sempre «concorrentes» e têm todos por custo de oportunidade a taxa de rendimento marginal do capital. Finalmente não existe relação unívoca entre taxa de actualização elevada e degradação do meio ambiente: uma taxa de actualização fraca vai tornar «rendíveis» um maior número de projectos de investimento, alguns dos quais arriscam ser bastante prejudiciais ao meio ambiente. Do mesmo modo, a procura de recursos naturais vai aumentar no seguimento do aumento dos investimentos consecutivo à escolha de uma fraca taxa de actualização, provocando uma exploração acrescida dos recursos naturais. O impacto da taxa de actualização sobre o meio ambiente é, portanto, pelo menos ambíguo.

Page (1977) fez notar que os activos ambientais e os recursos naturais em quantidade limitada podem ser considerados como não reproduzíveis à escala dos tempos humanos.

A falta de perspectiva do indivíduo pode levá-lo a consumir uma fracção excessiva destes bens desde o presente e a desfavorecer assim as gerações futuras. A preferência temporal individual dos agentes pode explicar esse comportamento, porém a sociedade pode opor-se a semelhante atitude e exigir, por razões éticas, que presente e futuro sejam tratados de modo mais equitativo. O único caso em que a actualização dos activos ambientais se poderia revelar justificada, deste ponto de vista ético, seria o de uma sociedade que ainda não tivesse satisfeito as suas necessidades. Não é este o

5 É neste sentido que a determinação de uma taxa de actualização única aplicada a todos os investimentos aparecia como um dos momentos fortes do processo de planificação «à francesa».

caso das sociedades ocidentais, nas quais a maior parte das necessidades são satisfeitas, apesar de algumas partes da população conhecerem a pobreza. A satisfação de necessidades supérfluas não pode servir de alibi e justificar um custo de oportunidade que tem como resultado a tomada de decisões contrárias à preservação do meio ambiente (Benhaïm, 1993).

1.5.2. OS CRITÉRIOS DE QUALIDADE ÓPTIMA EM DINÂMICA

O critério de qualidade óptima devido a Pareto leva a considerar como um *optimum* social uma situação da qual não se pode sair sem deteriorar a posição de, pelo menos, um dos membros da sociedade. Finalmente, qualquer mudança que melhore a posição de, pelo menos, um dos membros da sociedade (sem alterar o bem-estar dos outros) satisfaz o critério de qualidade óptima de Pareto, ao passo que qualquer mudança que deteriore a posição do conjunto dos membros é rejeitada. Pode-se ser tentado a transpor este critério de Pareto para gerações sucessivas, em vez de considerar os indivíduos de uma mesma sociedade, no mesmo instante. Isto está particularmente adaptado ao caso do meio ambiente no qual custos e vantagens (benefícios de uma política de defesa do meio ambiente, por exemplo) estão longe de partilhar o mesmo esquema temporal, sendo estes últimos, em geral, respeitantes a gerações futuras. Dir-se-á então que um *optimum* intergeracional é alcançado se qualquer desvio para fora desta trajectória se traduzisse pela deterioração do bem-estar de, pelo menos, uma geração.

Na realidade, o critério de Pareto é insuficiente para caracterizar as situações (ou as trajectórias em dinâmica) nas quais há, simultaneamente ganhadores e perdedores. O critério de decisão utilizado pela análise padrão em tais casos é o princípio de compensação, inicialmente sugerido por Hicks (1939) e por Kaldor (1939).

Admita-se por hipótese um projecto que vai criar ganhadores e perdedores (ou seja, que vai aumentar o bem-estar de alguns membros da sociedade e diminuir o bem-estar de outros membros) e que o rendimento de ambos pode ser redistribuído sem custo.

Segundo o critério de Kaldor, tal projecto é socialmente desejável caso seja hipoteticamente possível redistribuir os rendimentos provenientes do projecto de tal modo que não haja mais ganhadores. Por outras palavras, os ganhadores devem ser capazes de recompensar os perdedores, mesmo que esta compensação possa ser apenas potencial e não tenha necessidade de se tornar efectiva. Pode-se, para além disso, distinguir duas variantes do princípio de compensação: uma variante «forte», na qual a redistribuição hipotética é limitada ao rendimento correspondente ao cabaz de bens existente no estado inicial, e uma variável (fraca), na qual a produção se pode adaptar entre o estado inicial e o estado final.

Transposto para sucessivas gerações, o critério de Kaldor quereria dizer que uma trajectória é socialmente óptima se os ganhadores, que podem ser a geração actual, podem compensar hipoteticamente⁶ as perdas da gera-

ção futura, por exemplo, no caso de uma modificação do meio ambiente referente à geração actual, mas que transfira os seus efeitos negativos para as gerações seguintes. Porém, no caso do inverso, por exemplo, o das vantagens futuras nascidas de uma política actual de protecção do meio ambiente, é mais difícil ver como é que esta compensação, mesmo hipotética, poderia ser estabelecida.

Segundo Hicks, um projecto é socialmente desejável se, no estado inicial, for impossível redistribuir hipoteticamente o rendimento de tal modo que todos estejam na mesma situação que no estado final. Isto significa que os perdedores não devem ser capazes de pagar (hipoteticamente, uma vez mais) aos ganhadores potenciais para os impedir de realizar o projecto, a fim de que este último seja socialmente válido.

Desta vez, a transposição para gerações futuras já não é possível. É difícil ver, de todos os modos, como é que estas gerações seriam capazes, mesmo hipoteticamente, de impedir, através de um pagamento, que a geração actual se entregue a um projecto que diminua o bem-estar das gerações futuras. Inversamente, no caso de vantagens futuras, é a geração actual, perdedora, que não deveria estar em condições de pagar às gerações futuras para que o projecto fosse aceitável⁷.

2. A ANÁLISE CUSTO-VANTAGEM, UM MÉTODO PADRÃO DE APOIO À DECISÃO

A análise custo-vantagem é o mais conhecido e o mais utilizado dos métodos de apoio à decisão. É também o mais conforme aos ensinamentos da teoria padrão da economia do meio ambiente. Numa primeira subsecção, esclarecer-se-á o seu sentido geral, antes de estudar nas subsecções seguintes os diferentes métodos de avaliações directas e indirectas que ela utiliza, e de, numa quarta subsecção, lhe encarar por fim os limites.

2.1. O SENTIDO DA COMPARAÇÃO DOS CUSTOS E DAS VANTAGENS

Vimos a propósito das *externalidades* que estas sobrevinham nos sectores (nocividades sonoras, poluição atmosférica ou poluição das águas) onde os direitos de propriedade estão pouco ou mal definidos. Nestes casos, as trans-

6 É este carácter hipotético que distingue o critério de Kaldor-Hicks do critério de Pareto. Com efeito, se a compensação for efectiva, é-se reconduzido ao caso do *optimum* de Pareto, visto que, após compensação os perdedores deixam de perder e os ganhadores continuam ganhadores, mesmo o que sejam um pouco menos.

7 Em regra geral, uma variação positiva do bem-estar é uma condição suficiente mas não necessária para que um projecto satisfaça o critério de Hicks, e uma variação não positiva do bem-estar é uma condição necessária mas não suficiente para que um projecto a não satisfaça.

ferências monetárias – tal como as vimos – não são retomadas na contabilidade nacional, seja porque não existem, seja porque resultam de uma regra de responsabilidade estabelecida em justiça. Logo, compreende-se que as vantagens ligadas a uma política de meio ambiente (frequentemente colectivas) tenham tendência a ser menos directamente compreensíveis do que as vantagens comerciais privadas e sejam, desde então, sistematicamente subavaliadas. Se for possível uma avaliação monetária das vantagens de uma política, por exemplo, sob a forma de uma avaliação dos prejuízos evitados, ou seja, dos prejuízos que teriam tido lugar na ausência de uma política, a sua comparação com os custos determinados por esta política conduz àquilo a que se chama a análise custo-vantagem (análise custo-benefício).

A comparação dos custos e das vantagens aparece em primeiro lugar como um índice de racionalidade das decisões tomadas em matéria de política ambiental. Ela depende de um princípio geral de eficácia em matéria de abonação dos recursos, no sentido em que um recurso deve ser abonado para uma determinada utilização até que a vantagem marginal tirada da utilização deste recurso seja igual ao seu custo marginal. Nesta situação, há maximização da vantagem líquida obtida para uma quantidade de recurso estabelecida.

Se a avaliação dos custos de uma política não coloca demasiados problemas, já que eles são, por natureza, directamente expressos em termos monetários, falta ainda garantir que os custos monetários reflectam bem o valor, para a colectividade, dos recursos utilizados nesta política. Logo, o problema situa-se essencialmente do lado da avaliação das vantagens.

2.1.1. OS FUNDAMENTOS DA ANÁLISE CUSTO-VANTAGEM

Em tudo isto, supunha-se que os bens e serviços relativos ao meio ambiente eram objecto de uma troca mercantil e que as vantagens e as perdas se podiam trocar. Evidentemente nada disso se passa: nem o ar puro nem uma poluição têm preço de mercado. Porém há técnicas de medição das vantagens ambientais para paliar este carácter não mercantil. Distinguem-se:

- as avaliações directas que procuram obter uma avaliação monetária dos ganhos ou das perdas;
- as avaliações indirectas que não investigam essa avaliação mas antes relações doses-respostas (relação de causa efeito).

2.2. OS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DIRECTA DA ANÁLISE CUSTO-VANTAGEM

As avaliações directas (Hoevenagel, 1994b):

- o método dos preços hedónicos (hêdonê = prazer);
- o método dos custos de transporte;
- o método das avaliações contingentes;

2.2.1. O MÉTODO DOS PREÇOS HEDÓNICOS

Trata-se de procurar o mercado de substituição no qual são vendidos e comprados bens e serviços, cujas vantagens ou custos ambientais representam atributos ou características (Rosen, 1974).

Um bom exemplo de preço hedónico é representado pelos estudos do preço dos bens imobiliários. Entre as vantagens que determinam o preço de um bem imobiliário, pode efectivamente pensar-se que figura a qualidade do meio ambiente, uma vista agradável ou um ar puro. Um bom meio ambiente aumenta o prazer que se tem com um terreno ou com um imóvel e, logo, o seu preço. Um mau meio ambiente ou uma deterioração da qualidade actual do meio ambiente vão, pelo contrário, fazer baixar o preço do bem imobiliário.

De modo mais geral, o método dos preços hedónicos tenta:

a) estabelecer a parte do meio ambiente nos diferentes preços dos bens imobiliários,

b) determinar o custo de uma degradação do meio ambiente ou a vantagem resultante da sua melhoria, sob a forma do consentimento efectivo em pagar pelas características ou atributos ambientais exercido pelos agentes económicos no mercado imobiliário.

A identificação de um efeito dos níveis diferenciais de poluição sobre os preços do imobiliário é habitualmente feita com a ajuda de técnicas de regressão múltipla.

A partir de dados em corte⁸, opera-se uma regressão dos preços de um grande número de habitações sobre as suas numerosas características. Os coeficientes desta função de preços hedónicos permitem conhecer o desejo dos agentes em relação a cada um dos atributos. O cálculo da derivada desta função relativamente à característica ambiental retida, por exemplo, a poluição do ar, indica o montante em dinheiro que os agentes estão dispostos a pagar por uma redução desta poluição, ou preço implícito da poluição⁹. Este preço é, de seguida, utilizado para derivar a função de procura de qualidade ambiental, é fixado o número de habitações e são retirados os benefícios de uma melhoria ambiental. Obtém-se portanto um valor monetário do consentimento a pagar dos agentes, a partir de dados reais observados no mercado. Porém, este consentimento em pagar exclui, por definição, qualquer valor de não utilização (Hoevenagel, 1994a).

O método é bastante conveniente no caso da poluição atmosférica ou do ruído e, em todos os casos em que os efeitos sejam fáceis de observar pelos indivíduos em causa, repercutem-se por conseguinte nos preços de

⁸ O uso de dados em corte (*cross section*) estabelecidos num ponto do tempo, em vez de dados de séries cronológicas, permite controlar melhor a influência de outras variáveis que se poderia manifestar em dinâmica.

⁹ Note-se que, de forma a que o preço implícito não seja uma constante, dever-se-á supor uma função de preços hedónicos não lineares, relacionada com a característica ambiental.

mercado, o que é fácil de observar e de medir. Mais precisamente, a validade do método dos preços hedónicos pressupõe que os agentes possuam uma informação completa, que sejam capazes de comprar o conjunto exacto de características que desejam e que o mercado imobiliário esteja em equilíbrio. Finalmente o resultado é bastante dependente da qualidade do tratamento estatístico: as estimativas apresentam muito frequentemente importantes problemas de co-linearidade; a escolha da forma funcional para a função de preços hedónicos influencia gravemente os resultados.

O método foi aplicado, entre outros problemas, à qualidade do ar nas cidades (Jansen, van der Meer, Opschoor, Stapel, 1972; Brookshire, Thayer, Schulze, d'Arge, 1982) e à qualidade da água (d'Arge e Shogren, 1988).

Um outro método, o método dos salários hedónicos, incide sobre o mercado do trabalho em vez do mercado imobiliário, mas é muito semelhante no seu princípio. Os salários são supostos reflectir um conjunto de características dos empregos, das quais faz parte a exposição aos riscos ambientais. No mercado de trabalho, pode-se esperar que seja pago um salário mais elevado aos empregados mais expostos (*ceteris paribus*). Nas mesmas condições que anteriormente, e com a ajuda dos mesmos instrumentos, é possível calcular uma função de salário hedónico e uma função de preço implícito para os riscos ambientais.

2.2.2. O MÉTODO DOS CUSTOS DE TRANSPORTE

Mais especializado e também dependente dos mercados de substituição, o método dos custos do trajecto é utilizado em matéria de diversões, parques e lagos. A ideia de base consiste em calcular o consentimento em pagar dos indivíduos pelo arranjo de lugares recreativos, segundo o montante de dinheiro e o tempo que dedicaram a deslocar-se ao sítio.

Em geral, supõe-se que o custo de uma visita a um parque de diversões inclui um direito de entrada, um custo monetário do trajecto e uma carência a satisfazer. Supõe-se igualmente que os agentes efectuam visitas repetidas ao local, até que o valor marginal da última viagem representa exactamente aquilo que eles vão pagar por se deslocar ao local (custos do trajecto incluindo a volta, mais valor monetário do tempo de trajecto) (Bateman, 1993; Hoevenagel, 1994b). É realizado um inquérito junto dos visitantes do sítio estudado a fim de assinalar o número de visitas por família e os custos – definidos como se acaba de mencionar – associados a cada visita.

O método consiste em avaliar o valor de uso recreativo de um sítio juntando a procura deste sítio, medida pelo número de visitas, ao seu preço, medido pelos custos suportados por uma visita. Estabelece-se uma função

$$V=f(C, X)$$

na qual V é o número de visitas ao sítio, C os custos da visita e X outras variáveis significativas que explicam V .

A partir desta fórmula geral (Bateman, 1993), existem duas variantes de base. A variante «individual», na qual a variável V é definida como o número de visitas feitas por cada visitante durante um dado período e a variante «de zona», que divide o território de origem dos visitantes num certo número de zonas e na qual a variável dependente da fórmula geral é definida como a taxa de visita, ou seja o número de visitas efectuadas a partir de uma dada zona, durante um dado período, dividida pela população desta zona ou seja

$$\frac{V_{hj}}{N_h} = f(C_h, X_h)$$

expressão na qual V_{hj} representa as visitas provenientes da zona h ao sítio j , N_h a população da zona h , C_h os custos de visita dos visitantes provenientes da zona h e X_h outras variáveis significativas na zona h .

Qualquer que seja a variante do método, deduz-se em seguida uma curva de procura das actividades recreativas oferecidas pelo sítio e, por conseguinte, o excedente de cada consumidor, com a soma destes excedentes indicando a vantagem global representada pelo sítio de recreio. Este método foi muito utilizado nos EUA neste domínio, desde Clawson e Knetsch (1966).

A principal vantagem do método dos custos de transporte reside no facto das medidas da vantagem ambiental assentarem em comportamentos dos agentes observados no mercado. Em contrapartida, os inconvenientes são numerosos. Em primeiro lugar, o método, por definição, só se aplica a valores de utilização, visto que assenta nos custos de trajecto efectivamente praticados e exclui portanto qualquer avaliação dos valores de não utilização. Ele atribui em definitivo um valor à viagem para um sítio, mais que um valor do próprio sítio. Seguidamente, presume a existência de uma ligação, essencial mas nada evidente, entre o custo de trajecto e o número de visitas. Pode igualmente observar-se que o método pressupõe que o trajecto seja feito com o único objectivo de visitar o sítio e que o valor do sítio seja maior para aqueles que mais viajam. Do mesmo modo o trajecto não deve ser, por si só, fonte de vantagens para o agente. A informação acerca do sítio deve ser completa de modo a que os visitantes possam avaliar *ex ante* a vantagem que vão retirar da visita¹⁰. O facto da existência de entretenimentos institucionalizados (autorizações pagas) deveria, com toda a lógica, reduzir o custo de oportunidade do tempo passado a visitar o sítio. Todos estes factores fazem com que a soma exacta dos custos a incluir esteja sujeita à controvérsia.

10 Senão, poderiam ficar desapontados, quer dizer, a vantagem tirada *ex post* do sítio poderia ser inferior ao custo do trajecto suportado.

2.2.3. O MÉTODO DE AVALIAÇÃO CONTINGENTE

– O consentimento em pagar

O princípio fundamental desta análise é que as preferências dos indivíduos devem servir de base à avaliação dos benefícios. O problema equivale então a revelar as preferências dos indivíduos.

Um segundo princípio, o do consentimento em pagar, indica uma via possível para esta revelação. Este equivale a admitir por hipótese que uma clara preferência por uma coisa «se traduz» por um consentimento em pagar: se é seguro que os indivíduos não estão dispostos a pagar uma coisa que não desejam, não é no entanto seguro que o consentimento em pagar medido pelo preço de mercado meça exactamente o benefício global causado à colectividade formada pelo conjunto dos indivíduos, já que alguns indivíduos podem estar prontos a pagar mais do que o preço de mercado.

Este é um problema que a teoria económica aborda através da análise em termos de excedente do consumidor.

– A base teórica do método de avaliação contingente: o excedente do consumidor

Se partirmos de uma curva de procura marshalliana¹¹ de um bem, esta indica as quantidades potencialmente trocadas (procuradas) pelos indivíduos segundo o nível do preço. Trata-se, por exemplo, de uma recta decrescente, aumentando as quantidades procuradas quando os preços diminuem (fig. 6.1).

Se o equilíbrio da oferta e da procura (visto existir uma oferta que é «normalmente» uma função crescente dos preços) tem como resultado um preço de equilíbrio p^* e uma quantidade de equilíbrio q^* , os indivíduos que estavam dispostos a pagar um preço $p > p^*$ obterão o bem ao preço p^* . Se a despesa total é representada pelo rectângulo Op^*Eq^* , chama-se excedente do consumidor ao triângulo p^*ME , que representa o benefício suplementar que, para os demandistas desejosos de comprar a $p > p^*$, significa o facto de só ter pago o bem a p^* . A despesa total e o excedente do consumidor constituem os dois o benefício total.

11 A curva de procura marshalliana, ou curva de procura comum de um bem, indica em quanto o consumo deste bem aumenta quando o seu preço diminui, e em quanto aquele diminui quando o preço aumenta. No caso dos bens e serviços ambientais, que não possuem nem mercado nem preço e para os quais o consumidor eventual é mais confrontado com uma barreira de quantidade do que com uma barreira de preço, os elasticidade-rendimentos são particularmente elevados (inversamente, as elasticidades de substituição, em virtude do carácter único destes bens, são com frequência particularmente fracas). A influência de eventuais efeitos de rendimento pode então fazer-se sentir e fazer com que o excedente do consumidor marshalliano deixe de ser uma medida adequada do bem-estar do consumidor.

Se o preço de equilíbrio baixa em p_1 – com todas as coisas iguais, particularmente os rendimentos dos consumidores – a baixa de preço de p^* a q^* provoca um aumento do benefício total (aqui $q^*E'E''q_1 + E'EE''$), ela própria dividindo-se numa variação do excedente do consumidor (igual aqui a $p_1p^*EE' + E'EE''$, resultando da passagem de p^*ME a p_1ME'') e uma variação da despesa total (igual aqui a $q^*E'E''q_1 - p_1p^*EE'$, resultante da passagem de Op^*Eq^* a $Op_1E''q_1$).

A variação do excedente do consumidor, aqui o trapézio $p_1p^*EE' + E'EE''$, representa uma determinada soma de dinheiro. Para paliar a existência eventual de efeitos de rendimento e ter uma melhor adequação entre este excedente expresso em dinheiro e a medida da variação de bem-estar, é-se levado a substituir a curva de procura comum marshalliana por uma curva de procura compensada hicksiana, ou seja estabelecida a utilidade constante.

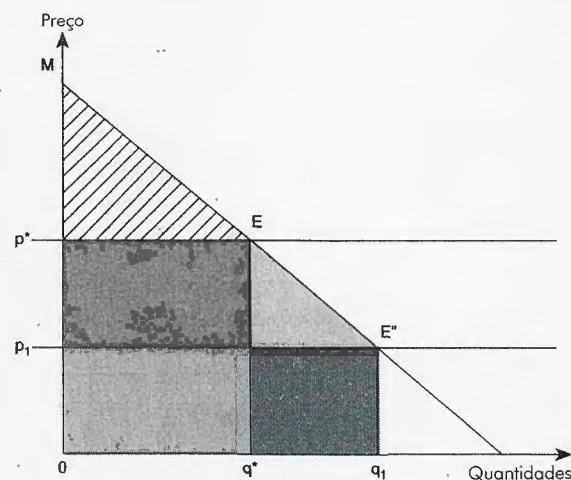


Figura 6.1

A abordagem hicksiana avalia a variação de bem-estar como o ajustamento de rendimento monetário necessário para manter um nível de utilidade constante antes como após a mudança de quantidade de bens. O problema essencial nesta matéria é o do nível de utilidade de referência, que pode ser seja o nível inicial, seja o nível de chegada¹².

12 Recorde-se que, em matéria de bens ambientais, o excedente do consumidor vai variar em função da variação de quantidade de bens em função de variação de preço, visto que estes bens não o possuem. Diz-se que os consumidores destes bens estão constringidos pelas quantidades. Considera-se também que a quantidade de bens consumida varia de modo contínuo e não de modo discreto.

São assim possíveis duas medidas da variação de bem-estar:

- a variação compensatória, que é o ajustamento do rendimento monetário (variação de bem-estar) necessário para reconduzir um indivíduo ao seu nível inicial de utilidade apesar da mudança de quantidade do bem;
- a variação equivalente, que é o ajustamento do rendimento monetário (variação de bem-estar) necessário para manter um indivíduo no seu nível final de utilidade apesar da ausência de mudança de quantidade do bem.

Podendo as variações de bem-estar ser ganhos ou perdas, tem-se na realidade a considerar quatro cenários de medida do bem-estar.

Para um ganho em bem-estar (mudança de quantidade do bem que aumenta a utilidade), a medida compensatória da variação do excedente indica quanto um indivíduo está disposto a pagar para se assegurar que esta mudança intervirá, enquanto que a medida equivalente da variação do excedente indica qual o montante de rendimento monetário que um indivíduo está disposto a receber para atingir o seu nível de utilidade final apesar da ausência de mudança.

Para uma perda em bem-estar (mudança de quantidade de bem que diminui a utilidade), a medida equivalente da variação do excedente indica qual o montante de rendimento monetário que um indivíduo está disposto a pagar para evitar a perda de bem-estar, ao passo que a medida compensatória da variação do excedente indica quanto um indivíduo está disposto a receber em compensação pelas perdas de bem-estar que sobrevêm.

O quadro 6.2 resume estes quatro casos:

QUADRO 6.2
Consentimento em pagar e consentimento em receber

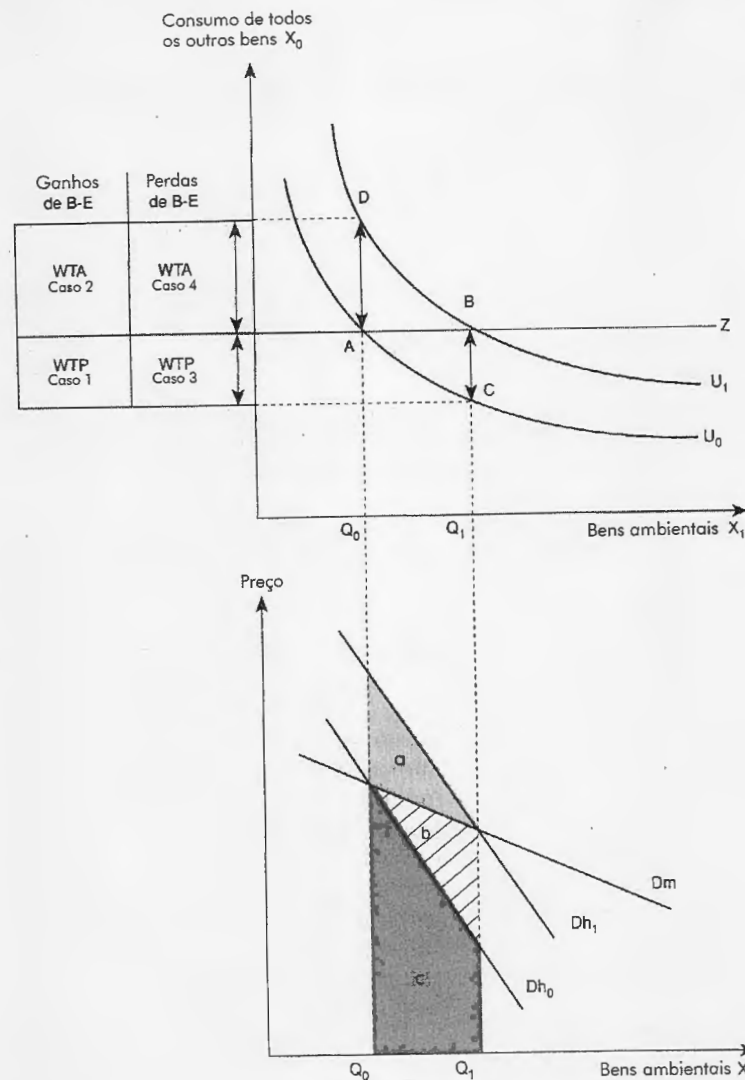
Caso	Mudança propositada	Medida	Tipo de variação excedente
Caso 1	Ganho em bem-estar	Consentimento em pagar para garantir que a mudança chega	CV_{WTP}
Caso 2	Ganho em bem-estar	Consentimento em receber se o ganho não chega	EV_{WTA}
Caso 3	Perda em bem-estar	Consentimento em pagar para evitar que a perda chegue	EV_{WTP}
Caso 4	Perda em bem-estar	Consentimento em receber se a perda chega	CV_{WTA}

(segundo I.J. Bateman e R.K. Turner, 1993.)

CV = variação compensatória; WTP = consentimento em pagar;
 EV = variação equivalente; WTA = consentimento em receber.

Pode-se igualmente representar graficamente estas diversas medidas da variação do excedente do consumidor (fig. 6.2).

O quadrante superior do gráfico 6.2 mostra as curvas de indiferenças (para dois níveis de utilidade U_0 inicial e U_1 final) entre o bem ambiental X_1 em abcissa e todos os outros bens agrupados num só bem composto X_0 em ordenada. Não possuindo o bem X_1 um preço,



(Segundo Bateman, 1993)

Figura 6.2 - Excedente do consumidor, consentimento em pagar e em receber

aparece como uma horizontal Z. Se se admitir que o consumo do bem X_1 é constrangido pelas quantidades, o ponto inicial A encontra-se sobre a curva de indiferença U_0 . Supõe-se que um ganho de bem-estar está ligado a um aumento da quantidade do bem X_1 de Q_0 a Q_1 . Isto equivale a um movimento ao longo da recta de orçamento do ponto A sobre U_0 ao ponto B sobre U_1 . Isto corresponde ao efeito-preço total, que se pode apreciar no quadrante inferior do gráfico a partir da procura marshalliana D_m , sendo o aumento do excedente do consumidor representado, neste caso, pela soma das áreas b+c. Porém, a despeito do facto de X_1 não ter preço, a sua quantidade acrescida pode exercer um efeito-rendimento (utilizando o rendimento anteriormente consagrado aos bens mercantis). A medida marshalliana do excedente surge portanto como uma aproximação do verdadeiro valor da variação de bem-estar. Uma medida mais exacta desta variação, compensando o efeito-rendimento eventual, pode ser obtida pedindo a um indivíduo o seu consentimento em pagar a fim de estar seguro que o aumento de quantidade do bem X_1 se produz (caso nº 1 do quadro 6.1). Sobre o quadrante superior da figura 6.2 isto corresponde ao abandono do rendimento BC pelo indivíduo, o que o faz voltar em C à sua curva de indiferença inicial U_0 , mas com uma quantidade Q_1 acrescida do bem X_1 . O quadrante inferior dá a curva de procura compensada (hicksiana) correspondente, ou seja D_{h0} , e a área c, que é a medida rectificadora (compensatória) do excedente do consumidor. Se o aumento de quantidade do bem for, pelo contrário, suposto não se produzir, pede-se ao indivíduo o seu consentimento em receber para que o seu bem-estar todavia se modifique (caso 2 do quadro 6.1). Pode-se, por exemplo, aumentar o bem-estar do indivíduo oferecendo-lhe um montante AD de rendimento monetário, que o faz passar da curva de indiferença U_0 à curva de indiferença U_1 com a mesma quantidade Q_0 de bem X_1 (quadrante superior da figura 6.2). O quadrante inferior dá a curva de procura compensada (hicksiana) correspondente, ou seja D_{h1} , e a área a+b+c, que é a medida rectificadora (equivalente) do excedente do consumidor.

Se considerarmos agora uma perda de bem-estar, pela diminuição da quantidade do bem ambiental sem preço X_1 de Q_1 a Q_0 , o indivíduo vai partir da posição B sobre a curva de indiferença U_1 . Ele poderá evitar a diminuição da quantidade do bem de Q_1 a Q_0 (ponto A) pagando o montante BC (caso nº 3 do quadro 6.1), mas isto acarretará uma perda de bem-estar¹³ e a passagem de U_1 a U_0 . Se a perda de bem-estar for efectiva, pode-se compensá-la oferecendo ao indivíduo o montante AD, o que lhe permite voltar ao nível de utilidade inicial¹⁴, ou seja U_1 (caso nº 4 do quadro 6.1). No quadrante inferior tem-se a curva de procura compensada (hicksiana) correspondente, ou seja D_{h0} e D_{h1} para cada caso respectivamente. Tem-se

13 Esta é medida sobre a nova curva de indiferença, aqui U_0 . Trata-se portanto claramente de um excedente equivalente.

14 Aqui, está-se na verdade perante um excedente compensatório, efectuando-se a medida sobre a curva de indiferença inicial.

portanto, para a perda de bem-estar: excedente equivalente < excedente do consumidor (marshalliano) < excedente compensatório.

Pode-se porém observar que, em todos os casos do quadro 7.1, o consentimento em pagar é sempre inferior ao consentimento em receber, qualquer que seja o modo de o medir (excedente compensatório ou excedente equivalente).

Esta assimetria teórica entre consentimento em pagar e consentimento em receber foi testada por Willig (1976). Para este, no que respeita aos bens dotados de um preço, o desvio das medidas hicksianas dos consentimentos em pagar e em receber não ultrapassa os 2 por cento de um e de outro lado do excedente marshalliano¹⁵. Sem embargo, para os bens sem preço sujeitos a limitações de quantidade, o desvio poderia ser mais importante (Bateman, 1993).

- Resultados e problemas empíricos

A aplicação do método de avaliação contingente consiste em perguntar às pessoas o que é que elas consentem pagar para receber um benefício e/ou aquilo que consentem pagar à laia de compensação por suportar um custo. Esta interrogação faz-se por inquérito, com a ajuda de um questionário ou então por interrogação experimental em laboratório.

O que o inquirido faz ao responder às perguntas, é avaliar o que seria o aumento (ou a diminuição) do preço de um bem se existisse mercado para o bem em questão. De onde o termo de mercado contingente.

O processo é frequentemente conduzido sob a forma de leilão (*game bidding*): propõe-se um preço de partida e o inquirido indica o seu consentimento ou o seu não consentimento relativamente a este preço. As ofertas são crescentes para obter o consentimento máximo em pagar, decrescentes para obter o consentimento mínimo em receber.

15 Randall e Stoll (1980) e Varian (1984) apresentaram as seguintes aproximações deste desvio. Se WTP é a medida hicksiana do consentimento em pagar, SM o excedente do consumidor marshalliano, Y o rendimento inicial e η a elasticidade-rendimento da procura do bem ambiental, tem-se:

$$\frac{WTP - SM}{SM} = \frac{\eta \cdot SM}{2Y}$$

Se se utilizar a relação

$$\frac{SM - WTP}{SM} = \frac{\epsilon SM}{2Y} = \frac{\frac{\eta}{\sigma} \cdot SM}{2Y}$$

com ϵ = flexibilidade-preço da procura do bem ambiental e σ = elasticidade de substituição entre o bem ambiental e o conjunto dos outros bens, pode escrever-se:

$$WTA - WTP = 2(SM - WTP) = \frac{\frac{\eta}{\sigma} \cdot SM^2}{Y}$$

Se os bens ambientais são bens superiores, a sua elasticidade de substituição será bastante fraca (por ex.: $\sigma = 0,05$), o que reforça ainda mais o desvio $WTA - WTP$.

A avaliação contingente apresenta evidentemente vantagens e inconvenientes.

Entre as vantagens, deve contar-se a sua aplicabilidade potencial a uma variedade de assuntos¹⁶. Alguns não podem ser objecto de avaliações contingentes: estes são, por exemplo, os bens para os quais «(1) os mercados necessários ao uso dos métodos de preços hedónicos ou de custos de transporte não existem; (2) as opções encaráveis em termos de política não correspondem a nenhum dado disponível; (3) as transacções passadas no mercado não reflectem a informação respeitante à qualidade ambiental, os substitutos possíveis ou os riscos eventuais» (Hoehn e Randall, 1987). O carácter contingente do método permite-lhe avaliar os valores de não utilização, tais como os valores de existência ou de legado¹⁷. Foi visto que uma interpretação dos fundamentos do método de avaliação contingente assenta na medida hicksiana do excedente do consumidor, melhor mesmo que a medida marshalliana deste excedente em considerar os efeitos do rendimento. Por fim, podem ser-lhe associados testes de validade e de fiabilidade (Hoevenagel, 1994a), o que normaliza o seu uso.

Entre os inconvenientes, pode evidentemente citar-se o carácter hipotético do método, frequentemente avançado pelos seus detractores: aquilo que se mede não é o consentimento efectivo em pagar mas apenas uma intenção de pagar. Os riscos de comportamento estratégico dos respondentes, procurando, pela sua resposta, manipular o resultado final e, logo, a decisão foi muitas vezes sublinhado¹⁸. É claro que o facto de os respondentes não estarem habituados a fazer avaliações do seu consentimento em pagar e, ainda menos, do seu consentimento em receber, durante inquéritos, pode pesar sobre os resultados, em particular aumentando o número dos que não respondem. Foi frequentemente observado que a validade e a fiabilidade de uma avaliação contingente dependiam do cenário que subtende o inquérito: este deve ser facilmente compreensível pelos inquiridos, deve ser plausível, quer dizer, o mais próximo possível da realidade, e deve ter um sentido, quer dizer, deve motivar os respondentes a determinar as suas transacções hipotéticas relativas à questão formulada.

Finalmente, foi frequentemente notado que os resultados estão bastante dependentes da maneira como as questões são formuladas. A ava-

liação contingente comporta, com efeito, numerosas vertentes (Pearce e Markandya, 1989).

Em primeiro lugar, existe a vertente dita *estratégica*: este é o problema do *free rider*, ou seja, do cavaleiro solitário ou do «borlista»: os agentes podem não ter interesse em revelar a sua preferência real se o facto de as esconder lhes dá um benefício superior. Este é frequentemente o caso para os bens públicos: o consumo do bem por um indivíduo não impede o consumo pelos outros (defesa, segurança, mas também qualidade do meio ambiente).

Seguidamente, existe uma vertente *conceptual*, o qual pode ser quer *inicial*, em que o resultado depende de modo crucial do nível da primeira oferta, quer *instrumental*, ou seja resultante da escolha do instrumento de pagamento simulado – taxa a pagar ou direito de entrada –, quer *informativo*, quando diferentes explicações alteram o resultado da simulação.

Assinala-se igualmente a existência de uma vertente *hipotética*: os leilões em mercados contingentes não são leilões praticados em mercados reais; neste último caso, se se estiver enganado, isso acarreta um custo, enquanto que o mercado fictício não apresenta nenhum risco para o indivíduo que revela as suas preferências.

Pode-se, por fim, encontrar uma vertente *operacional*: o inquirido deve ter um claro conhecimento dos diferentes estados do meio ambiente que se lhe propõe avaliar a fim de que a sua resposta seja verdadeiramente proporcionada.

Em virtude destes múltiplas vertentes, nos estudos de avaliação contingente há um desvio sistemático entre consentimento em pagar e consentimento em aceitar, sendo o segundo sempre muito mais elevado que o primeiro (com um desvio que vai de 1,5 vezes 16,6 vezes, em 15 estudos, 1974-1983). Os indivíduos atribuem com efeito mais peso às perdas do que aos ganhos: esta assimetria das avaliações é bem conhecida e pode-se explicar por razões psicológicas¹⁹. Logo, é evidentemente desejável confrontar as avaliações contingentes com outros métodos de avaliação directos ou indirectos.

2.3. OS MÉTODOS INDIRECTOS: AS RELAÇÕES DOSE-RESPOSTA

Certos métodos de avaliação, frequentemente qualificados de métodos indirectos, não procuram medir as preferências reveladas pelo mercado (ou por um inquérito que se substitua ao mercado, como no caso da avaliação contingente) por um dado bem ambiental. Quando há, por exemplo, razões para pensar que a população é inconsciente em relação aos efeitos

¹⁹ Os psicólogos falam, a este propósito, de «dissonância cognitiva». «Repugna-nos mais perder o que nos pertence “de direito” do que se deseja beneficiar de um ganho.» (Barde, 1992, p. 92.)

¹⁶ Hoevenagel (1994a) recenseia 29 estudos de avaliação contingentes para os anos 1973 a 1991 acerca de assuntos que vão do ruído dos aviões ao programa de controle da mosca negra, passando pelo congestionamento das zonas de *ski* e pelos odores dos motores a gasóleo.

¹⁷ Schulze *et alii* (1983) mostraram assim, com a ajuda de uma análise contingente feita pela EPA, que o valor de não utilização da preservação da visibilidade no Parque nacional do Grand Canyon rondava os três biliões de dólares para o conjunto do país, quando na verdade os valores de uso do mesmo sítio não representa mais do que alguns milhões de dólares.

¹⁸ Opinião inversa em Mitchell e Carson (1989), para quem os riscos de manipulação estratégica pelos respondentes são mínimos.

da poluição, é vão utilizar a avaliação contingente ou mesmo preços hedónicos.

De um modo geral, dever-se-ia poder utilizar sempre métodos indirectos, já que não há efeito sem causa. A relação de causa e efeito está na base dos métodos de avaliação dose-resposta. Se existe um qualquer dano ambiental, e se esse dano está ligado a uma causa, a relação entre esta causa e o seu efeito constitui a relação dose-resposta, se se compreender na resposta todas as modificações ulteriores (restauração, medidas de política ambiental) ligadas a este dano.

Enquanto método de avaliação, este método assenta na constatação de que, para muitas actividades, a qualidade ambiental pode ser considerada como um factor de produção. Assim, a qualidade da água, para as indústrias que utilizam a água como matéria-prima ou como agente essencial no seu processo de produção (águas de mesa, cervejarias, destilarias, fábricas de papel, etc.). Qualquer mudança nas condições ambientais vai-se traduzir nos custos de produção da empresa, nos preços e na quantidade do produto, etc. Se não existe imperfeição susceptível de operar uma distorção dos preços de mercado, a observação destes pode servir para medir directamente o valor da mudança operada no meio ambiente, desde que todas as relações causais que unem a mudança ambiental e a mudança dos preços sejam conhecidas.

O método propriamente dito compreende duas fases sucessivas. Primeiramente, a fixação da relação dose-resposta, que deve permitir apreciar os laços entre a poluição e os seus efeitos (sobre os materiais, etc.), ou seja, de facto, a maneira como a qualidade ambiental entra nas funções de produção. Em segundo lugar, a mudança na resposta, incluindo nas medidas paliativas ou nas respostas de política ambiental, deve ser traduzida em termos económicos. Esta segunda fase requer o conhecimento dos efeitos da melhoria do meio ambiente (a «resposta») sobre os custos de produção, as funções de oferta e de procura do produto ou da actividade considerada (Freeman, 1979).

Trata-se portanto, uma vez estabelecida a relação dose-resposta, de efectuar uma avaliação do prejuízo sofrido com a ajuda de valores mercantis. Por exemplo, a poluição do ar degrada, de modo evidente, a pedra dos edifícios. Se se pode medir fisicamente esta degradação (em que a «resposta» em termos físicos, por exemplo, a duração de «vida» da pedra, segue a concentração dos poluentes atmosféricos que a atacam), pode-se, seguidamente, avaliar a degradação (a «resposta» em termos monetários que se lhe junta) ao preço de substituição e de execução dos materiais. Trata-se portanto, de facto, de uma apreciação das funções de prejuízo, que consiste em passar de uma função de prejuízos físicos a uma função de prejuízo monetário.

O procedimento pode ser resumido do seguinte modo:

(1) Avaliação de uma função de prejuízo físico da forma:

$$R=R(P, \text{outras variáveis}),$$

na qual R é o prejuízo físico (a resposta) e P a poluição;

- (2) Cálculo do coeficiente de regressão de r em P, ou seja $\Delta R/\Delta P$
- (3) Cálculo da variação de poluição devida à política ambiental, ou seja ΔP
- (4) Cálculo do valor de

$$\Delta P(\Delta R/\Delta P)=\Delta D,$$

que representa o valor do prejuízo evitado pela política ambiental em causa.

Fora dos efeitos da poluição sobre os imóveis ou os materiais, estudos debruçaram-se sobre os efeitos da poluição ou da erosão dos solos sobre a agricultura, com a ajuda de relações baseadas nos rendimentos agrícolas. Foi feita a mesma coisa a respeito dos ecossistemas naturais (custo da protecção dos recursos naturais contra a acidificação), as explorações florestais, os bens culturais (custo da sua restauração) e a água potável. O método foi bastante utilizado para os estudos acerca do vínculo entre poluição e saúde, particularmente nos EUA. A avaliação faz-se então, para a mortalidade, atribuindo um valor à vida humana e, para a morbi-dez, calculando o valor dos dias de trabalho perdidos.

Entre os inconvenientes do método figuram a complexidade das relações em causa e a dificuldade em conseguir os dados científicos e técnicos necessários. Outro inconveniente relativamente aos métodos directos de avaliação é que o método dose-resposta não dá nenhuma avaliação em termos de consentimento em pagar ou em receber, na medida em que ele não integra nenhum aspecto respeitante ao comportamento dos agentes. Entretanto, cada vez que são incluídas as consequências do prejuízo ambiental sobre a procura dos produtos, deveria ser incluído um modelo de comportamento dos agentes económicos na análise, o que raramente é feito.

2.4. OS LIMITES DA ANÁLISE CUSTO-VANTAGEM

A análise custo-vantagem e os métodos de avaliação que a servem são verdadeiramente apropriados para decisões que impliquem bens ou serviços que, também sendo não mercantis, podem contudo ser objecto de preferências por parte dos agentes, tal como, por exemplo, o valor estético de uma paisagem bela. A revelação destas preferências sob a forma de um consentimento em pagar revelar-se-á então tanto mais lícita quanto próximo se estiver da expressão de uma verdadeira procura deste bem ou deste serviço. Em contrapartida, a determinação do valor de existência de uma espécie animal por este tipo de meio revelar-se-á muito mais problemática.

Independentemente deste problema do domínio de aplicação desta metodologia, a análise custo-vantagem expõe um certo número de limitações intrínsecas, as quais estiveram largamente na origem de outros métodos de apoio à decisão que podem ser utilizados complementarmente.

2.4.1. AS HIPÓTESES DE COMPORTAMENTO SUBJACENTES

A análise custo-vantagem assenta em hipóteses gerais frequentemente pouco aparentes que manifestam a sua pertença à corrente da teoria económica padrão de tipo neoclássico. Os indivíduos são supostos maximizar a utilidade que obtêm do seu consumo, o que se refere ao comportamento habitualmente atribuído ao agente económico. Diversas consequências podem ser daí deduzidas: os mercados são supostos exprimir correctamente o valor dos bens, por um lado (caso dos métodos dos custos de transporte ou do método dos preços hedónicos) e os agentes são reputados exprimir pela sua resposta a um questionário o valor que efectivamente atribuem ao bem em questão, por outro lado (caso do método de avaliação contingente).

2.4.2. O PROBLEMA DO CAMPO DE ANÁLISE

Uma parte importante da investigação no domínio da análise custo-vantagem consistiu frequentemente numa extensão do tipo de benefícios que podem ser quantificados e medidos em termos monetários. Isto coloca o problema mais geral dos limites que devem ser postos à análise custo-vantagem. Dever-se-á, em tal análise, reter a totalidade das consequências, custos ou vantagens, de uma dada acção? Na teoria, a resposta é sim, já que, assentando a análise custo-vantagem num balanço dos custos e das vantagens, este último deve ser exaustivo e reconstruir todas as consequências de uma acção, mesmo que sejam de ordem elevada. A omissão de um elemento positivo ou negativo pode evidentemente alterar o resultado da avaliação final. Na prática, é-se obrigado a contentar-se com as consequências de primeira ordem, na falta de quantificação.

2.4.3. AS ESPECIFICIDADES DO DOMÍNIO DO MEIO AMBIENTE

Foi possível mostrar (Pearce, 1976) que o uso da análise custo-vantagem em matéria de poluição apresentava um certo número de dificuldades conceptuais.

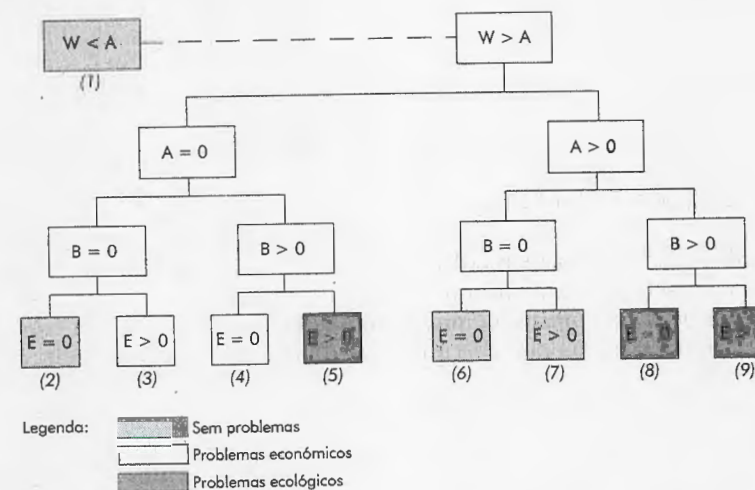
O efeito das poluições deve ser relacionado com três questões essenciais (fig. 6.3):

- A capacidade assimiladora do meio ambiente, ou seja a existência ou não de decompositores para um dado poluente.
- O efeito biológico sobre os organismos vivos, ou seja o facto de existirem ou não efeitos sobre a saúde, mutações do ADN, alterações do metabolismo celular, etc.
- O efeito económico, ou seja a existência ou não de efeitos externos sobre a função de utilidade de vítimas, de maneira a que a poluição constitua uma *nocividade*. Se um agente económico não se interessa

pela existência de uma espécie (ou seja, se esta não é um argumento da sua função de utilidade, se não afecta o seu bem-estar), não há efeito económico.

- W: volume poluição
- A: capacidade assimilação
- B: efeitos biológicos
- E: efeitos económicos

A análise custo-vantagem só é aplicável às poluições que entram na categoria das nocividades e não têm efeitos dinâmicos: sem efeitos ecológicos prolongados.



(1) Sem problemas: a capacidade de assimilação é suficiente. (2) Sem problemas: não há assimilação dos desperdícios mas não há nem efeito biológico nem efeito económico. (3) Problema de externalidade económica clássica. (4) Existe um problema ecológico no seguimento de efeitos biológicos mas não há externalidade económica, visto que a informação dos agentes não existe; quando esta informação é feita e existe uma externalidade económica fica-se reduzido a (5). (5) Problema de acumulação de desperdícios com efeito externo. (6) e (7) Sem problemas se $W > A$, $B = 0 \rightarrow B > 0$. (8) e (9) Problemas ecológicos dinâmicos devidos aos efeitos biológicos.

(Fonte: Pearce, 1976.)

Figura 6.3 - A utilização da análise custo-vantagem e os problemas ambientais

A análise custo-vantagem não é verdadeiramente aplicável quando $A = 0$, quer dizer quando a capacidade de assimilação do meio ambiente é inexistente e os poluentes têm efeitos biológicos (metais pesados) acumuláveis ou armazenáveis em *stock*.

No caso em que existe capacidade de assimilação e também efeitos biológicos, a medição de efeitos económicos através da análise custo-vanta-

gem resulta em problemas ecológicos. Existe um «*optimum* ecológico», mas este pode corresponder a um nível de produção inferior ao ditado pela análise custo-vantagem.

3. OS OUTROS TIPOS DE APOIO À DECISÃO: ALTERNATIVA OU COMPLEMENTARIDADE?

Um certo número de métodos de apoio à decisão foram elaborados a fim de ajudar os gestores a efectuar as suas escolhas, fazendo intervir nestas doses variáveis de racionalidade económica e até mesmo tipos de racionalidade diferentes.

Estes métodos apresentam-se mais como complementares do que como concorrenciais. Com efeito, o objecto sobre o qual incidem não é o mesmo e os seus objectivos também são diferentes, tal como o tipo de apoio à decisão que podem fornecer. A este respeito, distingue-se habitualmente:

3.1. A ANÁLISE CUSTO-EFICÁCIA

A análise custo-eficácia resulta da perspectiva aberta por Baumol e Oates (1971) sobre o uso conjunto de normas e de taxas para gerir de modo eficaz (e já não óptimo) o meio ambiente. Esta consiste em comparar os diferentes meios ou instrumentos disponíveis para atingir uma norma fixa de maneira exógena.

Tudo se passa então como se o lado «benefício» de uma comparação custo-vantagem fosse substituído pelo nível fixado pela norma. Cropper e Oates (1982) fizeram notar que, nestas condições, a forma da curva de custo de diminuição da poluição (melhoria da qualidade do meio ambiente) se torna primordial. Suponhamos (fig. 6.4) uma norma fixada em P_1 e cortando a curva de custo marginal na sua parte mais «inclinada». O bem-estar da sociedade pode ser aumentado baixando o nível da norma em P_2 , correspondendo contudo a um nível inferior de qualidade ambiental. A eficácia das medidas de política ambientais será então maior. Tudo depende da posição em B_1 ou B_2 da curva «real» de vantagem marginal.

3.2. A ANÁLISE RISCO-VANTAGEM

A análise risco-vantagem²⁰ visa ligar a probabilidade de ocorrência de um acontecimento (a maior parte das vezes um acontecimento desfavorável, em matéria de meio ambiente) aos custos a suportar para evitar este

²⁰ Igualmente chamada análise custo-eficácia, já que compara os custos de evitamento de um acontecimento desfavorável.

acontecimento, quer dizer, a vantagem obtida da não ocorrência do prejuízo ambiental. Esta indica a quem decide para onde dirigir os seus esforços a fim de reduzir ao menor custo (ou dentro do limite de um orçamento disponível) o risco probabilizável de ocorrência do acontecimento.

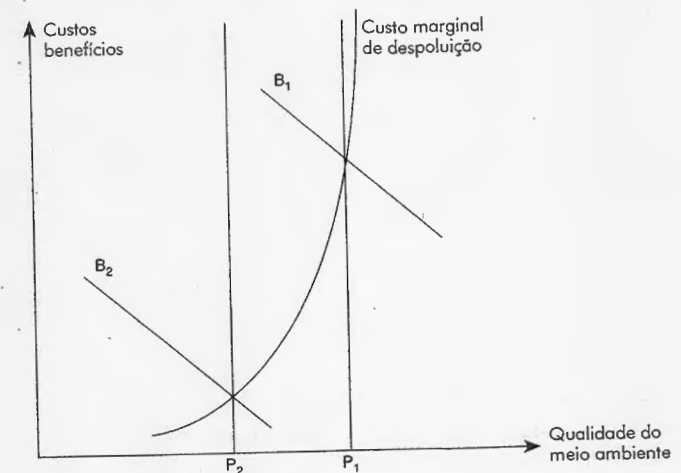


Figura 6.4

Por exemplo, nos EUA foi efectuado um estudo acerca dos riscos de morte devido aos prejuízos «ambientais» e dos seus custos de redução (Council of Environmental Quality, 1991), citado por Turner, Pearce, Bateman, 1994) (quadro 6.3).

QUADRO 6.3
Custo em mortalidade dos diversos riscos ambientais

	Probabilidade de óbitos	Custo para evitar 1 óbito (milhões de \$)
Trihalometano na água potável	0,000420	0,2
Radionucleídos nas minas de urânio	0,0063	3,4
Emissões fugitivas de benzeno	0,00147	3,4
Exposição profissional ao benzeno	0,0396	8,9
Exposição profissional ao amianto	0,003015	8,3
Exposição ao arsénico e ao cobre	0,063	23,0
Exposição profissional ao acrilonitrilo	0,0423	51,5
Exposição profissional aos fornos de carvão	0,0072	63,5
Descargas de desperdícios tóxicos	0,000002	4 190,2
Descargas municipais de desperdícios sólidos	0,000001	19 107,0
Desperdícios tóxicos: preservadores da madeira	< 0,00001	5 700 000

O objectivo de tal estudo risco-vantagem não é atribuir um valor à vida humana mas unicamente guiar quem tem de tomar decisões: A análise do risco (*risk assessment*) tem por finalidade avaliar a probabilidade de ocorrência de óbitos atribuíveis a cada um destes riscos ambientais nas pessoas expostas a estes riscos. De seguida, comparam-se estes resultados com os custos esperados de uma legislação que visa evitar cada um destes problemas. Dividindo pelo número de óbitos evitados, obtém-se o custo unitário de evitamento em cada um dos casos. É bem evidente que, se os gestores dispõem de uma soma limitada, poderão assim consagrá-la à utilização mais eficaz.

3.3. A ANÁLISE MULTICRITÉRIO

A análise custo-benefício e a análise custo-eficácia são bons exemplos de avaliação monetária. A avaliação económica do meio ambiente, assim como a decisão neste domínio, são com efeito caracterizadas pela multidimensionalidade, pela presença de conflitos entre diferentes interesses e pela frequência de juízos de valor, explícitos ou não, incidindo sobre o técnico, o social, o económico, o ambiental ou o político. A partir daí, pode-se ser levado a pensar que os métodos de escolha unicritério, quer dizer, assentando num único critério, não são adequados, visto ser impossível, nestas condições, chegar a soluções unívocas e sem ambiguidade. Por outras palavras, para chegar a soluções praticáveis são sempre necessários compromissos entre exigências contraditórias. A análise multicritério, quando é utilizada para guiar a decisão no domínio do meio ambiente, pode oferecer um conjunto de métodos ou de procedimentos que produzem uma certa formalização destes compromissos.

Num plano mais geral, a análise multicritério resulta do reconhecimento de duas realidades:

– a optimização em função de todos os critérios ao mesmo tempo não pode dar nenhuma solução, quer dizer, que não pode ser definida uma solução matemática para o problema. A procura de uma solução necessita da organização, seja por que processo for, de um compromisso;

– as relações de preferência ou de indiferença – sobre as quais assenta, por exemplo, a microeconomia padrão – não são de nenhuma utilidade neste contexto visto não permitirem mais escolhas unívocas desde que os critérios se tornam múltiplos. Uma acção melhor que outra segundo um só critério será muito frequentemente pior que as outras segundo todos os outros critérios. Os pares de acção também não podem ser referenciados comparativamente a uma qualquer relação de dominância.

A multidimensionalidade traduz-se pela existência de um grande número de dados, de relações e de objectivos, que vão formar outras tantas características às quais a análise multicritério se deverá juntar.

Sem entrar em pormenores dos métodos e dos processos da análise multicritério, pode dizer-se que as suas principais etapas são as seguintes:

1. Definição e estruturação do problema a tratar: trata-se de fazer o inventário das fontes, quer dizer, da origem da informação; dos dados, quer dizer, das medições quantificadas efectuadas no quadro destas fontes; das variáveis, quer dizer, da representação abstracta e, a maior parte das vezes, agregada, o que implica escolhas dos dados; das relações que unem as variáveis entre si; das estruturas, que são conjuntos de relações que dão uma ideia do conjunto do sistema; dos metasisistemas, que representam as mudanças das estruturas no tempo ou no espaço. Obtém-se assim uma representação coerente, hierarquizada e dinâmica do problema a resolver.

2. Criação de alternativas: trata-se de enumerar as acções possíveis ou as situações às quais estas acções conduzem. O seu número pode *a priori* ser compreendido entre 1 e ∞ . Se as alternativas não estão definidas explicitamente, isso equivale a considerar um número infinito de alternativas. Se, pelo contrário, apenas existe uma alternativa, está-se claramente perante uma escolha entre 0 e 1, quer dizer, entre a manutenção do *statu quo* (não há acção) e uma situação nova (resultado da acção).

3. Escolha de um conjunto de critérios de avaliação: por definição, os critérios são portanto múltiplos. A sua escolha depende de preocupações antinómicas: preocupação de continuar próximo de um real complexo, por um lado, e preocupação de simplicidade, por outro.

4. Identificação do sistema de preferências de quem decide: as preferências de quem decide podem ser explícitas ou implícitas. Este ponto está na origem da distinção estabelecida por Roy (1990) entre tomada de decisão multicritério e apoio à decisão multicritério. Segundo ele, a primeira pressupõe que as preferências de quem decide são tornadas perfeitamente explícitas, se bem que a solução apenas vá depender da correcta formulação do modelo matemático: «Em geral, é impossível dizer que uma decisão é boa ou má referindo-se unicamente a um modelo matemático: os aspectos organizativos, pedagógicos e culturais do conjunto do processo de decisão que conduzem a uma dada decisão contribuem igualmente para a qualidade e para o sucesso desta.» É pois necessário falar antes de apoio à decisão multicritério que de verdadeira tomada de decisão multicritério. Tal abordagem construtiva ou criadora da decisão não necessita de uma explicitação completa das preferências de quem decide. As preferências dos gestores traduzem-se também pela ponderação dos critérios. Esta intervém em geral antes da utilização do modelo, de maneira a deixar o analista proceder com toda a clareza à solução do problema. Isto pressupõe que «quem decide tenha em mente uma clara ideia da sua própria escala de preferências e que seja capaz de a exprimir claramente sem contradição» (Munda, Nijkamp, Rietveld, 1994, p. 106).

5. Escolha de um processo de agregação: atinge-se aí o cerne do processo multicritério de apoio à decisão. Diversos métodos são utilizáveis, de entre os quais se podem citar:

- os modelos baseados na utilidade, em particular a abordagem da MAUT (Multiattribute Utility Theory) (Keeney e Raiffa, 1976), muito ligada à racionalidade substancial e à teoria bayésiana, que permanece pouco apropriada à análise multicritério,
- os métodos de *outranking* (Roy, 1985),
- o modelo lexicográfico (Fandel, Matarazzo, Spronk, 1983),
- a abordagem do ponto ideal (Zeleny, 1982; Yu, 1985),
- os modelos de nível de aspiração (Spronk, 1981; Wierzbicki, 1982).

Estas características da análise multicritério mostram como um certo componente subjectivo pode ser introduzido num processo de decisão sem no entanto perder de vista qualquer exigência de racionalidade nem o impedir de entender a complexidade das relações economia-meio ambiente. Inversamente, a ausência desse componente, em particular nos métodos de avaliação monetários, provoca inevitavelmente uma certa rigidez que os impede de aderir perfeitamente à complexidade das situações de que aquele entende tratar e de as justificar convenientemente (para mais pormenores, ver a quarta parte, capítulo 8).

QUARTA PARTE

O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

INTRODUÇÃO

Poucos conceitos atraíram tanto a opinião pública e académica como o de desenvolvimento sustentável. Este último constitui um objectivo político para numerosas nações. Para além disso, ocupa um lugar de opção nos parágrafos da agenda 21, onde são inventariadas as acções mundiais adoptadas na Cimeira da Terra, no Rio de Janeiro, em Junho de 1992.

Pode-se ler aí: «A fim de conciliar os desafios do meio ambiente e do desenvolvimento, os Estados decidiram estabelecer uma nova parceria global. Esta parceria incita todos os Estados a comprometerem-se num diálogo construtivo e massivo, inspirado pela necessidade de alcançar uma economia mundial eficiente e equitativa, mantendo em vista o facto de que a interdependência da comunidade das nações e o desenvolvimento sustentável deveriam tornar-se a este respeito uma prioridade na agenda da comunidade internacional.» (CNUED, 1992, § 2.1.)

Pode observar-se que no início desta conferência foi adoptada uma convenção internacional acerca do desenvolvimento sustentável, cuja importância não é menor que a das convenções sobre a alteração climática e a biodiversidade.

O desenvolvimento sustentável tornou-se portanto um objectivo altamente prioritário.

O que está em causa é, antes do mais, um desenvolvimento económico sustentável, indicando o adjectivo de sustentável a duração, a continuidade. O desenvolvimento económico pode ser estritamente definido em termos de PNB real por habitante ou de consumo real por habitante, mas pode também ser alargado a fim de incluir outras dimensões tais como a educação, a saúde, a qualidade de vida e, obviamente, a qualidade do

meio ambiente (UNDP, 1992). Por outras palavras, o conceito de desenvolvimento sustentável representa uma tentativa de ir para além do simples enunciado dos limites físicos do crescimento económico (à maneira do relatório Meadows. Ver primeira parte, capítulo 1) e de procurar como, em que termos e em que proporção os objectivos socioeconómicos tradicionalmente ligados ao crescimento podem ser conciliados com a preocupação de qualidade ambiental e as preocupações de equidade intertemporal (O'Connor, 1991). Para alguns, este conceito tenderia mesmo a tornar-se o «paradigma do desenvolvimento para os anos 1990» (Lele, 1989).

O desenvolvimento sustentável é portanto multidimensional visto que conduz teoricamente às dimensões económica, social e ecológica. Por outro lado, trata-se de um conceito normativo, como o fazem notar Pearce, Barbier e Markandya (1990), que o apreendem como «um vector de objectivos sociais desejáveis, ou seja uma lista de atributos que a sociedade procura alcançar ou maximizar». A escolha destes objectivos é então inevitavelmente o objecto de juízos baseados nos valores predominantes e nas normas éticas.

O conjunto destas características, geradoras de uma certa confusão, fazem com que o conceito de desenvolvimento sustentável seja frequentemente utilizado como uma caixa negra. É certo que o conjunto das abordagens partilha a definição do relatório Brundtland, que tornou este termo popular, a saber: «O desenvolvimento sustentável responde às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazer as suas.» (WCED, 1987.) Estas avançam igualmente os princípios fundamentais que tratámos no decorrer da primeira parte, a saber as relações entre economia e meio ambiente, a preocupação do longo prazo, a tomada em conta da equidade e a tomada de decisão em «incerteza forte». Não é portanto surpreendente que este conceito, no centro das discussões contemporâneas a respeito da gestão dos recursos naturais, do meio ambiente e do desenvolvimento económico, não seja mais facilmente compreensível e seja interpretado diferentemente pelos economistas, os ecologistas e os filósofos. Mesmo entre os economistas, há importantes divergências de interpretação, a acreditar em Pezzey (1989), que recenseia mais de vinte significações na literatura.

Todavia, definir o desenvolvimento sustentável não permite determinar as condições necessárias e suficientes para o alcançar nem medir a sustentabilidade. Trata-se então de propor, não só regras, mas também indicadores de sustentabilidade. Isso implica determinar primeiramente as condições em que se encontra um país numa via de desenvolvimento sustentável, seguidamente medir o grau da sua sustentabilidade em função da distância entre o sentido efectivo em que se encontra e o sentido sustentável. É então evidente que o modo de abordar o desenvolvimento sustentável tem consequências sobre a escolha das regras e indicadores de sustentabilidade.

O objectivo desta parte consagrada ao desenvolvimento sustentável é de identificar os problemas que parecem mais salientes na análise econó-

mica da sustentabilidade e de apresentar as diversas análises que tratam desta questão.

Existe uma importante clivagem entre duas interpretações opostas do desenvolvimento sustentável. A primeira, qualificada de «sustentabilidade fraca», que conduz à regra dita de Hicks-Hartwick-Solow (HHS), trata a sustentabilidade como uma nova forma de eficiência económica estendida à gestão dos serviços da natureza. Os paladinos da «sustentabilidade forte» consideram, por seu turno, que a eficiência é um critério inadequado para satisfazer as preocupações do desenvolvimento sustentável e propõem regras de sustentabilidade implicando, seja o estado estacionário (Daly, 1991a; Daly e Cobb, 1989), seja uma vontade de integrar preocupações económicas e ecológicas (Common e Perrings, 1992; Perrings, 1994).

Os dois capítulos desta parte, estudando sucessivamente a sustentabilidade fraca (capítulo 7) e a sustentabilidade forte (capítulo 8), visam explicar em que é que se opõem estas duas grandes abordagens económicas da sustentabilidade, especialmente nas suas proposições de regras e indicadores.

A SUSTENTABILIDADE FRACA: UM ALARGAMENTO DA TEORIA DO CAPITAL AOS BENS E SERVIÇOS NATURAIS

Neste capítulo privilegiar-se-ão as abordagens dependentes do quadro metodológico neoclássico, mesmo se estas nem sempre mantêm a totalidade das hipóteses tradicionais deste quadro analítico.

A definição corrente do desenvolvimento sustentável traduz-se, na maior parte dos modelos neoclássicos, pela manutenção ou crescimento de um potencial de bem-estar (Pezzey, 1989; Mäler, 1991). Esta insiste no não decréscimo a longo prazo da utilidade, do rendimento por habitante ou do consumo real. Tal interpretação resulta de uma concepção hicksiana do rendimento, segundo a qual «o rendimento de uma pessoa não é outra coisa senão aquilo que ela pode consumir durante um período, contando sempre ser tão rica no fim como no início do período» (Hicks, 1946). Por consequência, o não decréscimo do bem-estar por cabeça constitui o objectivo de equidade intertemporal que o desenvolvimento sustentável implica. Para a análise económica convencional, este imperativo é levado em conta no quadro da teoria do crescimento óptimo. Esta última preocupa-se com a maximização de uma função de utilidade colectiva intertemporal¹. A questão da sustentabilidade é então apresentada graças a modelos de crescimento sustentável.

Por outro lado, o conjunto dos recursos naturais e dos serviços ambientais é doravante assimilado a uma forma de capital que figura como o argumento de uma função de utilidade ou como factor de produção. Assistiu-se com efeito à emergência do conceito de *capital natural*,

1 O horizonte contido não é, em geral, o infinito, mas corresponde a um período de pelo menos cem anos, de modo a integrar pelo menos duas gerações.

que integra, não só os *stocks* de energia e de activos minerais, mas igualmente todos os recursos, renováveis ou não, tais como as florestas tropicais, a camada de ozono, o ciclo do carbono, quer dizer, qualquer activo natural que forneça um fluxo de serviços ecológicos ou económicos no decurso do tempo. Os princípios da teoria do capital podem pois ser aplicados ao capital natural. Pode-se, aliás, notar que, para deduzir uma regra de sustentabilidade, a abordagem económica padrão estende os ensinamentos dos modelos de crescimento óptimo com recursos esgotáveis (Dasgupta e Heal, 1974; Solow, 1974; Stiglitz, 1974) a modelos de crescimento óptimo com capital natural.

Os indicadores contidos por esta versão fraca da sustentabilidade resultam de facto da resolução de tais modelos, e nós propomos uma análise crítica destes.

As análises da sustentabilidade oriundas da teoria do crescimento não ligam a preservação do capital natural a imperativos éticos. O seu objectivo é identificar em que condições uma preservação pelo menos parcial pode fazer parte de um programa de optimização do valor actual da utilidade. Entretanto, alguns trabalhos neoclássicos tentaram considerar o aspecto ético, particularmente a questão da equidade intergeracional. Isso conduz a modelos mais sofisticados (com agente representativo e/ou gerações imbricadas) que integram o progresso técnico, o uso dos recursos naturais e a preservação do meio ambiente ao longo do tempo. Mesmo neste caso, verifica-se que as interações mútuas entre população, progresso técnico e dotação em activos naturais continuam a ser os elementos centrais do debate da sustentabilidade.

1. DA EXTENSÃO DA TEORIA DO CRESCIMENTO À REGRA DE SUSTENTABILIDADE FRACA

Entre meados dos anos 70 e o início dos anos 80, por altura dos grandes debates consecutivos ao receio da rarefacção dos recursos naturais (ver segunda parte, capítulo 3), assiste-se ao desenvolvimento de uma literatura substancial que trata: i) da natureza dos sentidos de crescimento óptimo com recursos esgotáveis, segundo o critério do valor actual da utilidade; ii) da exequibilidade dos sentidos de consumo sustentado ou de consumo crescente *per capita* quando tais sentidos resultam da maximização do valor actual ou de uma regra de bem-estar intergeracional e iii) dos meios pelos quais tais sentidos de consumo podem ser atingidos, na prática. O termo «sustentabilidade» raramente é evocado nesta época, mas é óbvio que a literatura diz directamente respeito a esta questão. Os três artigos de Dasgupta e Heal (1974), Solow (1974) e Stiglitz (1974) são representativos deste tipo de abordagem.

Sem embargo, Stiglitz (1974) é um dos primeiros a integrar os recursos naturais esgotáveis num modelo macroeconómico de crescimento.

Este modelo é aliás considerado como a referência na matéria e os trabalhos ulteriores inspiraram-se fortemente nele. Esta é a razão pela qual se escolheu deliberadamente privilegiar a apresentação detalhada deste modelo, num primeiro ponto desta secção, a fim de frisar bem onde se situam as paradas da sustentabilidade para a abordagem neoclássica. Isso permite então interpretar melhor as extensões ao capital natural características da regra de «sustentabilidade fraca».

1.1. O MODELO DE STIGLITZ

Pode-se recordar brevemente que, nos modelos de crescimento de inspiração neoclássica, na ausência de recursos esgotáveis, a economia tende naturalmente para um sentido de crescimento equilibrado a longo prazo, assegurando uma concessão óptima do conjunto dos factores de produção (pleno emprego, plena utilização do *stock* de capital disponível) graças a diversos mecanismos de regulação, tais como a flexibilidade do coeficiente de capital (capital/produção). A introdução de recursos esgotáveis nesse modelo induz diversas questões:

- ainda será possível um crescimento equilibrado a longo prazo?
- se sim, o sentido de crescimento obtido será estável?
- o ritmo de extracção do recurso é o ritmo óptimo?

A análise de Stiglitz situa-se num quadro de concorrência pura e perfeita. Apresentar-se-á, em primeiro lugar, o seu modelo de base, insistindo nas condições que permitem à economia seguir uma trajectória em que a taxa de crescimento do consumo *per capita* é constante, ou seja situar-se num sentido de crescimento equilibrado a longo prazo. De seguida, debruçar-nos-emos sobre as condições de estabilidade destes sentidos a longo prazo.

1.1.1. O MODELO DE BASE

Seja a seguinte função de produção²:

$$Q = F(K, L, R, t) = K^{\alpha_1} L^{\alpha_2} R^{\alpha_3} e^{\lambda t} \quad (7.1)$$

com

$$\alpha_1 + \alpha_2 + \alpha_3 = 1$$

Q: o produto

K: o *stock* de capital

L: a oferta de trabalho

² Admite-se por hipótese que os rendimentos são de escala constante, caracterizados por $\alpha_1 + \alpha_2 + \alpha_3 = 1$. Esta equação é utilizada no seguimento dos cálculos, para simplificar as expressões.

R: o volume de recurso esgotável utilizado na produção

λ : o nível de progresso técnico, suposto constante

O produto pode ser utilizado, seja para fins de consumo (C), seja para o investimento líquido (\dot{K}):

$$Q = C + \dot{K} \quad (7.2)$$

A oferta de trabalho cresce ao ritmo do nível demográfico (n):

$$\dot{L}/L = n$$

Dividindo (7.2) por Q, obtém-se $1 = C/Q + \dot{K}/Q$. Trata-se de uma expressão que descreve a partilha do produto entre consumo e poupança, com $s = \dot{K}/Q$ o nível de poupança agregada e $x = C/Q$ a parte do produto consagrada ao consumo, o que nos dá:

$$x = 1 - s \quad (7.3)$$

Por outro lado, estabelece-se: $\beta = Q/K$, ou seja, o inverso do coeficiente de capital (ou ainda a produtividade média do capital).

No capítulo 3, viu-se que a regra de Hotelling deriva de uma condição de equilíbrio dos activos no mercado, válida qualquer que seja a forma de recursos naturais, o que garante um funcionamento eficaz dos mercados e nos dá a seguinte condição de equilíbrio:

$$\dot{P}/P = r = \alpha_1 \cdot Q/K = \alpha_1 \beta \quad (7.4)$$

com P: preço do recurso esgotável, r: taxa de juro ou ainda taxa de actualização (dada a hipótese de mercados perfeitos subjacente ao modelo), que é igual à produtividade marginal do capital $\alpha_1 \beta$ ³.

O factor recurso é igualmente recompensado pela sua produtividade marginal, de onde:

$$P = \alpha_3 \cdot Q/R \quad (7.5)$$

Introduz-se a taxa de utilização do recurso $\gamma = R/S$, com S: stock de recursos.

1.1.2. AS CONDIÇÕES DE EXISTÊNCIA DE UM SENTIDO DE CRESCIMENTO EQUILIBRADO A LONGO PRAZO

Dado que nos situamos num quadro dinâmico, seremos levados a utilizar equações diferenciais que dão a expressão de uma taxa de crescimento. Por conseguinte, anotar-se-á para uma qualquer variável $g_A = \dot{A}/A$, ou seja a taxa de crescimento de A.

Diferenciando logaritmicamente (7.1) relativamente ao tempo, obtém-se:

$$g_Q = \alpha_1 g_K + \alpha_2 n + \alpha_3 g_R + \lambda \quad (7.6)$$

Efectua-se a mesma operação com a equação (7.5) tendo em consideração (7.4):

$$\alpha_1 \beta = g_Q - g_R \quad (7.7)$$

Procedendo do mesmo modo com a expressão de γ :

$$g_\gamma = g_R + \gamma, \text{ visto que } g_S = \gamma \quad (7.8)$$

Combinando as expressões (7.6) e (7.7) e sabendo que $g_K = \beta_S$, deduz-se a taxa de crescimento das seguintes variáveis:

$$g_Q = \frac{\alpha_2 + \lambda + \alpha_1 \beta (s - \alpha_3)}{\alpha_1 + \alpha_2} = \frac{\alpha_2 n + \lambda - \alpha_1 \beta x}{\alpha_1 + \alpha_2} + \alpha_1 \beta \quad (7.9)$$

$$g_R = g_Q - \alpha_1 \beta = \frac{\alpha_2 n + \lambda - \alpha_1 \beta x}{\alpha_1 + \alpha_2} \quad (7.10)$$

$$g_\beta = g_Q - g_K = \frac{\alpha_2 n + \lambda + \alpha_2 \beta x}{\alpha_1 + \alpha_2} - (1 - \alpha_1) \beta \quad (7.11)$$

Neste estágio do raciocínio, há que se perguntar se a presença de um recurso esgotável no modelo permite um regime permanente de crescimento (*steady state*⁴). Este último caracteriza-se tradicionalmente por uma taxa de crescimento constante da produção nacional, do consumo e dos salários. Como é que a introdução de um recurso esgotável modifica esta definição?

Se tomarmos a diferencial logarítmica relativamente ao tempo de x, obtém-se:

$$g_c = g_x + g_Q \quad (7.12)$$

E, servindo-nos de (7.9)

$$g_x = g_c - \frac{\alpha_2 n + \lambda}{\alpha_1 + \alpha_2} + \frac{\alpha_1 \beta x}{\alpha_1 + \alpha_2} - \alpha_1 \beta \quad (7.13)$$

As equações (7.11) e (7.12) fornecem uma caracterização completa dos sentidos de crescimento equilibrado em função das variáveis x e β , quer dizer em função do inverso do coeficiente de capital e da parte do consumo no produto. Pode-se igualmente caracterizar estes sentidos em função de β e da razão do consumo sobre capital igual a βx , de modo que:

$$g_{\beta x} = g_c + \beta x - \beta \quad (7.14)$$

³ Produtividade marginal do capital: $F_K = \alpha_1 K^{\alpha_1 - 1} L^{\alpha_2} R^{\alpha_3} e^{\lambda t} = \alpha_1 Q/K$.

⁴ Não confundir com o estado estacionário de Daly do qual se falou no capítulo 1

Foram traçadas no plano $(\beta x, \beta)$ rectas representando $g_{\beta x} = 0$ e $g_{\beta} = 0$ que se pode qualificar de situação estacionária (figura 7.1). Isso supõe obviamente que $g_c < \beta'$. As duas rectas partilham o plano em quatro regiões numeradas de I a IV. Como determinar a convergência a partir de um ponto situado numa das regiões?

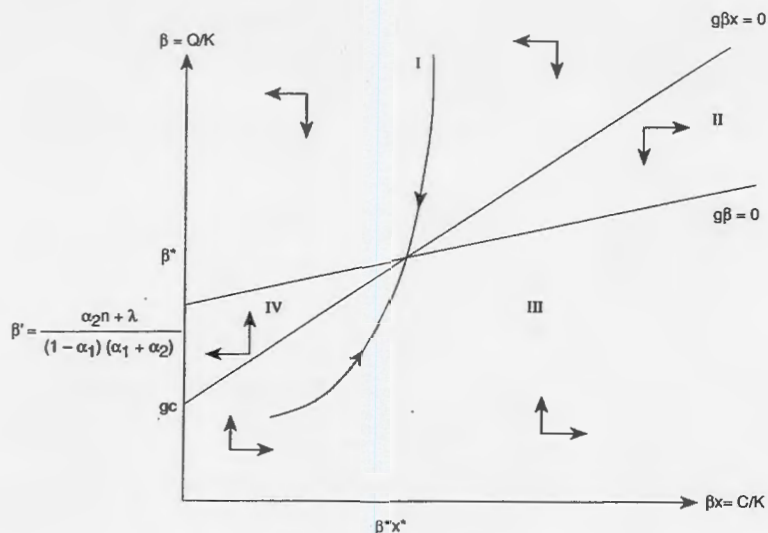


Figura 7.1 - Diagrama de fase no plano (B, B_x)

Tem-se $g_{\beta x} > 0$ quando $g_c + \beta x - \beta > 0$, ou seja $\beta < g_c + \beta x$. Assim, g é positivo para todos os valores de β situados sob a curva $g_{\beta x} = 0$, o que se representa por uma seta horizontal dirigida para a direita e negativa para todos os valores de β situados abaixo da curva (seta dirigida para a esquerda). Do mesmo modo, tem-se $g_{\beta} > 0$ quando $\beta < \beta'$, ou seja debaixo da curva $g_{\beta} = 0$ o que se representa por uma seta vertical orientada para o alto (e inversamente quando $g_{\beta} < 0$). Veja-se, por exemplo, o que se passa no sector I. As setas e os segmentos de curvas pertencentes ao sector I indicam que, à esquerda do equilíbrio não há convergência em direcção ao ponto de equilíbrio $(\beta^*, \beta^* x^*)$; pode-se, todavia, chegar aí exercendo forças de correcção. Em contrapartida, à direita do equilíbrio, qualquer que seja o ponto onde nos situemos, a trajectória vai convergir para $(\beta^*, \beta^* x^*)$. Procedendo de igual modo para os quatro sectores vê-se que apenas os sectores III (à esquerda do equilíbrio) e I (à direita do equilíbrio) podem conter uma trajectória convergente, o que é representado pela curva comum aos dois sectores, que qualificamos de separadora. Dada a unicidade da trajectória convergente, o ponto de equilíbrio definido para os valores (β^*, x^*) é chamado ponto-sela, o que significa que nenhum outro sentido converge

para $(\beta^*, \beta^* x^*)$. O facto de $\beta \rightarrow \beta^*$ e $x \rightarrow x^*$ implica, de acordo com (7.10), que $g_R \rightarrow cte$ e, de acordo com (7.8) que $\gamma^* = -g_R$.

Visto que (β^*, x^*) é um ponto-sela, pode determinar-se a taxa única de poupança ($s^* = 1 - x^*$) correspondente a um qualquer valor do inverso do coeficiente de capital.

A partir do que precede, deduz-se que para qualquer sentido em que o consumo cresça a uma taxa constante, a taxa de poupança, o ritmo da variação na proporção dos factores (substituição do recurso por capital e trabalho) e a razão do fluxo/stock do recurso devem ser constantes. Pode-se igualmente exprimir os valores de equilíbrio de s , β e γ a partir de $g_{\beta x} = 0$ e $g_{\beta} = 0$. A primeira dá-nos $s^* = g_c / \beta^*$. Utilizando este resultado na segunda, obtém-se:

$$\beta^* = \frac{\lambda - \alpha_2 (g_c - n)}{\alpha_1 \alpha_3} \quad (7.15)$$

de onde,

$$s^* = \frac{\alpha_1 \alpha_3 g_c}{\lambda - \alpha_2 (g_c - n)} \quad \text{ou} \quad g_c = \frac{s^* (\lambda + \alpha_2 n)}{\alpha_1 \alpha_3 + \alpha_2 s^*} \quad (7.16)$$

e, servindo-nos destas duas expressões obtém-se a taxa de utilização do recurso no equilíbrio,

$$\gamma^* = \frac{g_c (1 - \alpha_1) - (\alpha_2 n + \lambda)}{\alpha_3} \quad \text{ou} \quad \gamma^* = \frac{(\alpha_2 n + \lambda) (s^* - \alpha_1)}{\alpha_1 \alpha_3 + \alpha_2 s^*} \quad (7.17)$$

Podem deduzir-se destas igualdades que um aumento da taxa de poupança provoca um aumento da taxa de crescimento g_c , do inverso do coeficiente de capital β (ou seja, uma diminuição do coeficiente de capital) e que este está associado a uma taxa mais fraca de utilização do recurso.

Diferenciando as expressões (7.15) e (7.17) relativamente ao tempo (obtem-se equações diferenciais que se anulam a fim de traçar as rectas que representam os lugares de situação estacionária, $\beta = 0$ e $\gamma = 0$), pode-se voltar a traçar um diagrama de fase no plano (γ, β) a fim de determinar uma trajectória de utilização do recurso que convirja para um ponto de equilíbrio. Este último é, como na expressão anterior, um ponto-sela, o que significa que existe uma só trajectória, que converge em direcção a esse ponto (figura 7.2).

Impõem-se duas notas:

1) $g_c = s^* \beta^*$ significa que se reencontra a condição de equilíbrio dos modelos de Solow e de Harrod Domar assegurando uma total utilização do stock de capital na economia.

2) $g_c = g_Q^* = n + \lambda / \alpha_2 - (\alpha_1 \alpha_3 \beta^*) / \alpha_2 = s^* \beta^*$ (combinando as equações (7.6) e (7.7) e fazendo $g_Q = g_K$). A taxa de crescimento natural de uma economia que recorre a um recurso esgotável como factor de produção é por-

tanto inferior ao que seria a taxa de crescimento num modelo sem recurso (ou seja $\alpha_3=0$, de onde $g_Q^*=n+\lambda/\alpha_2$).

A fim de se estar seguro de seguir um sentido de crescimento equilibrado, são necessárias outras condições relativas aos parâmetros da função de produção.

— Para que a economia possa seguir uma trajectória de crescimento equilibrado, a taxa de utilização do recurso, $\gamma > 0$, implica, de acordo com (7.17), $s < \alpha_1$ ou, por outras palavras, que a taxa de poupança seja inferior à parte dos lucros.

— Por outro lado, a taxa de poupança s pertence necessariamente ao intervalo $[0,1]$. Utilizando a expressão de s^* , segundo (7.16), e a restrição

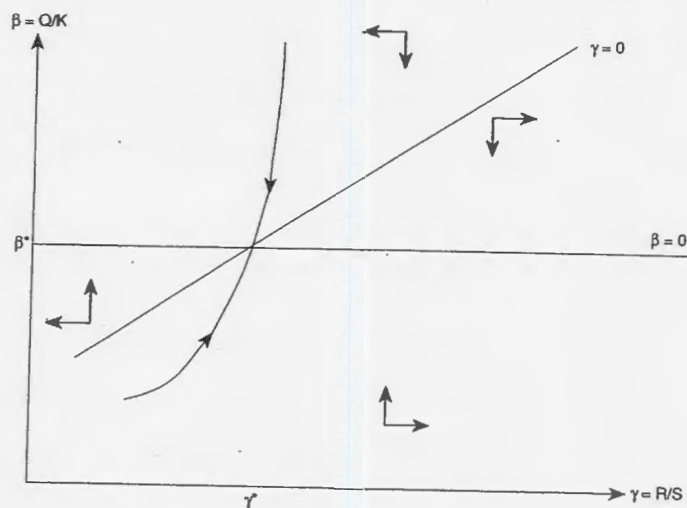


Figura 7.2 - Diagrama de fase no plano (β, γ)

que precede ($s < 1$), deriva-se a condição seguinte sobre a taxa de crescimento do consumo (que corresponde à hipótese colocada para traçar o primeiro esquema):

$$g_c < \frac{\alpha_2 n + \lambda}{(1 - \alpha_1)(\alpha_1 + \alpha_2)}$$

Se se procura uma taxa de crescimento positivo, então este limite deve ser positivo, o que leva, por aproximação e servindo-nos da hipótese de rendimentos de escala constantes, a: $\lambda > \alpha_3 n$.

Daí deduz-se que se a taxa de crescimento da população é positiva, uma condição necessária e suficiente para manter um nível de consumo

per capita constante é que a relação da taxa de progresso técnico (λ) com a taxa de crescimento da população (n) seja maior ou igual à parte do produto que remunera o factor recurso natural (α_3).

Ora, visto que $Q = K\alpha_1 L\alpha_2 R\alpha_3$ e $\lambda t = K\alpha_1 L\alpha_2 (R e (\lambda/\alpha_3)t)\alpha_3$, (λ/α_3) surge como a taxa de progresso técnico que aumenta a eficácia do factor natural. Sob esta forma, a condição precedente passa então a ser: a taxa de progresso técnico que aumenta a eficácia do factor natural deve exceder a taxa de crescimento da população.

Vê-se que estes resultados diferem daqueles que se obtém pelo estudo das condições de crescimento equilibrado sem recursos esgotáveis. Enquanto na ausência de recursos a taxa de crescimento é independente da taxa de poupança⁵, há aqui uma taxa de poupança única associada a cada taxa de crescimento. Por outras palavras, aumentos de poupança devem conduzir permanentemente a taxas de crescimento mais elevadas.

Por outro lado, as arbitragens intertemporais são as mesmas, a saber que os sentidos de crescimento com taxas de poupança mais altas resultam em consumos mais fracos, no presente, mas mais importantes, no futuro.

Debrucemo-nos sobre o caso particular em que $\lambda = n = g_c = 0$. Nestas condições, (7.9), (7.10) e (7.11) passam a ser:

$$g_Q = -\frac{\alpha_1 \beta x}{\alpha_1 + \alpha_2} + \alpha_1 \beta; \quad g_\beta = \frac{\alpha_2 \beta x}{\alpha_1 + \alpha_2} + (1 - \alpha_1) \beta; \quad g_x = \frac{\alpha_1 \beta x}{\alpha_1 + \alpha_2} - \alpha_1 \beta;$$

É demonstrado que o único sentido possível a uma taxa de poupança constante é igual a $s^* = \alpha_3$. Isso significa que se $\lambda = 0 = n$, existe quanto muito um só sentido eficiente ao longo do qual $g_c = 0$ e, então, a taxa de poupança é igual à parte dos recursos naturais. A partir desta constatação mostra-se que uma condição necessária e suficiente para ter um nível constante de consumo per capita na ausência de progresso técnico e de crescimento da população é que a parte do produto que remunera o factor recursos (α_3) seja inferior à parte dos lucros (α_1).

A economia a longo prazo pode portanto tender para um sentido de crescimento equilibrado em que todas as variáveis aumentam à taxa natural de crescimento. A utilização de um recurso esgotável na produção nacional não impedirá que se atinja esse sentido.

Com efeito, mesmo se os recursos naturais esgotáveis forem em quantidade limitada e mesmo se estes forem essenciais à produção, esta última não está necessariamente condenada a estagnar ou a declinar. Dois fenómenos permitem contrabalançar os efeitos do esgotamento do recurso

5 Na ausência de recursos esgotáveis no modelo, o crescimento a longo prazo da economia é determinado unicamente pela taxa natural de crescimento e é independente da taxa de poupança. Nestas condições, diferentes taxas de poupança devem ser associadas a diferentes níveis de rendimento per capita.

esgotável: o progresso técnico e a acumulação de capital. Aliás, mesmo sem progresso técnico, só a acumulação de capital basta para compensar os efeitos da rarefacção do recurso esgotável. Basta que a parte do produto que remunera o capital seja mais importante que a que remunera o recurso esgotável.

Com um progresso técnico a uma taxa positiva, pode-se facilmente encontrar os sentidos ao longo dos quais a produção não declina. Enquanto o factor recurso diminuir exponencialmente e o nível inicial deste factor for fixado correctamente, não se deixa de utilizar o recurso. Com efeito, o progresso técnico pode compensar os efeitos negativos sobre o crescimento deste esgotamento progressivo do recurso.

1.1.3. A TRAJECTÓRIA DE CRESCIMENTO ÓPTIMO

Até aqui, não se procurou definir uma trajectória óptima de crescimento, mas simplesmente as condições de existência de uma tal trajectória. Efectivamente, a determinação de um *optimum* é derivada de um processo de maximização. Ora, de momento, apenas se manipulou as taxas de crescimento. O objectivo pretendido, quando se procura um *optimum* neste quadro teórico, é o de manter um nível de consumo ou de rendimento *per capita* constante ao longo do tempo. Para este fim, introduz-se no modelo anterior uma função de utilidade cujo argumento é o consumo *per capita*, assim como a barreira de esgotamento do recurso, entrevista nos modelos de gestão óptima de um recurso esgotável, ligeiramente modificada (capítulo 3).

O programa de maximização da utilidade intertemporal será pois:

$$\text{Max} \int_0^{\infty} U[c(t)]e^{-(\delta-n)t} dt$$

s.c. $Q(t) = C(t) + \dot{K}$

$$\int_0^{\infty} R(t) dt \leq S_0$$

onde δ é a taxa de preferência pura pelo presente⁶, n é a taxa de crescimento da população, R o volume de recurso utilizado durante cada período e S_0 o *stock* inicial de recurso.

⁶ Cf. Anexo 3.1. Nesta última, recorreu-se à taxa de preferência individual. Aqui, trata-se da taxa de preferência social ou, por outras palavras, a taxa à qual a sociedade está disposta a descontar o futuro. Num quadro de concorrência perfeita, esta é igual à produtividade marginal do *stock* de capital agregado e à taxa de juros. Esta serve portanto de taxa de actualização. Há toda uma controvérsia acerca do valor que deve ser atribuído a esta taxa. Independentemente desta última, dado que o horizonte é infinito, esta taxa deve necessariamente ser positiva (e mesmo superior a um certo nível) por razões de técnica matemática. No caso contrário, seria impossível determinar um equilíbrio a longo prazo. Ver também o capítulo 7.

Não se procederá à apresentação completa do modelo, cuja resolução se efectua com a ajuda da teoria do controlo óptimo⁷. Bastará reter que este permite chegar a determinadas conclusões:

– reencontrar a regra de Hotelling integrando considerações macroeconómicas;

– a trajectória convergente $[\beta(t), x(t), \gamma(t)]$ e os valores de equilíbrio estabelecidos anteriormente são igualmente a trajectória óptima e os valores óptimos;

– sobre as trajectórias em que a taxa de utilização dos recursos (γ) é elevada, a taxa de crescimento a longo prazo será duravelmente mais fraca que para aquelas em que (γ) é mais fraco.

Pode igualmente deduzir-se deste modelo um elemento interessante a respeito da influência da taxa de actualização sobre o esgotamento do recurso. Se se tomar uma função de utilidade de forma simples, $U[c(t)] = \text{Log}[c(t)]$, mostra-se haver a relação seguinte:

$$g = d - n$$

a saber que a taxa óptima de utilização do recurso é igual à diferença entre a taxa de actualização social e a taxa de crescimento da população. Esta relação indica que se a taxa de actualização for de 8 por cento e a taxa de crescimento da população for de 1 por cento, então 7 por cento do *stock* de recursos deve ser anualmente consumido. Assim, quanto mais elevada for a taxa de actualização, mais rapidamente o recurso será esgotado.

No total, com a ajuda deste tipo de modelo, de que Stiglitz foi o iniciador, vê-se ser sempre possível manter um rendimento *per capita* constante, de período em período, mesmo na presença de um recurso esgotável, desde que seja respeitada uma das condições seguintes: a elasticidade de substituição entre recursos naturais e capital e/ou trabalho (1) é constante e superior à unidade ou (2) ela é constante e igual à unidade e a parte do produto que remunera o capital é mais importante que a que remunera o recurso esgotável; (3) não é constante mas há um progresso técnico positivo que permite restringir o uso do recurso, o que equivale a considerar que o *stock* de recursos aumenta.

Esta é a razão pela qual a função de produção privilegiada neste tipo de modelo é uma função que «se comporta bem», no sentido em que possui as propriedades, especialmente no que respeita às elasticidades/mobibilidade de substituição dos factores, que permitem obter conclusões económicas correctas. Estas elasticidades de substituição indicam a variação da relação das quantidades de factores induzida por uma variação dos seus preços relativos. Logo, é corrente recorrer a funções de produção Cobb-Douglas, para as quais a elasticidade de substituição é igual à unidade, ou a funções CES, para as quais o valor da elasticidade de substituição é constante.

⁷ Ver Stiglitz (1974), para este fim.

1.1.4. A ESTABILIDADE DO SENTIDO DE CRESCIMENTO EQUILIBRADO

Voltemos ao diagrama de fase, traçado no plano (β, γ) (figura 7.2).

Vimos que o ponto de equilíbrio (β^*, γ^*) era um ponto-sela, o que implica a existência de uma e apenas uma trajectória convergente. Uma outra consequência desta caracterização do equilíbrio é que a trajectória convergente (e óptima) é instável. Por outras palavras, qualquer desvio temporário para fora desta trajectória se traduz por um desvio definitivo; nenhuma força de mercado é capaz de reenviar a economia rumo a esta trajectória. Isso pressupõe que, desde a partida, quando se começa a utilizar o *stock* de recursos, há que se situar na trajectória correcta.

Seja o valor de equilíbrio a longo prazo de γ , anotado como γ_e , tal que $g_\gamma = 0$ (cf. equação 7.8), ou seja,

$$\gamma_e = \frac{\alpha_1(1-s)\beta + (\alpha_2 n + \lambda)}{\alpha_1 + \alpha_2} \quad (7.18)$$

Se substituirmos β pelo seu valor de equilíbrio a longo prazo β^* proveniente de (7.15), obtém-se então de facto o valor γ^* dado pela expressão (7.17).

$$\gamma^* = -\frac{(\alpha_2 n + \lambda)(s^* - \alpha_1)}{\alpha_1 \alpha_3 + \alpha_2 s^*} \quad (7.19)$$

Se γ se tornar, num qualquer momento, inferior ao seu valor de equilíbrio γ_e , ter-se-á $g_\gamma < 0$ e γ diminuirá segundo um processo cumulativo com o decorrer do tempo. Com efeito, o preço do recurso continua a aumentar ao ritmo da taxa de juros (segundo 7.4). Logo, se aquele é mais elevado do que deveria ser, sê-lo-á em permanência a partir da data em que a economia se desvie da trajectória. Não há nada na dinâmica do sistema económico que permita fazer convergir de novo o preço e o nível de utilização do recurso para os seus valores de equilíbrio. Acrescente-se que semelhante situação só é encarável para um horizonte finito e que implica que o *stock* de recursos não seja explorado na totalidade pelo facto do preço atingir, de maneira precoce, um valor demasiado elevado. Tal trajectória não é eficaz de um ponto de vista económico. Se o horizonte for infinito, os valores de equilíbrio divergem e tem-se como resultado incoerências. Do mesmo modo, se γ for superior ao seu valor de equilíbrio γ_e , o recurso vai ser explorado demasiado rapidamente. Note-se que estes resultados só são compatíveis com a versão de base do modelo de Hotelling (sem efeito de *stock*) e que se podem aproximar do que foi dito a propósito das antecipações de preço, na segunda parte.

Deste modo, se se quer poder atingir o sentido óptimo (β^*, γ^*) , é preciso que a taxa de extracção do recurso seja desde o início igual a γ^* ou que, pelo menos, esteja muito próxima daquela.

Enquanto que a elasticidade de substituição e o progresso técnico são variáveis-chave para a existência de um crescimento equilibrado a longo prazo, o nível inicial do preço do recurso tem, por seu lado, um papel fundamental na estabilidade do equilíbrio a longo prazo. Reencontram-se os mecanismos reguladores tradicionais, embora relativamente fragilizados, garantindo a orientação do sistema económico no sentido de crescimento equilibrado⁸.

1.2. DA EXTENSÃO AO CAPITAL NATURAL ÀS INTERPRETAÇÕES EM TERMOS DE *BACKSTOP TECHNOLOGY*

As principais hipóteses e resultados do modelo de Stiglitz podem ser reencontrados no seio dos modelos de crescimento sustentável com recursos naturais e/ou com poluição, por outras palavras, modelos que incluem o conjunto do capital natural tal como foi anteriormente definido. Há que precisar que a maior parte dos modelos de crescimento sustentável se interessam, seja pelos recursos naturais, seja pela poluição, mas raramente pelos dois ao mesmo tempo.

No caso dos recursos naturais, como tinha já sido sublinhado a partir do modelo de Stiglitz, é possível tirar um certo número de conclusões, partilhadas pelas abordagens da sustentabilidade situadas na perspectiva da teoria neoclássica do crescimento, particularmente quando são utilizadas as funções de produção Cobb-Douglas e CES. A fim de apresentar estas conclusões, são úteis algumas anotações.

Seja $\delta > 0$ representando uma taxa de preferência social pelo presente constante na função objectivo do planificador. Seja $\pi \geq 0$ o produto marginal assintótico do capital quando o uso do recurso está próximo de 0 e a razão capital/recurso aumenta sem limite. Seja $n \geq 0$ uma taxa constante de crescimento da poluição e $m \geq 0$ uma taxa constante de progresso técnico. Por fim, s representa a elasticidade de substituição entre os serviços do capital e os dos recursos naturais.

1) Se $m=0$, então existe um consumo ou crescimento constante durante o tempo, ao longo do sentido óptimo, se e só se $\pi > \delta + n$.

2) No entanto, é possível haver um consumo e uma utilidade constantes ou crescentes, e isto para diferentes gerações, se $s \geq 1$, ou seja, se os serviços do capital forem suficientemente susceptíveis de substituir o recurso natural. Se $s > 1$, o resultado mantém-se, uma vez que a produção é possível, mesmo sem o recurso. Se $s=1$ (uma tecnologia Cobb-Douglas), então isso é possível se $n=0$ e se a parte da produção total destinada ao capital exceder a parte da produção que vai para o recurso.

3) Um progresso técnico crescente também pode, em teoria, contrariar de modo substancial as barreiras impostas pelo recurso. Por exemplo,

⁸ Entretanto, a análise anterior mostra, num quadro neoclássico, que a regra de avaliação dos recursos esgotáveis pelo mercado, dito de outro modo, a regra de Hotelling, não é uma condição suficiente para gerir eficazmente os recursos ao longo do tempo.

Stiglitz (1974) mostra que, no caso Cobb-Douglas, um crescimento sustentado do consumo *per capita* e, logo, da utilidade, é realizável, ou até ótimo com uma população crescente se m/g for suficientemente importante, sendo g a parte do rendimento do recurso e m a taxa de progresso de factor neutro. Intuitivamente, isto provém do facto de que, com uma função de produção Cobb-Douglas, m/g pode ser considerado como a taxa de mudança tecnológica que aumenta o recurso. Stiglitz não examina o caso em que $s < 1$, porém o consumo e a utilidade sustentados são também possíveis neste caso se a taxa de progresso técnico que aumenta a eficácia do recurso natural for bastante elevada.

Obviamente, isto deixa em aberto a questão de saber se é ou não realista ter uma concepção do progresso tecnológico de acordo com a qual este gera um fluxo constante de serviços de consumo final exteriormente a qualquer fluxo de *inputs* de serviços produtivos (*inputs*) do recurso.

Nestas condições, o consumo e a utilidade ao longo do sentido ótimo serão repartidos de maneira equitativa, de um ponto de vista intergeracional, se o progresso técnico e a produtividade marginal do capital forem limitados. Até mesmo a exequibilidade do consumo sustentado necessita de um grau mínimo de progresso técnico ou de *substituibilidade* dos factores.

Os trabalhos de Hartwick (1977, 1978a, 1978b) nesta direcção são supostos demonstrar que se dispõe de dois meios para atenuar os efeitos do esgotamento e/ou da degradação do capital natural: a intervenção do investimento e o progresso técnico. Neste último caso, utilizam-se os rendimentos dos proprietários dos *stocks* (as rendas de raridade) para investir em bens capitais, eles próprios duráveis e permitindo uma produção futura. A análise de Hartwick assenta num modelo com um recurso esgotável, recorrendo a uma função de produção Cobb-Douglas, uma população constante e uma parte do produto nacional destinada à retribuição dos serviços do capital técnico mais importante que a aquela que regressa ao recurso esgotável. Este modelo estipula ser sempre possível investir exactamente as rendas de raridade hotellingianas (ver a segunda parte) oriundas do uso do recurso esgotável e que esse investimento permite um consumo constante ao longo do tempo e, logo, atingir o nível de rendimento desejável, por outras palavras, o nível de «rendimento sustentável» (Faucheux, Froger, 1994a). Este processo de investimento é qualificado de «regra de Hartwick».

Há três precisões que devem ser aplicadas a esta última. Em primeiro lugar, a forma precisa da regra varia em função das economias consideradas (Hartwick, 1978a; Dixit, Hammond, Hoel, 1980; Dasgupta e Mitra, 1983). Para além disso, esta regra é satisfeita se e apenas for realizada, deliberadamente⁹, uma política de incentivo contínua; por exemplo, não será esse o caso ao longo de um sentido ótimo. Enfim, a exequibilidade

9 Porque os agentes são indiferentes ao recurso ou aos investimentos.

não está garantida e, em particular o nível de investimento imposto pela regra de Hartwick poderia exceder a produção efectiva (Toman, Pezzy, Krautkraemer, 1995). Contudo, Solow (1974) mostra que é possível um sentido de consumo constante mantendo as hipóteses acima apresentadas, de modo que, com a regra de Hartwick, existe uma taxa de consumo máximo que pode ser mantida indefinidamente, houve autores (Dixit, Hammond, Hoel, 1980) que mostraram que esta regra de poupança investimento, a qual pode ser interpretada como uma regra de equidade ou de justiça intergeracional, é de facto uma propriedade bastante geral dos modelos de mercado que tratam da acumulação do capital.

Estes bens capitais nos quais é necessário investir não têm necessidade de ser substitutos perfeitos dos serviços do recurso esgotável. Tais substitutos seriam uma *backstop technology* e seriam obtidos, não através de um simples investimento, mas por intermédio do progresso tecnológico. Com efeito, muitos autores concebem o período de uso dos recursos esgotáveis como um período transitório antes do advento de uma oferta energética ilimitada (fornecida, por exemplo, pela fusão nuclear). Esta energia de fusão constituiria a *backstop technology* para a madeira, o carvão, o petróleo e o urânio (Nordhaus, 1973). Dasgupta e Heal, (1974) examinaram as implicações da existência de uma *backstop technology* sobre o ritmo de exploração das reservas de petróleo, particularmente no que respeita à incerteza relativa aos custos e à data de aparecimento da energia de fusão. De facto, esta *backstop technology* pode ser posta em funcionamento desde que os preços de mercado das fontes energéticas clássicas cresçam suficientemente para cobrir os seus custos de desenvolvimento. Ela torna-se competitiva e, como já não põe em jogo *stocks* esgotáveis mas sim fluxos renováveis, o seu preço de mercado deixa de aumentar. A produção pode então libertar-se da sua dependência relativamente aos recursos energéticos esgotáveis e mesmo relativamente ao conjunto dos recursos esgotáveis, em virtude da reciclagem das outras matérias-primas, que se torna quase total, graças a uma energia tornada inesgotável ou, por outras palavras, graças à *backstop technology*¹⁰.

10 Podem assinalar-se um certo número de limites para esta análise que não serão aqui desenvolvidos (sobre este ponto, ver Faucheux, 1990). Um primeiro limite situa-se, a nosso ver, ao nível do raciocínio sobre o qual é baseada a demonstração de que os recursos são postos no mercado um após o outro. Com efeito, nada impede que se explore simultaneamente dois jazigos possuidores de custos de extracção diferentes e de preços de mercado equivalentes. Basta para isso que o preço líquido, ou ainda a renda do proprietário do jazigo de baixo custo, sejam mais elevados. Foi isto que Ricardo demonstrou. Os proprietários dos solos mais férteis recebem uma renda mais importante do que os proprietários dos terrenos de fertilidade inferior. Isso é, aliás, aquilo que se pode verificar no caso do petróleo. Efectivamente, as sociedades produtoras e, em particular, as sete maiores, associadas em cartel (Exxon, Mobil, Gulf, Texaco, Socal, BP, Shell), utilizaram geralmente os jazigos cujas condições de produção eram as mais difíceis como base de referência em matéria de preços internacionais. Por outro lado, parece-nos que a energia nuclear não entra nesta categoria, contrariamente àquilo em

Pode-se igualmente observar que a integração da poluição ou das variações demográficas neste tipo de modelo não modificam os principais resultados. A poluição e os activos ambientais foram também incorporados em muitos estudos resultantes da teoria do crescimento (Keeler, Spence, Zeckhauser, 1972; Plourde, 1972, Tahvonen e Kuuluvainen, 1993). A poluição pode entrar no modelo de diversas formas, seja como um *stock* de poluição que se acumula (nível de qualidade ambiental), seja como um fluxo (taxa de emissão). Pode tratar-se de um subproduto do consumo e/ou da produção e pode ser o argumento da função de produção ou da função de utilidade, ou dos dois em simultâneo. A poluição pode ser controlada através da escolha de processos de produção ou ainda pelo montante dos recursos concedidos ao sector da despoluição (Klaasen e Opschoor, 1991).

De facto, um modo bastante simples e, aliás o mais frequentemente utilizado para integrar as variáveis de qualidade ambiental num modelo de crescimento com um recurso não renovável é incluir o *stock* de recursos na função de utilidade. Esse tratamento é aceitável se a provisão de serviços de amenidades provenientes dos ambientes preservados estiver ligada positivamente aos *stocks* dos ambientes naturais preservados, e se o *stock* dos meios ambientes naturais declinar com a extracção dos recursos. Nesta estrutura, existe preservação assintótica se e apenas se o recurso não estiver totalmente esgotado.

A primeira análise que ligou a utilidade ao *stock* de recursos foi efectuada por Vousden (1973), que introduziu o *stock* de recursos a fim de representar um «motivo de conservação» não especificado. Este «motivo de conservação» reduz a taxa de esgotamento do *stock* do recurso. A decisão respeitante ao carácter desejável ou não do consumo de todo o *stock* de recursos ao longo do sentido óptimo depende da taxa de actualização relativa à taxa marginal de substituição entre o consumo e os serviços de

que os defensores desta teoria tiveram excessiva tendência para acreditar. Podem ser invocadas três razões, para além do considerável desvio entre os custos reais e os custos inicialmente calculados desta energia:

- esbarra numa resistência social crescente alimentada por um certo número de acidentes e pela tomada de consciência da probabilidade não nula de «risco maior» que lhe é inerente;

- é confrontada com a incapacidade tecnológica face à recuperação e ao armazenamento dos lixos nucleares;

- necessita de urânio ou de tório, os quais fazem parte dos metais mais raros e mais dispersos do mundo, ou seja, uma vez mais, dos *stocks* fósseis.

Por outro lado, estes argumentos explicam porque é que os cenários de prospecção energética atribuem uma posição modesta à energia nuclear no balanço energético mundial.

Quanto à generalização da energia solar, esta exigiria, pelo menos de momento, uma enorme superfície de solo. Ora, este último é igualmente um recurso natural limitado. Por conseguinte, em caso de ruptura dos aprovisionamentos energéticos actuais, a substituição está longe de estar garantida, o que nos conduz ao problema das passagens aos substitutos, o que não é tido em conta por esta teoria.

amenidades a partir do momento em que estes últimos dependem da utilidade marginal do consumo quando a extracção do recurso tende para zero, o estado óptimo da preservação permanente depende, por seu turno, do consumo quando a extracção tende para zero. Se a extracção do recurso for essencial para produzir o bem de consumo, e se a utilidade marginal do consumo se torna infinita quando o uso do recurso tende para zero, então o consumo de todo o *stock* do recurso torna-se óptimo. Se existem fontes alternativas do bem de consumo, pode então ser desejável preservar em permanência um qualquer *stock* do recurso ao longo do sentido óptimo.

A importância da manutenção do nível de consumo reencontra-se nos modelos mais complexos. Tal como acima foi assinalado, o progresso tecnológico e a substituição do recurso pelo capital (quer dizer, o investimento em capital técnico) são os dois meios graças aos quais uma economia poderia manter o consumo na presença de um recurso não renovável essencial. Krautkraemer (1995) examina o impacto destes factores sobre a preservação permanente dos ambientes naturais. Impedir o consumo de se anular constitui uma condição necessária para que a preservação permanente seja óptima, visto que o valor marginal da extracção do recurso se torna infinito quando o nível de consumo se anula. Neste caso, jamais pode ser óptimo deixar o recurso inexplorado. Krautkraemer presume que a utilidade marginal das amenidades é estreita mesmo quando o *stock* de recursos de amenidades provenientes do lugar onde o recurso é encontrado, tende para zero. Isto pode ser justificado admitindo por hipótese a existência de um recurso *backstop* de amenidades proveniente dos ambientes que não foram perturbados pelo esgotamento do recurso. Esta hipótese é razoável para as perdas de amenidades directamente associadas à extracção, mas pode ser difícil de sustentar quando nos temos de haver com amenidades negativas provenientes da acumulação da poluição global.

Krautkraemer mostra que, se o *stock* inicial de capital de que a sociedade dispõe for suficientemente importante e se for suficientemente produtivo para poder substituir o recurso esgotável, é desejável uma preservação permanente ao longo do sentido óptimo. Sob estas condições, o crescimento sustentado do consumo e a preservação do capital natura não são incompatíveis. A prova desta preposição presume uma função de produção SES com uma elasticidade de substituição superior a um, o que tem implicações problemáticas se se fizer intervir as leis da termodinâmica. Krautkraemer mostra também que pode ser óptimo esgotar o *stock* de recursos, mesmo que o valor marginal de consumo tenda para zero, por causa do crescimento do consumo devido ao progresso técnico ou em razão da acumulação de capital, o que permite a substituição entre capital técnico e capital natural. Se o valor da amenidade não impede o esgotamento do *stock* de recursos, tal não conduz a uma conservação mais importante do recurso, na medida em que este só é deferido pelo futuro.

A incitação a esgotar o recurso provém, aqui, do facto das mesmas forças que causam o crescimento do consumo aumentarem também o valor marginal do produto do recurso.

As projecções para a preservação permanente do capital natural ao longo de um sentido óptimo são melhores se houver, simultaneamente, um limite superior sobre o valor marginal do produto do consumo e sobre a produtividade marginal do *input* de recurso esgotável. Isto é possível se existir uma fonte alternativa para o consumo ou para o recurso enquanto *input*. Os recursos renováveis e as *backstop technologies* (que se encontram aqui generalizadas) são os meios através dos quais um fluxo positivo de consumo pode ser mantido sem um crescimento perpétuo do produto marginal do recurso. No caso de um recurso renovável, o caminho ideal pode conduzir a um estado estacionário com um *stock* positivo de recursos esgotáveis e de amenidades preservadas (Krautkraemer, 1982). Poderão haver múltiplos estados estacionários dependentes do ponto inicial. Em todo o caso, é possível que uma economia rica em capital passe de um estado estacionário com um *stock* positivo em recursos esgotáveis, enquanto que uma economia pobre em capital esgotará os seus *stocks* em capital e em recursos.

Uma *backstop technology* para os recursos, impõe um limite superior à produtividade marginal do recurso não renovável. Se o produto marginal do capital for maior do que a taxa de actualização quando a *backstop technology* se torna competitiva no custo, pode então verificar-se uma preservação ambiental óptima (Krautkraemer, 1986). O nível do estado estacionário da preservação ambiental pode ser positiva ou negativamente ligado à taxa de actualização, em função das partes do produto do capital e dos recursos tanto quanto o *input* (Krautkraemer, 1988).

A exequibilidade do crescimento sustentado do consumo não implica que a preservação permanente seja óptima. A taxa de actualização desempenha um papel crítico nos modelos de crescimento capital/recurso quando determina a taxa assintótica da economia (Dasgupta e Heal, 1974). Uma taxa de actualização elevada pode provocar o esgotamento dos *stocks* do recurso, a deterioração do meio ambiente e o declínio estacionário da economia ao longo de um sentido óptimo quando se pretende manter ao mesmo tempo o nível de consumo e a qualidade do meio ambiente (Krautkraemer, 1995; Pezzy, 1989). A taxa de actualização pode afectar a carteira de activos, assim como a dimensão da herança do futuro; logo, é possível que uma taxa de actualização mais fraca conduza a um esgotamento mais rápido do capital natural (Benhaïm, 1993; Farzin, 1984; Krautkraemer, 1988).

Em suma, pode dizer-se que, em razão da diversidade de possibilidades de modelação, a literatura produziu uma variedade de resultados bastante díspares quando se integra a poluição nos modelos de crescimento com ou sem recurso natural ou, por outras palavras quando se integra o conjunto do capital natural. Todavia, reencontra-se uma condição geral

do não declínio do consumo por habitante, muito próxima dos resultados oriundos do modelo de Stiglitz a saber: os efeitos positivos do progresso técnico e/ou da acumulação de capital devem ser superiores aos efeitos negativos da poluição, do crescimento da população e da taxa de actualização (Toman, 1993).

1.3. DA SUBSTITUIBILIDADE À REGRA DA MANUTENÇÃO CONSTANTE DO STOCK GLOBAL DE CAPITAL

De acordo com o que foi dito anteriormente, revela-se que, no quadro da teoria do crescimento, mesmo na presença de uma taxa de actualização superior à produtividade marginal do capital natural, a coincidência de um estado óptimo e da sustentabilidade permanece possível (Benhaïm, 1993). Basta considerar o capital natural (K_n) como um simples componente do capital total (K). Este último é composto de K_m (capital manufacturado ou reproduzível), K_h (capital humano ou *stock* de conhecimentos ou capacidades), K_n (capital natural, ou seja recursos esgotáveis ou renováveis; serviços ambientais). Estes diferentes tipos de capitais são supostamente comensuráveis (o que constitui uma hipótese pesada), ou seja:

$$K = K_m + K_h + K_n$$

Isso permite a aplicação de conceitos da teoria do capital e conduz a uma regra que é suposta regular a repartição dos capitais entre as gerações. Segundo esta lei, a sustentabilidade estará garantida se o *stock* inicial de capital (K) for constante ou aumentar a fim de garantir a manutenção ou o crescimento de um potencial de bem-estar no decurso do tempo. Ou seja:

$$\frac{dK}{dt} = \dot{K} = \frac{d(K_m + K_h + K_n)}{dt} \geq 0 \quad (7.20)$$

Esta regra, que autoriza recomposições entre as partes constituintes do capital global, coloca a hipótese implícita de uma *substituibilidade* quase ilimitada entre o capital natural e o capital reproduzível.

Num objectivo de sustentabilidade a regra de Hartwick pode em seguida ser aplicada para regular a transferência de capital entre as gerações. Solow (1986) mostrou a compatibilidade desta lei com a manutenção do *stock* de capital e o tratamento do consumo como sendo o interesse deste *stock*. Esta regra estendida ao conjunto do capital natural, estipula que as rendas provenientes do uso do capital natural pela geração actual devem ser reinvestidas sob a forma de capital reproduzível, o qual será transmitido às gerações futuras em proporções que permitam manter os níveis reais de consumo no decurso do tempo. Ou seja:

$$\dot{K} = S(t) - \delta K(t) \quad (7.21)$$

onde $S(t)$ representa o montante da poupança investido num fundo de compensação e $\delta K(t)$ é a depreciação do capital.

A partir das equações (7.20) e (7.21), obtém-se a condição seguinte, dita regra de HHS (Hicks, Hartwick, Solow):

$$S(t) - \delta K(t) \geq 0 \quad (7.22)$$

ou ainda $S - \delta_m K_m - \delta_h K_h - \delta_n K_n \geq 0$

Esta regra resulta da «sustentabilidade fraca», na medida em que supõe uma total *substituibilidade* entre as diferentes categorias de capitais. Por outras palavras, até mesmo danos importantes infligidos aos ecossistemas, tais como a degradação da qualidade ambiental, a perda de biodiversidade ou a alteração climática global, não são inaceitáveis. O único problema é saber se foram realizados investimentos compensatórios para as outras gerações noutras formas de capitais.

A substituição tem pois um papel central na formulação das possibilidades de sustentabilidade, na perspectiva neoclássica. Esta substituição pode actuar entre categorias de capitais (K_n e K_m), no interior de um mesmo tipo de capital (entre recursos esgotáveis e renováveis no interior de K_n) e especialmente (entre *stocks* do mesmo tipo de capital em diferentes lugares). No último caso o aumento do *stock* de capital numa região poderia compensar o declínio que se manifestasse numa outra. Finalmente, diferentes tipos de capitais podem substituir-se entre si no decurso do tempo. Em suma, o aumento temporário do consumo (devido ao esgotamento do capital) pode ser sempre compensado por taxas de poupança crescentes com o decorrer do tempo.

Todavia, pode-se, desde já, assinalar que esta regra de sustentabilidade é muito aproximativa, mesmo no seu próprio quadro de análise, na medida em que não tem em conta o progresso técnico. Com efeito, uma diminuição do *stock* global de capital é compatível com um fluxo constante de consumo por habitante, se o progresso técnico, incorporado ou não no capital, permite uma produtividade acrescida do *stock* de capital no decurso do tempo. Por outro lado, um tal nível de poupança não se obtém automaticamente ao longo de um sentido óptimo. Pode ser necessária a intervenção do governo para que este último seja atingido.

Em suma, a abordagem da sustentabilidade através da incorporação do capital natural nos modelos de crescimento óptimo fornece uma regra de sustentabilidade que depende daquilo que se pode denominar de *sustentabilidade fraca ou ainda económica*, na medida em que as hipóteses em matéria de *substituibilidade* e de progresso técnico permitem libertar-se de qualquer especificidade do capital natural e das barreiras ecológicas, as quais, nestas condições, nunca são definitivas. Ela fornece igualmente um certo número de variáveis-chave, frequentemente consideradas como indicadores de sustentabilidade.

2. OS INDICADORES DE «SUSTENTABILIDADE FRACA»

De acordo com o anteriormente exposto, verifica-se haver diversas condições restritivas à obtenção dos resultados dos modelos de sustentabilidade HHS. Estas condições estão na origem dos indicadores de sustentabilidade propostos pela análise neoclássica, como se mostra no primeiro ponto consagrado a esta secção.

Do mesmo modo, a extensão da teoria do capital ao capital natural leva um certo número de autores (Pepetto, 1989; El Serafy, 1989; Peskin, 1991; Solow, 1992) a propor uma medida global da sustentabilidade independentemente de qualquer indicador físico a partir de agregados de contabilidade nacional corrigidos, e isto em conformidade com os preceitos da teoria do capital. O segundo ponto desta secção é dedicado a esta questão.

2.1. OS INDICADORES PROVENIENTES DAS CONDIÇÕES DO «CRESCIMENTO SUSTENTÁVEL»

A partir das condições da sustentabilidade provenientes dos modelos de crescimento apresentados na secção anterior, são revelados um certo número de indicadores fundamentais. Trata-se do preço de mercado ou do preço fictício do capital natural, central para o funcionamento da regra de Hartwick, da elasticidade de substituição entre o capital natural e o capital reproduzível e da taxa de progresso técnico.

2.1.1. A ELASTICIDADE DE SUBSTITUIÇÃO

Pode-se primeiramente recordar que as conclusões precedentes só são válidas se a elasticidade de substituição entre o capital natural e o capital reproduzível ¹¹ for superior à unidade, ou se a elasticidade for igual a um, com uma parte do capital reproduzível superior à do capital natural no rendimento. Nos modelos de Hartwick e de Solow, estas condições são satisfeitas graças à utilização de funções de produção Cobb-Douglas. Estas últimas pressupõem que, quaisquer que seja o nível de produção e a proporção de factores, a elasticidade de substituição é sempre igual à unidade e à parte relativa em valor, dos factores sempre constantes, outras formas funcionais não permitem estabelecer um tal resultado. Na análise de Léontief, por exemplo, as elasticidades são nulas. Por outro lado, se a elasticidade constante das funções SES foi um primeiro passo em direcção a uma melhor medida da *substituibilidade*, não há que esquecer que a sua constância significa que ela não varia em função das mudanças de

11 Pode-se recordar que a elasticidade de substituição se define como a variação em percentagem da proporção de factores utilizados em reacção a uma dada variação em percentagem dos preços relativos.

preço e de partes relativas, mas somente com a tecnologia subjacente à função de produção, o que, uma vez mais, introduz uma variante no cálculo das elasticidades de substituição.

Acrescente-se que a função CES, como a Cobb-Douglas, não é, aliás, compatível com as leis da termodinâmica¹². Efectivamente estas funções permitem ao produto médio do capital natural crescer indefinidamente. Ora, as leis da termodinâmica, às quais os recursos energéticos e minerais obedecem, impõem um limite superior ao produto médio destes activos naturais (Faucheux, 1993; Toman, 1992). Isso significa que toda a produção que utiliza dadas quantidades e/ou de factor de matéria mineral, está submetido a uma barreira de quantidade máxima absoluta. Tais propriedades revelam-se contraditórias com a existência de uma função de produção convexa, logo com uma função de produção crescente de tipo exponencial. Ora, se se considerar a função seguinte de forma Cobb-Douglas, por exemplo,¹³ utilizando os factores Km, Kh e Kn (constituídos por recursos energéticos e minerais), o produto P pode escrever-se:

$$\text{Log}(P/Kn) = a_0 + ak \text{Log}(Km/Kn) + ah \text{Log}(Kh/Kn)$$

com a_0 , ak e ah constantes.

Se fixarmos $\text{Log}(Kh/Kn)$, a função $\text{Log}(P/Kn)$, uma função linear de $\text{Log}(Km/Kn)$, não é delimitada superiormente. Isso significa pois que, nem a Cobb-Douglas, nem a CES permitem descrever os sistemas produtivos nos quais o factor Kn tem uma produtividade média delimitada superiormente. A especificidade do capital natural não é reconhecida. Este é apenas considerado, como se viu, como um componente do capital global.

Quanto às funções Translog¹⁴ estas são susceptíveis de produzir um progresso considerável na compreensão da *substituibilidade* entre os factores, visto que não colocam qualquer restrição *a priori* sobre os valores das elasticidades de substituição, podendo também integrar a existência de uma produtividade média delimitada superiormente pelo capital natural (Faucheux, 1993). Todavia, estes trunfos parecem ser essencialmente teóricos. Com efeito, as análises empíricas desenvolvidas com as funções

12 A primeira lei da termodinâmica, também chamada lei da conservação da matéria e da energia, estipula que a actividade económica jamais pode criar matéria ou energia, mas apenas refazê-la. Para a segunda lei, Georgescu-Roegen (1975, pp. 351-353) escreve: «Os fluxos de calor dirigem-se sempre espontaneamente do corpo mais quente para o corpo mais frio, e jamais em sentido inverso. A termodinâmica (...) reconhece a distinção qualitativa, que os economistas deveriam ter feito desde o começo, entre os *inputs* de recursos possuidores de um valor (baixa entropia) e os *output* finais de desperdícios sem valor (alta entropia).»

13 Poderia ser feita uma demonstração similar com a CES (ver Faucheux, 1993).

14 A função Translog (Transcendental Logarithmic Production Function) (Christensen, Jorgenson, Lau, 1973) define-se como uma aproximação local da segunda ordem em série de Taylor de uma função de produção real duas vezes diferenciável. Trata-se de facto de uma generalização da Cobb-Douglas de forma quadrática em logaritmo das quantidades de *input* e de *output*.

de produção Translog que incidem unicamente sobre os recursos energéticos conduzem a resultados muito contraditórios. Assim, um estudo de Artus e Perroux (1981), que comparava as estimativas médias de elasticidade de substituição de diversos trabalhos que utilizavam especificações Translog; no caso da indústria manufacturadora, nos EUA, mostra uma variação das elasticidades de substituição que vai de -6,87 até +1,77.

Nestas condições, que sabemos, na prática, a respeito da substituição entre o capital manufacturado e o capital natural? Muito pouco, na realidade. Aliás, isso não é surpreendente, na medida em que a incerteza sobre o indício de uma elasticidade de substituição é tanto maior quanto as partes de remuneração dos factores considerados sejam pouco importantes. Ora, é sabido que, em razão de uma subavaliação ou de uma ausência de avaliação, a parte relativa do capital natural é fraca, ultrapassando à risca os 10 por cento, nos países industrializados.

Se nos referirmos às estimativas de Brown e Field (1979), referidas no quadro 7.1, verifica-se que a quase totalidade das elasticidades de substituição são superiores a um.

QUADRO 7.1
Valores das elasticidades de substituição para algumas produções

Elasticidade entre:	Ferro	Alumínio	Cobre	Papel
Kh e Kn	4,5	3,0	15,1	1,9
Km e Kn	3,0	3,4	9,4	6,0
Km e Kh	1,0	1,4	0,6	0,8

Kh: trabalho; Kn: recursos naturais; Km: capital técnico.

(Fonte: Brown e Field, 1979, p. 24)

Todavia, os maiores riscos de injustiça intergeracional não provêm, actualmente, das inquietudes quanto à raridade de recursos tais como o ferro, o ouro ou os metais não ferrosos. A capacidade de absorção do meio ambiente natural (ex.: capacidade de absorção do carbono pela atmosfera) e a oferta de biodiversidade (diversidade biológica) dão mais motivos de preocupação. Os ecologistas tendem de facto a considerar que não há substitutos para estes activos naturais, que fazem figura de «suportes de vida» e têm portanto, a este respeito, funções de «sobrevivencialidade». Isso significa que a literatura acerca da raridade dos recursos não pode, nesses casos, ajudar a determinar os sentidos do consumo sustentável. Para além disso, apenas se tem uma ideia bastante nebulosa da elasticidade de substituição entre estes activos naturais e o capital reproduzível.

2.1.2. O PROGRESSO TÉCNICO

O segundo problema provém do facto do desenvolvimento sustentável ser normalmente impossível no mundo de HHS se a taxa de progresso técnico for inferior à taxa de crescimento da população. Solow sublinha-o ele próprio, «ao nível mais simples, nenhum sentido com um consumo constante por habitante pode ser mantido em permanência, a menos que o progresso técnico não seja bastante vasto em comparação com a taxa de crescimento da população» (Solow, 1986, p. 145).

A propósito do modelo de Stiglitz, pôde aliás ver-se os laços existentes entre produtividade do capital, taxa de actualização, taxa de crescimento da população e taxa de progresso técnico. Tais resultados são *a priori* contraditórios com os ensinamentos tradicionais dos modelos de crescimento. Colocando geralmente a hipótese de que as funções de produção sejam caracterizadas pela plena utilização do factor capital humano, estas últimas sugerem que o crescimento da população, por sua vez, aumenta a oferta de trabalho e o produto. O crescimento da população dar-se-ia então preferencialmente à sustentabilidade. Foi igualmente avançado que a mudança técnica pode ser estimulada pelo crescimento da população. Embora existam exemplos de que a variação demográfica pode ser associada a um crescimento económico, é claro que somente taxas de crescimento modestas podem ser compatíveis com um desenvolvimento sustentável (WorldBank, 1984). Há pesquisas na agricultura que parecem confirmar que os efeitos de um rápido crescimento da população contrabalançam os efeitos do progresso técnico (Lele e Stone, 1989).

Na realidade, não existe nenhum meio simples para medir o progresso técnico e, logo, para avaliar a contribuição (histórica e futura) deste progresso técnico para a aceleração (ou para o abrandamento) da rarefacção do capital natural. Isto constitui portanto um problema empírico importante que vem limitar o alcance efectivo desse indicador.

Com efeito, na teoria do crescimento, o progresso técnico foi tradicionalmente considerado como um factor exógeno e constante ao longo do tempo. Por outro lado, este é considerado como dotado de uma neutralidade, no sentido de Hicks, ou seja, aumenta a eficácia do conjunto dos factores de produção deixando inalterada a proporção dos factores. Aliás, como o sublinham Benhaïm e Schembri (1995):

«Stiglitz (1974) introduz a noção de neutralidade do progresso técnico em relação aos recursos naturais, à imagem do que tinham feito Harrod, Solow e Hicks, respectivamente para o trabalho, o capital e o conjunto dos factores.»

É certo que esta concepção limitada suscitou a renovação das teorias do crescimento (Amable e Guellec, 1992; Guellec e Ralle, 1995), das quais um dos objectivos é fornecer meios indirectos para medir o progresso técnico. Não deixa de ser verdade que os modelos de crescimento endógeno permitem dar uma explicação acerca da origem do progresso técnico

(fenómenos de aprendizagem, capital humano...), em vez de uma verdadeira estimativa do seu ritmo (Benhaïm e Schembri, 1995). Por outro lado, se tais modelos podem explicar como incitar às escolhas de tecnologias limpas, eles não parecem ser também capazes de isolar a influência da taxa de progresso técnico sobre a eficácia do capital natural, por si só. Todavia, tais modelos, ao serem plenamente aplicados ao desenvolvimento sustentável, poderão revelar-se úteis na determinação das condições (logo, das regras e dos indicadores) de sustentabilidade. Com efeito, mesmo quando introduzem um elemento de capital natural, a sua ambição é procurar as condições, não só de uma manutenção constante do consumo por habitante ao longo do tempo, mas de um crescimento contínuo deste último (Rebelo, 1991; Michel e Rotillon, 1993; Gastaldo e Ragot, 1995)¹⁵.

Uma grande parte da dificuldade da medida empírica dos efeitos do progresso técnico sobre o capital natural provém provavelmente do facto de que as funções de produção tradicionais não foram bem sucedidas em integrar ao mesmo tempo o progresso técnico e os efeitos da substituição (para mais pormenores acerca deste ponto, ver Faucheux, 1993). De facto, se a função é da forma Cobb-Douglas ou CES, o destaque é dado, como se viu anteriormente, à *substituibilidade*. Em contrapartida, se se trata de uma função que imponha a complementaridade entre os factores, as únicas deformações possíveis da função de produção são devidas ao progresso técnico, o qual, neste caso, nunca é neutro, na acessão de Hicks.

O ideal seria, uma vez mais, recorrer a funções que não impusessem nenhuma barreira *a priori* às elasticidades de substituição, por outras palavras, recorrer a formas funcionais flexíveis, tais como as Translog. Ora, houve trabalhos que mostraram que, por um lado, progresso técnico não neutro e substituição são antagonistas numa forma flexível e que, por outro, para que tal progresso técnico se dê, impõem-se fortes hipóteses de concavidade. Essas barreiras provocam restrições sobre os parâmetros da função, os quais limitam as suas vantagens de flexibilidade (Amable, 1987). Isto explica porque é que o progresso técnico não neutro está tão frequentemente ausente nas modelações e o destaque é dado unicamente aos fenómenos de substituição.

Nestas condições, não se está a ponto de tratar o impacto do progresso técnico sobre a eficácia do capital natural. Ora, o progresso técnico, em certos casos, pode ser fonte de conservação do capital natural, por exemplo, fonte de eficácia energética e material, através da introdução de equipamentos económicos em energia e em matéria, assim como através do desenvolvimento de técnicas de reciclagem. Frequentemente, tratam-se aliás de tecnologias ditas de informação, que transformam a organização da produção e melhoram a produtividade em relação a todos os

15 Há que precisar que estes modelos não tratam da totalidade do capital natural. Rebelo apenas aborda os recursos naturais, enquanto que Rotillon e Michel se interessam unicamente pela poluição.

inputs 16. Tal mudança nada tem a ver com a substituição entre os factores. Ela parece-se mais com um progresso técnico que mudaria a função de produção. Os estudos sobre a automatização parecem mostrar que o efeito da organização do sistema produtivo é muito mais importante que o da substituição entre factores (Godard, 1991). Mudanças de estrutura e mudanças técnicas: a inversão da perspectiva está completa em relação aos estudos sobre a função de produção (K_m , K_h , K_n) centrados na substituição entre factores induzidos pelas modificações de preços relativos.

Os estudos empíricos que recorrem a funções de produção KLE (capital, trabalho, energia) ou KLEM (capital, trabalho, energia, matéria), por outras palavras, a funções de produção que apenas integram recursos naturais esgotáveis e mercantis, mostram a existência, seja de um progresso técnico, que se poderia qualificar de *energy augmenting*, à imagem da neutralidade na aceção de Harrod ou de Solow, mas desta vez sobre o factor energia, seja de um progresso técnico que altere a totalidade da função KLEM (Kümmel, 1989).

Acrescente-se que, no caso de uma neutralidade na aceção de Hicks, não se distingue entre diversos sentidos tecnológicos e ignora-se as eventuais bifurcações nos encaminhamentos técnicos tornados possíveis por actividades de investigação-desenvolvimento. Conhecem-se os limites de semelhante abordagem para as análises das interações a longo prazo entre economia e meio ambiente (Benhaïm e Schembri, 1995).

Em suma, pode dizer-se que as funções de produção usuais descrevem mal os impactos do progresso técnico sobre o capital fora do efeito preço, na medida em que o progresso técnico não neutro coloca problemas quase intransponíveis à formalização destas funções.

Pode escolher-se, como Pearce (1994), uma taxa de progresso técnico para a totalidade das economias do planeta da ordem de 2 a 3 por cento ao ano. A taxa de crescimento da população mundial é, actualmente, de 1,6 por cento ao ano. Globalmente, não deveria haver aí problema de sustentabilidade. Ora, se se pensar ao nível regional e nacional, a conclusão é outra. A África subsaariana, por exemplo, conhece uma taxa de crescimento da população de 3 por cento, com uma taxa de progresso técnico provavelmente inferior a 3 por cento. Isto sublinha, neste caso, o interesse que a taxa de crescimento da população poderia ter como indicador de sustentabilidade. O próprio Solow nota: «Ao nível mais simples, nenhum sentido com consumo por habitante constante pode ser mantido em permanência, a menos que a taxa de progresso técnico seja bastante importante relativamente à taxa de crescimento da população.» (Solow, 1986, p. 145.) Mais uma vez, determinados modelos oriundos das novas teorias do cres-

16 Aliás, um relatório do «Departamento de Avaliação Técnica» americano indica que, graças à revolução tecnológica em curso no domínio da informação, economias de recursos da ordem de 40 a 60 por cento poderiam tornar-se exequíveis num futuro próximo, nos EUA, sem qualquer sacrifício de crescimento.

cimento, se fossem adaptados à análise do desenvolvimento sustentável, permitiriam talvez uma melhor compreensão dos vínculos entre a sustentabilidade de um país e o seu comportamento em termos de natalidade.

2.1.3. A RENDA DE RARIDADE E A SUA EXTENSÃO AO CONJUNTO DO CAPITAL NATURAL

Por fim, as rendas de raridade provenientes do capital natural (indispensável à concretização da regra de Hartwick) e a avaliação do preço deste capital, consideradas ambas como indicadores da sustentabilidade neste quadro da teoria do crescimento, colocam um certo número de dificuldades práticas.

Se se aplicar os ensinamentos da teoria do capital ao conjunto dos activos naturais, isso implica a adopção de princípios de avaliação comuns para a depreciação das diferentes categorias de capitais, na medida em que estas últimas devem ser tratadas do mesmo modo¹⁷, na ocorrência por intermédio dos preços, visto que a unidade de avaliação é a unidade monetária. Como proceder então com os *stocks* de bens e serviços ambientais que não possuem preço?

Há, com efeito, que distinguir entre capital natural mercantil, já criado pelo sistema de preços (recursos esgotáveis e alguns recursos renováveis, como as florestas), e capital natural não mercantil (recursos renováveis tais como o ar e os serviços ambientais, por outras palavras, as amenidades e as capacidades de assimilação da biosfera).

A depreciação do capital natural mercantil pode, em princípio, ser avaliada pela agregação das rendas de raridade hotellingianas, tais como elas são definidas na teoria dos recursos esgotáveis. A renda de raridade, custo de uso marginal, define-se – no quadro da maximização do valor actual intertemporal próprio dos modelos de uso do recurso esgotável – como o preço fictício deste recurso (medindo o seu custo de oportunidade em equilíbrio intertemporal) menos o seu custo marginal de extracção (ver a segunda parte, capítulo 3). Como se viu, foi feito um certo número de críticas a este método de avaliação. Entre as críticas avançadas, recorde-se a informação incorrecta fornecida pelos preços de mercado como *proxy* presumido do custo de oportunidade intertemporal¹⁸ e a indisponibilidade dos dados necessários ao cálculo do custo marginal de

17 Hartwick (1991) sugere que uma das vantagens da teoria do capital é permitir o mesmo tratamento de contabilização para o desperdício ou a degradação do capital ambiental enquanto *stock* de recursos renováveis e não renováveis.

18 Em particular, dados os subterfúgios inerentes às estruturas de mercado preponderantes (potência de mercado e taxas de actualização comerciais elevadas, comportamento estratégico), que implicam conjuntamente um importante subterfúgio a favor do presente sobre o futuro, não se deve atribuir demasiada confiança aos preços de mercado como aproximação razoável dos custos de oportunidade intertemporais do uso do recurso natural (Norgaard, 1990).

utilização. Pode-se assim citar uma outra crítica (que se reencontrará na próxima secção) que sublinha o facto de a eficiência abonatória tal como ela se manifesta através da renda de raridade, e a sustentabilidade, não coincidirem necessariamente.

«Raciocinando sobre isto a partir de uma estrutura de equilíbrio geral, pode mostrar-se que existe uma interdependência entre a avaliação dos serviços ambientais e o modo como a sociedade se preocupa com o futuro. Quando a avaliação (em função do custo de oportunidade) é insuficiente para integrar a preocupação a respeito do futuro (quer dizer, uma transferência de activo insuficiente) não conduzirá à sustentabilidade.» (Howarth e Norgaard, 1992, p. 476.)

Para além disso, mesmo que nos pudéssemos aproximar de um sentido de preço fictício correcto para o valor destes recursos, numa perspectiva de uso intertemporal, poderia acontecer que estes preços não fossem suficientes, do ponto de vista da sustentabilidade. De facto, as externalidades associadas ao uso e à extracção do recurso (*habitat* e outros problemas ambientais relativos à extracção, *externalidades* negativas das estruturas tecno-industriais, entreposto de desperdícios) podem ser significativas sem ser *internalizadas* nas rendas de raridade.

Para o capital não mercantil, a extensão do conceito de renda de raridade, como o pregam Solow (1992) e Hartwick (1991), a fim de conservar o quadro da teoria do capital, levanta dificuldades quase insuperáveis. Com efeito, junta-se toda uma série de problemas. A maior parte dos capitais naturais não mercantis surgem como ilimitados em quantidade e não são objecto de direitos de propriedade. São pois considerados como estando em «livre acesso» e caracterizados pela ausência, ao mesmo tempo, de preço de mercado e de custos de acesso (contrariamente aos recursos esgotáveis, para os quais há custos de extracção).

Uma solução teórica possível para contornar esta dificuldade seria atribuir uma espécie de preço fictício a este tipo de capital. Isto devolve-nos ao problema da determinação dos «bons» preços fictícios.

Pode supor-se que os indivíduos ou os agentes controlam o acesso aos *stocks* ambientais fornecendo serviços, e que se pode pedir-lhes o seu consentimento em pagar para contrabalançar um uso que degrada ou deprecia o fluxo destes serviços. A solução pode ser portanto considerada como uma espécie de «espelho-equivalente» da igualização do custo de oportunidade à soma dos custos de extracção e da renda de raridade, no caso de um *stock* de recursos naturais mercantis. Com efeito, a depreciação do capital devida ao esgotamento de uma unidade de *stock* de recursos naturais define-se como a diferença entre o seu preço fictício «correcto» e os custos marginais de extracção ou, por outras palavras, a renda de raridade. De modo análogo, dir-se-á que, para uma unidade marginal de degradação ambiental (aquí supostamente reversível, por intermédio da restauração e/ou da protecção), existe igualdade entre o preço fictício (o valor marginal dos utilizadores) e a soma das rendas de raridade para o capital natural não mercantil.

A ideia de recorrer aos custos marginais de restauração como equivalente do preço fictício (valor à margem) é válida em teoria, sob certas condições que não pormenorizaremos aqui. Todavia, é claro que o recurso a métodos como o das preferências, reveladas para calcular o valor do bem ou serviço em questão (Bateman, 1993) arrisca-se a ser logicamente imperfeito, a menos que etapas específicas permitam garantir que a curva de procura reflecta adequadamente a estrutura dos direitos presumidos, o que implica, particularmente, trabalhar neste quadro de equilíbrio geral.

Em resumo, pode dizer-se que, na prática, a validade da renda de raridade como indicador de sustentabilidade está submetida a um bom número de condições, cuja importância não deve ser subestimada.

2.2 O RENDIMENTO NACIONAL CORRIGIDO AMBIENTALMENTE: INDICADOR DE SUSTENTABILIDADE OU INDICADOR DO CUSTO DA SUSTENTABILIDADE?

A urgência de uma revisão das contas nacionais é sublinhada por toda a parte, em particular pelo quinto programa da União Europeia para o meio ambiente e o desenvolvimento sustentável, o qual apela à elaboração de contas nacionais ajustadas, que devem estar disponíveis numa base experimental a partir de 1995 para o conjunto dos países da União (COM (1992), 23, final, vol. II). Dispomo-nos efectivamente a reconhecer as fraquezas do actual sistema de contabilidade nacional. Este não permite apreender um certo número de limites no que respeita à *interface* economia/meio ambiente:

- o esgotamento dos recursos naturais não é convenientemente registado;
- o sistema de contabilidade nacional não tem em consideração as degradações ambientais devidas às actividades de produção e consumo;
- as despesas defensivas, dedicadas à restauração do meio ambiente, são comparadas a um aumento do produto interno bruto.

Como é evidente, a natureza exacta das modificações necessárias não consegue a unanimidade¹⁹: manifestam-se divergências quanto à escolha dos elementos a integrar no quadro do sistema de contabilidade nacional (esgotamento dos *stocks* de recursos naturais, prejuízos ambientais, despesas de protecção do meio ambiente...?) e quanto ao tratamento contabilístico destes elementos (as despesas defensivas deverão aparecer como consumos futuros ou intermédios?). Apesar destes desacordos aparentes, parece-nos poder-se agrupar as propostas de revisão do sistema

19 Admitindo que está resolvida uma outra divergência nas modalidades de integração do meio ambiente nas diferentes propostas de revisão das contas nacionais, visto haver quem se oponha a qualquer modificação do PNB, considerando que basta determinar os indicadores do estado do meio ambiente em termos físicos e compará-los com o crescimento do PIB (acerca deste ponto, ver Comolet, 1992).

de contabilidade nacional que consistem em descontar a depreciação dos capitais manufacturados e naturais do produto nacional tradicional, no mesmo quadro conceptual de base, a saber a teoria do capital e, logo, no seguimento da regra de sustentabilidade fraca. Isto é o objecto de um primeiro ponto. Seguidamente, trata-se de avaliar a envergadura e os limites dos cálculos modificados que se inscrevem nesta perspectiva, perguntando-se se o PNB corrigido ao qual aquelas conduzem pode ser verdadeiramente apreendido enquanto indicador de sustentabilidade.

2.2.1. O RENDIMENTO NACIONAL CORRIGIDO PROVENIENTE DA REGRA DE «SUSTENTABILIDADE FRACA»

Se voltarmos à regra de sustentabilidade fraca definida pela equação (7.22), pode-se (para simplificar) propor que $\delta h = 0$, na medida em que o conhecimento e a habilidade são supostos não se depreciar com o decorrer do tempo²⁰. A transformação desta regra de sustentabilidade, suprimindo o problema do tempo e dividindo pelo rendimento nacional Y, dá um indicador da direcção e da taxa de alteração do *stock* total de capital:

$$Z = S/Y - \delta m Km/Y - \delta n Kn/Y \geq 0 \quad (7.23)$$

Pearce e Atkinson (1993) calcularam empiricamente o valor deste indicador para 22 países. O quadro (7.2) apresenta os resultados obtidos e mostra, em suma, que 8 dos 22 países não preenchem esta condição de sustentabilidade²¹.

QUADRO 7.2

A medida do desenvolvimento sustentável: o indicador de sustentabilidade Z

Economias sustentáveis	S/Y	$\delta m \cdot Km/Y$	$\delta n \cdot Kn/Y$	=Z
Brasil	20	7	10	+ 3
Costa Rica	26	3	8	+15
Checoslováquia	30	10	7	+13
Finlândia	28	15	2	+11
Alemanha	26	12	4	+10
Hungria	26	10	5	+11
Japão	33	14	2	+17
Países Baixos	25	10	1	+14
Polónia	30	11	3	+16
EUA	18	12	3	+ 3
Zimbabué	24	10	5	+ 9

20 Pode mesmo dizer-se que eles se avaliam com o tempo, sendo esta hipótese a base de muitos modelos de crescimento endógeno.

21 Esse indicador comporta um certo número de limites. É estático, não tem em conta o progresso técnico nem o comércio internacional.

Economias marginalmente sustentáveis	S/Y	$\delta m \cdot Km/Y$	$\delta n \cdot Kn/Y$	=Z
México	24	12	12	0
Filipinas	15	11	4	0
Reino Unido	18	12	6	0
Economias insustentáveis				
Burkina Faso	2	1	10	- 9
Etiópia	3	1	9	- 7
Indonésia	20	5	17	- 2
Madagáscar	8	1	16	- 9
Malawi	8	7	4	- 3
Mali	- 4	4	6	-14
Níger	15	3	17	- 5
Papua-Nova Guiné	15	9	7	- 1

(Fonte: Pearce e Atkinson, 1993)

Diversos autores (Pearce e Atkinson, 1993; Pearce e Warford, 1993; Solow, 1992) propõem recorrer a esta regra de sustentabilidade em sentido fraco ou, alternativamente, ao «rendimento sustentável» a fim de apreciar o grau de sustentabilidade de um país²².

Há trabalhos actuais que tendem a obter um indicador global de sustentabilidade potencial de uma economia através do expediente da construção de um agregado corrigido deste tipo, descrito como um rendimento nacional sustentável.

O raciocínio é o seguinte. O «rendimento nacional» representa o nível de rendimento que pode ser consumido num dado período sem diminuir o *stock* global de capital de que a economia dispõe no início do período. Uma

22 Proops e Atkinson (1994) desenvolvem esta hipótese para ter em consideração aquilo a que se poderia chamar a importação e a exportação de sustentabilidade, quer dizer, países que obtêm a sua sustentabilidade importando recursos naturais ou que arriscam a insustentabilidade exportando-a. A medida de Hamilton e O'Connor (1994) é um tipo similar de expressão de poupança na qual a verdadeira poupança (S_g ou *genuine savings*) é exprimida como a diferença entre o investimento fixo (I) e a soma do saldo da balança de capitais (NFB) e das depreciações dos activos naturais (δn) e manufacturados (δm).

$$S_g = I - [NFB + \delta m + \delta n]$$

Há interessantes resultados provisórios com base nestes estudos. Como se pode prever, por exemplo, nos países da OCDE de rendimento elevado, os resultados são altamente positivos para um período de 30 anos. A mesma análise aplicada à África subsaariana revela geralmente taxas de poupança positivas no início dos anos 70 e extremamente negativas ou extremamente baixas, mesmo sendo positivas, a partir daí. Nada de particular para os países de fracos recursos: a Nigéria tem poupanças positivas modestas no fim dos anos 70, ao entrar num período de sustentabilidade com fraca poupança, ou seja um período de insustentabilidade.

economia que evolua ao longo de uma trajectória de equilíbrio intertemporal de tal modo que, no decurso de cada período, seja consumido exactamente o seu rendimento nacional, mantém um *stock* de capital de valor constante. Se esta tendência se mantiver ao longo do tempo com um rendimento inalterável gerado em cada período, então este último é o «rendimento nacional sustentável» (RN), correspondente ao nível do *stock* de capital. Sob estas condições, e unicamente sob estas condições, o rendimento sustentável é igual ao PNB convencional (Y) menos a depreciação do *stock* de capital.

No quadro destas abordagens, é-se então levado a definir um rendimento nacional ajustado ambientalmente (RNAA) do seguinte modo:

$$RNAA = Y - \delta m K_m - \delta n K_n$$

Este tipo de indicador depende, uma vez mais, da teoria do capital, na medida em que recorre aos princípios da avaliação da depreciação do capital natural, do qual se falou anteriormente. Ele esbarra portanto com os avisos que foram feitos a este respeito.

Mesmo que se considere regrado este problema de medida da depreciação do capital natural, o RNAA parece não poder ser verdadeiramente interpretado como uma estimação do rendimento nacional sustentável (RNS) da economia, particularmente porque os elementos do lado direito da equação estão ligados a novos níveis de *stock* de produção e de consumo e a preços relativos para uma situação que está longe da sustentabilidade.

Trata-se então de precisar o significado do termo «rendimento nacional sustentável» e as bases teóricas do seu cálculo. É igualmente preciso considerar a relação entre uma avaliação do rendimento nacional sustentável e as diferentes medidas propostas para calcular um rendimento nacional corrigido ambientalmente.

2.2.2. RENDIMENTO NACIONAL SUSTENTÁVEL / CUSTO DE AJUSTAMENTO

Enquanto que o «rendimento nacional sustentável» tem um significado teórico preciso, os métodos para obter um rendimento nacional corrigido ambientalmente têm um papel diferente. Estes implicam a utilização de um agregado corrigido a fim de obter uma estimativa dos custos totais (custo de oportunidade para a economia) que estariam associados ao alcançar da sustentabilidade. Surgem como uma medida daquilo a que se chamará distância da sustentabilidade. Trata-se portanto de explicar a diferença entre «rendimento nacional corrigido ambientalmente» e «rendimento nacional sustentável», assim como a utilidade, simultaneamente conceptual e empírica, de trabalhar com estes dois elementos como pontos de referência na formulação de políticas de sustentabilidade.

Nos modelos em que a sustentabilidade é encarável, colocam-se dois tipos de questões:

– Qual deveria ser o nível possível de um rendimento nacional sustentável?

– A que distância da sustentabilidade se encontra actualmente a economia?

O fundamento teórico necessário para responder à primeira pergunta foi já analisado por intermédio de modelos de crescimento aplicados ao capital natural. O principal objectivo dos modelos de crescimento (do capital) anteriormente discutidos é determinar (em termos teóricos, por intermédio dos indicadores mencionados) as condições suficientes para que a sustentabilidade económica seja realizável a um nível macroeconómico (nacional ou global). A condição essencial para a sustentabilidade é que o *stock* total de capital permita a manutenção ao longo do tempo da capacidade de libertar o correspondente consumo de bens e serviços. Ora, as estimativas empíricas colocam dificuldades em razão das possibilidades de mudança tecnológica, dos limites e da instabilidade ecológicos, das incertezas e dos cenários relativos ao consumo/modo de vida das famílias.

Em que fundamento se apoiar para responder à segunda pergunta? Diversas complicações devem ser assinaladas, complicações ligadas parcialmente aos problemas empíricos das necessidades de estimativa de um sentido global e, em parte, ao facto de se tratar de comparar duas situações diferentes em termos de interações economia/meio ambiente. Com efeito, em termos de modelos, deve-se comparar:

– um sentido temporal sustentável hipotético (que será caracterizado por uma série particular de preços fictícios), com

– um período (ou períodos) de actividade económica actual que, por hipótese, tomou direcções incompatíveis com a sustentabilidade a longo prazo.

Levanta-se então a seguinte questão: em que sentido se deve empregar:

i) os preços fictícios de sustentabilidade, ii) os preços correntes de mercado e iii) os preços fictícios para o capital natural gratuito, baseados em estimativas do «consentimento em pagar», a fim de realizar cálculos dos valores do capital depreciados ou aumentados? Este problema necessita de respostas claras, tanto ao nível teórico como prático.

Hueting (1991) observou esta complicação a respeito dos preços e dos diferentes níveis de referência da actividade económica fazendo, por exemplo, estimativas dos custos de ajustamento para respeitar as normas ambientais escolhidas. É em parte por esta razão que ele insiste no seu método de fazer surgir o uso dos preços actuais – essencialmente em equilíbrio parcial – como um meio pragmático de calcular o rendimento nacional corrigido ambientalmente. Ora, esta questão parece ter retido pouco a atenção da maior parte dos autores que recorrem às abordagens teóricas do capital. Entretanto, Hartwick (1991), no quadro de um modelo ricardiano de degradação do capital ambiental

em que os estados estacionários constituem uma classe exequível de rendimento, escreve:

«É muito difícil sair das nossas avaliações abstractas para avaliações efectivas. Quando os *inputs* são impropriamente avaliados (relativamente ao sentido sustentável), são produzidos maus níveis de produção a maus preços.» (Hartwick, 1991, p. 649). Ele sugere no entanto que provavelmente um produto nacional líquido ajustado forneceria um melhor indicador do modo como o bem-estar de uma nação muda com o decorrer do tempo do que «o produto nacional líquido efectivo não ajustado para a avaliação do *stock* de capital natural» (Hartwick). Isso deixa em aberto a questão acerca do que deverá ser exactamente calculado no decurso da construção de contas nacionais ajustadas ambientalmente e, logo, não fornece uma proposta para um «rendimento nacional ajustado ambientalmente».

Pode observar-se que a maioria dos autores, ao abordar a definição e a medida do rendimento nacional sustentável em termos de teoria do capital negligenciam de algum modo os problemas das medidas deficientes, aos quais Hartwick e Hueting fazem alusão.

Deixando de lado os aspectos técnicos da avaliação e a metodologia ligada à medida, pode sugerir-se a seguinte resposta: as rendas nacionais ajustadas não fornecem, por si próprias, a base para calcular os «custos do alcance da sustentabilidade», o que pode ser considerado como uma medida ou um indicador da «distância que separa um país da sustentabilidade» (Faucheux e Froger, 1994a). Por exemplo, quando, segundo o critério de sustentabilidade fraca, se realizam estimativas em termos monetários para a depreciação dos *stocks* nacionais de capital natural, em primeira análise é feita uma estimativa do valor do produto que deveria ser retirado do consumo efectivo a fim de respeitar uma norma sustentável.

A construção de um «rendimento nacional ajustado ambientalmente» corresponde então à estimativa dos custos de oportunidade em termos de consumo efectivo que devem ser subtraídos (relativo ao *business as usual*) a fim de colocar a economia num sentido de «ajustamento rumo à sustentabilidade». O rendimento nacional ajustado ambientalmente nada diz acerca da amplitude do «rendimento nacional sustentável» associado a um sentido concebível de sustentabilidade. Suponha-se, por exemplo, que as estimativas da depreciação do capital natural sejam bastante elevadas. É provável que se pudesse chegar a uma situação em que o rendimento nacional ajustado ambientalmente para o período fosse negativo. Isso implica então que, em termos de manutenção do *stock* de capital (sob as convenções de medida adoptadas em cada instante) o país regride.

Trata-se de um indicador importante para a tomada de decisão. Porém, este indicador não revela a potencialidade (ou não) do sistema nacional para suscitar um rendimento nacional sustentável positivo graças às mudanças tecnológicas, aos investimentos e aos consumos. A este respeito, de Boer, de Haan e Voogt (1994, p. 2) formulam a seguinte questão:

«Qual o máximo produto nacional líquido que é gerado numa economia

em que a carga sobre o meio ambiente é reduzida a um nível sustentável e que reencontrou um estado de equilíbrio?»

Estes autores notam também que, em princípio, o «custo de ajustamento» (ou seja, o custo de transição) poderia ser expresso em termos de custo de oportunidade, referindo-se seja ao hipotético equilíbrio sustentável, seja à situação não sustentável actual.

De facto, a diferença entre as medidas usuais do rendimento nacional e do rendimento nacional corrigido ambientalmente, tal como este foi definido, representa uma estimativa dos custos que o país em questão teria de suportar a fim de atingir a situação sustentável tal como esta é especificada em termos de internalização das rendas de raridade definidas de modo compatível com um sentido de desenvolvimento sustentável.

Todavia, é evidente que a metodologia para calcular o rendimento nacional corrigido ambientalmente depende da definição de desenvolvimento sustentável adoptada. As abordagens dependentes da teoria do capital e que presumem uma *substituibilidade* entre as diferentes categorias de capitais oferecem uma noção de sustentabilidade essencialmente económica: sustentável ou crescimento no decurso do tempo do valor total do *stock* de capital. Em termos de compatibilidade, a questão da sustentabilidade é obtida por subtração das depreciações do capital natural e manufacturado ao PNB convencional.

Exteriormente aos problemas de medida da depreciação do capital natural de que se tratou anteriormente, o rendimento nacional sustentável não constitui um indicador de sustentabilidade, mas sim uma medida da distância entre a situação presente (tal como esta é indicada pelo produto nacional bruto e pelo produto nacional líquido) e um hipotético estado de referência (uma situação postulada sustentável). Esta diferença representa o custo da sustentabilidade em sentido fraco na medida em que, aqui, as correcções são feitas no quadro da teoria do capital. Contudo, não impede que o rendimento nacional sustentável e o rendimento nacional corrigido ambientalmente sejam duas medidas relacionadas e possam ser utilizadas como pontos de referência política distintos e complementares.

3. OPTIMALIDADE VERSUS SUSTENTABILIDADE: O PROBLEMA DA EQUIDADE INTERGERACIONAL

Se bem que não haja definição consensual para o desenvolvimento sustentável, tal como foi inicialmente explicado, é claro que um dos problemas centrais diz respeito ao bem-estar das gerações futuras face à pressão crescente sobre o meio ambiente.

Deste ponto de vista, as abordagens convencionais (apresentadas nas secções precedentes) que recorrem à maximização do valor actual para a avaliação económica são consideradas por um certo número de autores como atribuindo um peso excessivo ao bem-estar da actual geração.

Aquelas consideram, com efeito, um rendimento como eficaz se a soma dos benefícios líquidos actualizados ao longo do tempo é tão elevada quanto possível, quer a geração actual se esforce ou não por compensar os seus descendentes pelos prejuízos futuros, presumivelmente resultantes de um uso presente excessivo do recurso.

Ora, mesmo se a concepção segundo a qual os mercados de concorrência perfeita são suficientes para atingir uma abonação intertemporal dos recursos socialmente desejáveis depende de uma longa tradição em matéria de economia do meio ambiente e dos recursos naturais, é apesar de tudo largamente reconhecido que a eficácia abonatória é insuficiente para garantir uma distribuição satisfatória do bem-estar entre as gerações. Como observaram Dasgupta e Heal (1979), a utilização ineficaz dos recursos pode provocar uma diminuição inaceitável dos níveis de vida para as gerações futuras sob certas condições económicas e certos critérios de bem-estar. Aliás, diversos autores (Page, 1977; Pezzey, 1989) juntaram-se aos «conservacionistas» (ver capítulo seguinte) pretendendo que o critério de sustentabilidade deveria suplantar o critério usual de eficácia na análise das políticas de recursos. Outros discutiram os limites da actualização na gestão intertemporal dos recursos (Sandler e Smith, 1976, 1977; Page, 1988). Do mesmo modo, o trabalho de Solow (1974) acerca do esgotamento óptimo dos recursos com uma função de bem-estar social *maxi-min* arrastou consigo uma literatura considerável encarando o crescimento óptimo imposto por um recurso esgotável e o problema da equidade intergeracional.

Nestas condições, aquilo que, no passado, se qualificava de sentidos óptimos de desenvolvimento é possivelmente insustentável. Do mesmo modo, aquilo que é sustentável pode não ser óptimo. Por outras palavras, a maximização do valor actual é compatível com uma «não sustentabilidade». A análise de Page (1977), da qual se estuda o modelo no primeiro ponto desta secção, fornece uma demonstração deste ponto, centrada no papel da taxa de actualização, onde se manifesta que os sentidos óptimos do consumo arriscam-se a ser insustentáveis se, na prática, as taxas de actualização forem superiores à produtividade marginal do capital.

Para além disso, apesar de Dasgupta e Mitra (1983) terem pesquisado se existem preços compatíveis com os sentidos de desenvolvimento a níveis constantes de consumo entre as gerações, a literatura não explorou verdadeiramente a relação entre eficácia abonativa e a distribuição e a distribuição de bem-estar entre gerações nas economias concorrenciais. A troca intertemporal implica a troca entre gerações distintas mas imbricadas e uma análise global da abonação intertemporal do capital natural deve nesse caso examinar o papel desempenhado pela distribuição dos activos entre as gerações na determinação dos equilíbrios concorrenciais. É por isto que o segundo ponto desta secção é consagrado à análise de um modelo de desenvolvimento sustentável com gerações imbricadas: o modelo de Howarth e Norgaard.

3.1. DA NÃO COINCIDÊNCIA ENTRE OPTIMALIDADE E SUSTENTABILIDADE: O PAPEL DA TAXA DE ACTUALIZAÇÃO

Pearce e Warford (1993, pp. 50 e segs.) avançam a ideia de que os sentidos óptimos podem não ser nem sustentáveis nem capazes de sobreviver e que os sentidos sustentáveis podem não ser óptimos, a julgar pelas seguintes definições:

- a situação óptima caracteriza um sentido que maximiza o valor actual dos futuros ganhos em bem-estar social;
- a capacidade de sobreviver é relativa a um sentido de desenvolvimento que permanece abaixo de um nível mínimo de bem-estar.

Acontece que Page (1977) tinha já, em parte demonstrado estes resultados a partir de um modelo que analisava a possibilidade de uma não coincidência entre optimalidade e sustentabilidade devido a valores insatisfatórios da taxa de actualização.

Desenvolver-se-á aqui um modelo muito simples inspirado no modelo de Page (1977).

Seja,

$$\text{Max} \sum_{t=1}^N U(C_t) \cdot (1+s)^{-t} \quad (7.24)$$

s.c.

$$C_t + I_t = (1+r)I_{t-1} \quad (7.25)$$

Em que U é a utilidade, C o consumo per capita, I o investimento e s a taxa de preferência pelo tempo, por outras palavras, a taxa à qual a utilidade é actualizada. Finalmente, r é a taxa de rentabilidade do investimento (a produtividade marginal do capital). O rendimento de um qualquer período é função do investimento do período anterior. A resolução deste problema fornece o sentido óptimo do consumo futuro. Procurando saber em que condições a solução óptima é também sustentável, pode-se daí deduzir as regras e indicadores de sustentabilidade propostos pela abordagem convencional e apresentados na secção anterior.

A resolução deste programa pode indicar sentidos de consumo real *per capita* ao longo do tempo, os quais podem não ser sustentáveis. Com a leitura do quadro (7.3), que sintetiza em parte os resultados do modelo, verifica-se que a própria existência da taxa de actualização pode conduzir a uma divergência entre optimalidade e sustentabilidade.

Sejam s , a taxa de actualização e r a produtividade marginal do capital que é comparada à produtividade marginal do capital natural.

O lagrangiano escreve-se:

$$L = \sum [U(C_t) \cdot (1+s)^{-t} + \lambda_t ((1+r) \cdot I_{t-1} - C_t - I_t)] \quad (7.26)$$

As condições de primeira ordem são:

$$\frac{\delta L}{\delta C_t} = U'(C_t)(1+s)^{-t} \lambda_t = 0 \quad (7.27)$$

$$\frac{\delta L}{\delta I_t} = (1+r)\lambda_{t+1} - \lambda_t = 0 \quad (7.28)$$

De (7.27) obtém-se:

$$U'(C_t) = \lambda_t(1+s)^t \quad (7.29)$$

$$\text{e } U'(C_0) = \lambda_0(1+s)^0 = \lambda_0 \quad (7.30)$$

Com (7.28) tem-se:

$$\lambda_0 = \lambda_t(1+r)^t \quad (7.31)$$

Combinando (7.28), (7.29) e (7.30), obtém-se:

$$\frac{U'(C_t)}{U'(C_0)} = \frac{\lambda(1+s)^t}{\lambda(1+r)^t}$$

de onde:

$$U'(C_t) = U'(C_0) \cdot (1+s)^t \cdot (1+r)^{-t} \quad (7.32)$$

As condições de sustentabilidade são determinadas com a ajuda de diferentes combinações dos valores de s e de r . Se $r = 0$, está-se na presença de recursos esgotáveis, quer dizer, o produto marginal do capital natural é igual a zero. Podem ser distinguidos os quatro casos seguintes:

QUADRO 7.3

	$s = 0$	$s > 0$
$r = 0$	[1] $U'(C_t) = U'(C_0)$	[2] $U'(C_t) = U'(C_0) \cdot (1+s)^t$
$r > 0$	[3] $U'(C_t) = U'(C_0) \cdot (1+r)^{-t}$	[4] $U'(C_t) = U'(C_0) \cdot (1+s)^t \cdot (1+r)^{-t}$ Se $r = s$, [4] é idêntico a [1]

Para examinar as consequências dos resultados [1] a [4] sobre os sentidos de consumo admite-se por hipótese que a utilidade marginal $U'(C_t)$ é dada por:

$$U'(C_t) = aC_t^b$$

Onde b representa a elasticidade da utilidade marginal da função de consumo. A equação (7.32) escreve-se:

$$aC_t^b = aC_0 \cdot (1+r)^{-t} \cdot (1+s)^t$$

ou

$$\left(\frac{C_t}{C_0}\right)^b = (1+r)^{-t} \cdot (1+s)^t$$

se $b = -1$ tem-se:

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{(1+r)^t}{(1+s)^t} \quad (7.33)$$

Neste caso, o resultado [1] torna-se: $\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = 1$, ou ainda $C_t = C_0$.

Daí a determinação de um sentido ao longo do qual o consumo per capita é constante, o que é compatível com um desenvolvimento sustentável definido pelo não decréscimo do consumo per capita. Todavia enquanto o consumo é constante, os recursos, cuja quantidade é limitada, acabam por ser esgotados. A manutenção de um consumo constante não pode ter lugar indefinidamente, a menos que a razão do consumo total sobre a utilização do recurso seja crescente ou, por outras palavras, que a economia seja cada vez mais eficiente quanto à utilização destes recursos limitados²³.

Utilizando as mesmas simplificações, o resultado [2] passa a ser:

$$\left(\frac{C_t}{C_0}\right)^{-1} = (1+s)^t$$

ou ainda

$$C_t = \frac{C_0}{(1+s)^t}$$

O consumo declina exponencialmente no tempo e este sentido óptimo de consumo não é compatível com um desenvolvimento sustentável. Segundo o resultado (3), obtido do mesmo modo, tem-se:

$$C_t = C_0 \cdot (1+r)^t$$

23 Pode observar-se que se trata de uma condição necessária e não suficiente. As economias são cada vez mais eficazes para a utilização dos recursos. Tal não impede o seu consumo de crescer.

O consumo é neste caso crescente no tempo, o que é compatível com um desenvolvimento sustentável.

O resultado [4] implica uma taxa de actualização positiva e uma produtividade do capital positiva, ou seja:

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{(1+r)^t}{(1+s)^t}$$

Se $r=s$, recai-se sobre o resultado [1]. Se $s>r$, o consumo declina no tempo, o que é incompatível com um desenvolvimento sustentável. Se $s<r$, o consumo aumenta no tempo.

O conjunto destes resultados encontra-se na figura 7.3.

- Se o capital natural é constituído unicamente por recursos não renováveis ($r=0$) e a taxa de actualização é nula ($s=0$), então o sentido de crescimento óptimo é igualmente um sentido ao longo do qual o consumo é constante. Nestas condições, este é compatível com o desenvolvimento sustentável, tal como ele foi definido ([1] na figura 7.3).

- Se o capital natural for unicamente constituído por recursos esgotáveis ($r=0$) e se a taxa de actualização for positiva ($s>0$), então o sentido óptimo de consumo não é sustentável. O consumo declina ao longo do tempo ([2] na figura 7.3).

- Se o recurso for renovável ($r>0$) e se a taxa de actualização for nula ($s=0$), então o consumo óptimo cresce com o decorrer do tempo. Isso é compatível com o desenvolvimento sustentável ([3] na figura 7.3).

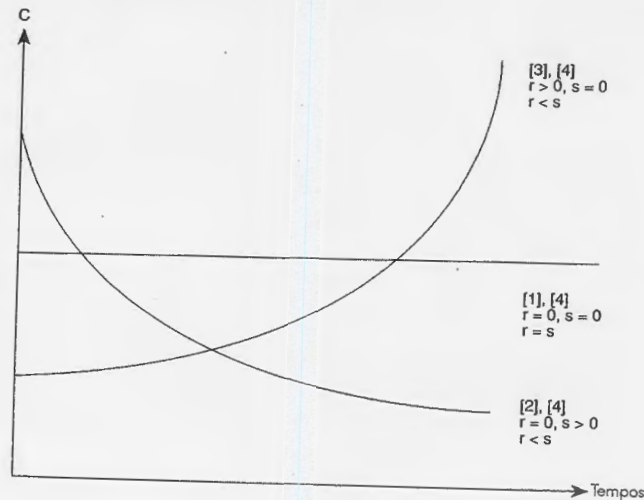


Figura 7.3 - Sentidos de consumo ao longo do tempo

- Se, ao mesmo tempo, a produtividade do capital natural e a taxa de actualização forem positivas, então tudo depende da importância relativa de s e de r . Se $r=s$, obtém-se um consumo constante. Se $r>s$, daí resulta um consumo crescente ao longo do tempo e se $r<s$, o consumo declina ao longo do tempo ([4] na figura 7.3).

No total, a compatibilidade do crescimento óptimo e do crescimento sustentável depende da relação entre a produtividade do capital natural e a taxa de actualização.

No mundo perfeito da representação económica, s e r estão em equilíbrio e situamo-nos no sentido de sustentabilidade [1] da figura 7.3.

Entretanto, no mundo real, há forças importantes que podem conduzir a um valor de s que seja superior ao valor de r (Pearce, 1994). Tais considerações sugerem que uma economia pode facilmente utilizar um sentido de consumo insustentável, como ilustra o caso [2] na figura 7.3.

Do ponto de vista desta análise, parece que a sustentabilidade estaria igualmente assegurada se o valor real de r (a produtividade marginal do capital natural) pudesse ser determinado e utilizado como taxa de actualização ($r=s$). Em contrapartida, os sentidos de crescimento óptimo arriscariam tornar-se insustentáveis se, na prática, as taxas de actualização fossem superiores à produtividade marginal do capital.

A equação (7.33) pode ser modificada a fim de ter em consideração as variações demográficas.

$\frac{C_t}{C_0}$ pode efectivamente escrever-se sob a forma:

$$\frac{(1+g)^t}{(1+n)^t}$$

Onde g é a taxa de crescimento do consumo agregado e n a taxa de crescimento da população.

Segundo (7.33) tem-se:

$$\frac{(1+g)^t}{(1+n)^t} = \frac{(1+r)^t}{(1+s)^t} \quad (7.34)$$

A equação 7.34 pode ser aproximada por: $g=r-s-n$.

Se $r>(s+n)$, o consumo óptimo agregado aumenta, e se $r<(s+n)$ o consumo óptimo agregado diminui.

O crescimento da população não induz um aumento do rendimento. Torna o crescimento sustentável mais difícil de atingir na medida em que a produtividade do capital deve de ora avante exceder a soma da taxa de actualização e da taxa de variação da população e não apenas a taxa de

actualização. Um raciocínio análogo deve ser aplicado ao progresso técnico a fim de mostrar que este último pode tornar um crescimento sustentável mais fácil de realizar²⁴.

3.2. A INTEGRAÇÃO DA EQUIDADE INTERGERACIONAL NOS MODELOS DE GERAÇÕES IMBRICADAS: O MODELO DE HOWARTH E NORGAARD

A preferência pelo tempo e a repartição do bem-estar entre as gerações aparentam na realidade ser conceptualmente distintas e esta hipótese pode ser verificada utilizando os modelos de gerações imbricadas (Howarth).

Para além disso o interesse em debruçar-se sobre os modelos de gerações imbricadas é tanto maior quanto o debate acerca do desenvolvimento sustentável se situa no contexto da equidade intergeracional, o que significa que o horizonte temporal se deve alargar a várias gerações²⁵.

A equidade intergeracional pode neste caso ser representada numa estrutura neoclássica utilitarista integrando esta preocupação de distribuição intertemporal na função de utilidade como um problema de legados. Tais legados poderiam incluir a compensação por prejuízos irreversíveis colocando a hipótese de tais compensações serem possíveis. Mesmo se cada geração está incumbida do bem-estar dos seus descendentes imediatos, o facto dos nossos descendentes estarem também eles incumbidos do bem-estar dos seus próprios descendentes imediatos, pode dar lugar a uma cadeia de obrigações intertemporais até às gerações mais afastadas (Howarth, 1992). A distribuição dos direitos e activos entre as gerações determina se a abonação eficiente dos recursos preserva o bem-estar ao longo das gerações (Howarth e Norgaard, 1992). O argumento ético é que as gerações futuras têm o direito de esperar uma herança suficiente para lhes permitir criar para si próprios um nível de bem-estar equivalente ao da geração actual. Isto é uma espécie de contrato social intergeracional. Todavia, pode notar-se que, sendo a transferência intergeracional baseada na regra de Hartwick e na *substituibilidade*, nos encontramos ainda de facto no quadro da sustentabilidade fraca. Este é em particular o caso do modelo desenvolvido por Howarth e Norgaard depois 1990. Howarth e/ou Norgaard escreveram diversos artigos mostrando como a

²⁴ As abordagens directamente provenientes da teoria do crescimento (Stiglitz, 1974; Solow, 1974; Dasgupta e Heal, 1974) comprazem-se por seu turno em mostrar que mesmo com uma taxa de actualização insatisfatória, uma economia pode atingir um nível constante de consumo real ao longo do tempo com a condição de que se verifique um certo número de hipóteses.

²⁵ É contudo evidente que o horizonte temporal não pode ser o infinito dado que neste caso nos escapam demasiadas coisas e que as observações habituais mostram que os indivíduos se interessam pelos seus filhos e netos e raramente mais do que isso.

distribuição dos direitos e as transferências de capital natural entre as sucessivas gerações imbricadas afectam a equidade intergeracional (Howarth e Norgaard, 1990; Howarth 1991a, 1991b; Howarth e Norgaard, 1992).

A análise assenta sobre as seguintes hipóteses de base:

1) Existe uma economia fechada com uma estrutura de gerações imbricadas. A geração t vive durante dois períodos e procura maximizar a utilidade U_t (C_{t1} , C_{t2}), em que C_{t1} é o seu consumo durante o período t em que esta é jovem e C_{t2} é o seu consumo no período $t+1$ em que esta é velha²⁶. Os indivíduos de uma qualquer geração são de tal modo idênticos que nenhuma questão de equidade intergeracional é abordada.

2) Existe uma função de bem-estar social intergeracional $W(U_1, U_2, \dots, U_t, \dots)$ que a sociedade (tal como ela é representada pelo seu governo) quer maximizar segundo o critério do valor actual ou qualquer outra formulação.

3) Uma série de transferências de recursos ou de rendimento da primeira para a segunda geração pode ser efectuada a fim de reflectir os valores sociais intergeracionais.

4) Existe uma concorrência de recursos, de mercados de bens e de trabalho nos quais o jovem da geração t troca com o velho da geração $t-1$ durante o período t , tratando a sua transferência de recurso ou de rendimento como dadas dotações.

Em todas as análises destes dois autores, encontra-se um resultado que é, de facto, uma extensão simples mas poderosa, num quadro intergeracional, do resultado padrão da economia do bem-estar: «a escolha da distribuição do rendimento é a mesma que a escolha de uma reatribuição de dotações, e isto é, por sua vez, equivalente à escolha de uma função de bem-estar particular.» (Varian, 1984, p. 209.) Nestas condições, ao longo dos sentidos considerados óptimos do ponto de vista da geração actual, que detém todos os direitos de propriedade, haverá transferências intergeracionais (sob a forma de capital natural conservado ou de capital técnico acumulado) devido à própria preocupação da geração actual com o seu próprio futuro. Entretanto, estas transferências, em geral, não conduzirão a uma distribuição óptima de bem-estar no decurso do tempo, tal como o indica a função de bem-estar social intergeracional. A série de direitos de propriedade intergeracionais que permite à concorrência maximizar o bem-estar social impedirá, em geral, as gerações futuras de obter uma qualquer propriedade. A eficiência abonativa e a sustentabilidade não coincidem necessariamente.

Howarth e Norgaard (1990) ilustram este resultado para uma economia com um recurso não renovável mas nenhuma capacidade produtiva e Howarth (1991a) alarga-o a uma economia com uma produção e investimentos onde as transferências intergeracionais são feitas utilizando o bem produzido de preferência ao recurso. Howarth (1991b) introduz a in-

²⁶ Pode observar-se que, em Howarth e Norgaard (1990), a utilidade depende directamente do esgotamento do recurso e dos serviços do trabalho.

certeza considerando os estados futuros alternativos da natureza, ou seja $I = 1...n$. Ele mostra que, se se tratar as gerações nascidas nestes estados alternativos possíveis da natureza no tempo t como distintas eticamente, e estabelecendo $U_t = \text{Min}(U_{t1}...U_{tn})$ na função de bem-estar social intergeracional, tal necessitará em geral de mais transferências de recursos a fim de maximizar o bem-estar social W do que se colocasse a hipótese de utilidade esperada tradicional, com $U_t =$ valor esperado de U_{ti} para todos os estados da natureza.

Em Howarth e Norgaard (1992) a análise passa dos recursos não renováveis à poluição cumulativa. Aqueles mostram que o imposto sobre a poluição eficiente (o valor do meio ambiente) e a taxa de juros dependem ambos da função de bem-estar social intergeracional escolhida. Eles explicam que se se tomar em consideração o facto dos indivíduos de uma geração poderem sentir privativamente a utilidade do seu próprio filho ou de toda a geração seguinte, não se encontra o resultado de base dos seus anteriores estudos. Semelhante altruísmo privado pode também resultar em transferências entre gerações, as quais são insuficientes para permitir que o *optimum* social seja atingido.

Todos estes trabalhos mostram que, numa aplicação estrita do resultado de base dado acima, a internalização das externalidades ambientais ou intergeracionais não permitirá necessariamente a equidade intergeracional.

Se Howarth e Norgaard fazem figura de pioneiros em matéria de modelos de gerações imbricadas na análise da sustentabilidade, outros autores situam-se nesta linha. Mourmouras (1993) compara, por exemplo, os equilíbrios concorrenciais *maximum* nos modelos de gerações imbricadas com recursos renováveis e acumulação de desperdícios. Ele mostra em particular que, quando não existem mercados intertemporais para mediatizar os fluxos de desperdícios, as gerações futuras podem ser prejudicadas. O governo pode neste caso ter necessidade de prosseguir simultaneamente políticas de imposto e de dívida/despesa a fim de compensar os mercados ausentes.

A focalização das ordens de preferências sociais intertemporais, em particular o trabalho de Howarth e Norgaard, ilustra a importância da especificação da função de bem-estar social intergerações. Howarth e Norgaard indicam uma preferência por uma formulação *maximin* mais igualitária, $W = \text{Min}(U_1, U_2...)$. Howarth (1992) deriva esta função de bem-estar social intertemporal de um princípio de *maximin* ético unicamente existente entre pais e filhos. Eles não tomam formalmente em consideração a abordagem eficiente com não declínio da utilidade, sugerida por Pezzey (1989), que permite que a utilidade cresça com o tempo. Em lugar disso, tratam um caso em que a maximização de bem-estar social intergeracional utilitarista actualizada $W(U_1, U_2..., U_t) = \text{Soma } U_t / (1 + d)^t$, $d > 0$, atinge a sustentabilidade se, e apenas se a taxa de actualização d é bastante baixa para dar um peso suficiente ao bem-estar das gerações futuras.

Pode igualmente assinalar-se um caso especial importante, não coberto por Howarth e Norgaard, no qual o mesmo factor de actualização é utilizado ao mesmo tempo na função de bem-estar social intergeracional e na função de utilidade das gerações, que inclui o altruísmo privado, ou seja $W + \sum_t U_t / (1 + d)^t$ e $U_t = \log(Ct1) = [\text{Log}(CT2)] / (1 + d) + U_t + 1 / (1 + d)$. Neste caso especial, dotando a primeira geração de todos os direitos sobre o recurso e maximizando todos os U_t através da «eficiência social» (concorrência mais *internalização* de todas as *externalidades* mas sem qualquer transferência intergeracional socialmente mediatizada) não se atinge a optimização social, pelo menos no caso de duas gerações (nem provavelmente de modo mais geral). Os economistas neoclássicos padrão atribuiriam provavelmente um peso considerável a este caso especial, na medida em que a função de bem-estar social intergeracional é derivada das preferências individuais numa geração. Muitos filósofos proclamariam, em contrapartida, não haver nenhuma razão para esperar essa derivação e que o *maximin* ou a função de bem-estar social intergeracional é eticamente mais defensável. Isto leva pois ao debate acerca da função de bem-estar social intergeracional, que depende mais do ético do que do económico (ver Toman, Pezzey, Krautkraemer, 1995).

Em suma, tais abordagens redundam em integrar a preocupação de equidade intergeracional uma estrutura utilitarista. Ora, muitos autores criticam tal procedimento. Este é, em particular, o caso dos defensores da «sustentabilidade forte».

A SUSTENTABILIDADE FORTE: DA INTERPRETAÇÃO CONSERVACIONISTA À ABORDAGEM ECONÓMICO-ECOLÓGICA

Em matéria de desenvolvimento sustentável, o gestor, como se viu, encontra-se em situação de incerteza no sentido definido por Knight (1921), ou até de ignorância. Efectivamente conjugam-se *as incertezas a respeito do valor da elasticidade de substituição, da taxa de progresso técnico e do valor da renda de raridade*. Pode-se aliás acrescentar a isso a incerteza quanto às consequências exactas da poluição, sem falar da respeitante às preferências das gerações futuras. Nestas condições, as possibilidades de ocorrência dos estados do mundo não são probabilizáveis, nem objectivamente, nem subjectivamente. Para além disso, em situação de incerteza, a informação acerca dos estados da natureza pode ser adquirida com o decorrer do tempo (este é, por exemplo, o caso do conhecimento científico sobre o aumento do efeito estufa). A partir daí, o processo relativo à tomada de decisão evolui ele próprio sequencialmente em resposta à mudança da informação disponível a quem decide e das suas percepções a este respeito.

A isso junta-se a *assimetria fundamental entre o capital manufacturado e o capital natural a respeito da irreversibilidade*. O capital técnico é sempre susceptível de variar simetricamente, no sentido em que pode ser aumentado ou diminuído à vontade. O capital natural está sujeito a irreversibilidades na medida em que pode ser diminuído mas raramente aumentado quando os levantamentos ou as deteriorações anteriores o levam à extinção. A combinação da irreversibilidade e da incerteza deveria fazer-nos prudentes a respeito da utilização do capital natural (Dasgupta, 1982).

Se tivermos igualmente em conta a aversão pela perda sentida por um bom número de indivíduos face ao processo de degradação ambiental, compreende-se o sucesso do «*motivo de precaução*» em matéria de desenvolvimento sustentável. Quem toma uma decisão, obedecendo a um tal motivo, deve reservar a sua posição acerca dos dados para os quais o valor antecipado constitui uma medida inapropriada. Acontece que existe um vínculo entre as abordagens convencionais do «*maximin*» e a tomada de decisão baseada num «*princípio de precaução*» (Perrings, 1991). Tanto uma como outra dão relevo a uma sociedade «*avessa à incerteza*». Orientando sistematicamente as escolhas para as opções que se manifestam mais prudentes, elas permitem a preservação dos potenciais de escolha oferecidos às gerações futuras. Acrescenta-se que o «*motivo de precaução*» parece impor-se na mesma proporção em que a escala dos prejuízos potenciais é vasta.

Estas considerações significam que o capital natural deve ser tratado de modo específico, como o sugeria Marshall (1920)¹. É nesta base e, em particular, com base no facto de que é indispensável ser extremamente vigilante quanto ao pretendido papel benéfico do progresso técnico e da hipótese de *substituibilidade* entre capital natural e capital técnico que acentuam as abordagens da sustentabilidade forte. Estas últimas são variadas.

Numa primeira secção apresentaremos a interpretação conservacionista da sustentabilidade forte, da qual dependem vários trabalhos, entre os quais o de Daly, acerca do estado estacionário.

Numa segunda secção, abordar-se-á a análise da Escola de Londres², a qual, apesar dos seus objectivos iniciais, se aproxima, como se explicará, das conclusões da sustentabilidade fraca que foram expostas no capítulo anterior.

Na terceira secção serão expostas as teses ditas «*económico-ecológicas*» do desenvolvimento sustentável, propondo uma certa complementaridade entre as análises da sustentabilidade fraca e as da sustentabilidade forte.

1 Marshall (1920) fazia com efeito a distinção entre o capital e o factor terra, o qual representa todos os agentes naturais que produzem um rendimento anual (minas, pescas...). Segundo Marshall a razão essencial pela qual a terra não é um capital é que «a terra é um *stock* permanente e fixo enquanto que o capital produzido pelo homem é um fluxo que pode ser aumentado ou diminuído... Se uma nação verifica que o seu *stock* de capital é demasiado grande ou demasiado pequeno, ela pode redistribuir os seus recursos produzindo-os em maior ou em menor grau. Isto não é válido no que concerne à terra: a nação em causa pode cultivar a sua terra de maneira mais intensiva mas ela não pode obter mais (...). De um ponto de vista económico e ético, a terra deve ser sempre classificada como sendo uma coisa em si».

2 Victor (1991, p. 8) sublinha «que pode parecer prematuro afirmar que Pearce e os seus colegas fundaram uma nova escola, mas não há dúvida que as suas ideias exercem já influência no seio da profissão e dos meios governamentais e que esta influência aparente dever crescer nos anos vindouros».

1. A ABORDAGEM CONSERVACIONISTA DA SUSTENTABILIDADE FORTE

Em reacção aos limites dos modelos de sustentabilidade fraca constituiu-se a abordagem dita conservacionista da sustentabilidade forte, cujas regras e indicadores aparentam estar em oposição radical aos da abordagem precedente. É isto que se tenta explicar no decurso desta secção. Para tal, tratar-se-á, em primeiro lugar da regra de manutenção constante do *stock* de capital natural, avançada pelos adeptos do estado estacionário. De seguida mostrar-se-á que esta regra fornece uma justificação importante para o desenvolvimento de indicadores não monetários de sustentabilidade baseados em medidas físicas materiais e energéticas. Será então necessário um desvio para explicar o fundamento, as paradas e os processos de avaliação ligados a tais medidas.

1.1. A REGRA DA MANUTENÇÃO CONSTANTE DO CAPITAL NATURAL

As hipóteses retidas por Daly são as seguintes:

– A taxa de actualização é nula ($s=0$) visto que o direito e interesse das gerações futuras são exactamente os mesmos que os da geração actual.

– A elasticidade de substituição entre o capital reprodutível e o capital natural é nula já que as funções de produção têm factores complementares. O argumento avançado estipula que o capital manufacturado não é independente do capital natural visto que a sua produção necessita quase sempre da intervenção do capital natural. Por outro lado, este último preenche as funções de sobrevivência que não podem ser preenchidas pelo capital manufacturado (por exemplo, a camada de ozono). A tese essencial de Daly sobre este ponto é que nos encontramos num mundo onde o factor limitador do crescimento já não é o capital criado pelo homem mas sim o capital natural.

– O progresso técnico apenas pode ter impactos extremamente limitados no que respeita ao capital natural. Por um lado, as leis da termodinâmica limitam a reciclagem das matérias e proibem-na para a energia, por outro lado, a capacidade da energia solar para desempenhar o papel de uma *backstop technology* (Nordhaus, 1973) está, no momento actual no centro de vivas controvérsias. Por fim, as novas tecnologias não são necessariamente menos poluentes. A este respeito pode tomar-se o exemplo dos CFC ou ainda dos circuitos integrados que utilizam metais pesados, tais como a platina ou o cádmio, assim como o arsénico, os quais são prejudiciais ao meio ambiente.

– Os preços ou as rendas de raridade não têm qualquer significado. Com efeito, segundo Daly, em matéria de gestão do capital natural, o

mercado deve ser substituído por instituições encarregadas de regular o seu uso e de elaborar indicadores biofísicos. Note-se que a sua enorme quantidade arrisca verificar-se difícil de manipular por um gestor. Quanto ao preço fictício (baseado no valor de uso ou no valor económico total³) do capital natural, este pode atingir o infinito quando se avalia as funções de sobrevivência.

O desenvolvimento sustentável é neste caso definido como o desenvolvimento máximo que pode ser atingido sem diminuir os activos de capital natural da nação que são os seus recursos de base. A regra de sustentabilidade própria desta abordagem pode ser qualificada de conservacionista (SC). Ela é tal que:

$$dK_n/dt = 0$$

Por outras palavras o imperativo de sustentabilidade forte impõe aqui manter constante o *stock* de capital natural.

Tendo em conta as hipóteses anteriores, tal regra implica necessariamente taxas de crescimento económico e demográfico nulas. Com efeito os crescimentos económico e demográfico são susceptíveis de aumentar o consumo de energia e de matérias-primas responsáveis simultaneamente pelo esgotamento dos recursos e por problemas ambientais, ou seja responsáveis pela deterioração e/ou diminuição do capital natural.

Para Daly (1922), a questão central da escala dos danos infligidos ao capital natural é expressa por intermédio dos fluxos e *stocks* de energia e de matéria que atravessam o sistema económico. É o produto do consumo destes últimos *per capita* e da população que permite apreender a amplitude do dano infligido ao capital natural. Com efeito, em razão das leis da termodinâmica, os fluxos e *stocks* de matéria de energia «úteis» são introduzidos na economia e mais tarde descarregados no meio ambiente natural como desperdícios «não utilizáveis». A escala da actividade económica deveria então ser determinada em função das capacidades naturais dos ecossistemas para regenerar os recursos energéticos e materiais e para assimilar os fluxos de desperdícios destes últimos, provenientes da economia. Uma escala desejável para a actividade económica deveria ser aquela que não corrói a capacidade de carga do meio ambiente ao longo do tempo. Aquilo que falta para regular a escala desejada é um conjunto de instrumentos apropriados apoiados em indicadores ambientais físicos.

Para além disso, se a equidade intergeracional se encontra bem no centro desta abordagem, o busílis da questão está provavelmente no tratamento intergeracional da equidade. A paragem do crescimento energético e material num mundo em desenvolvimento poderia constituir um verdadeiro travão a uma «sustentabilidade» que deve, não se esqueça, ser simultaneamente económica, social e ecológica. Ora aqui, as preocupações

³ Pode recordar-se que o valor económico total se define como a soma do valor de utilização, do valor de existência, do valor de opção e do valor de legado.

económicas e sociais são sacrificadas em proveito de preocupações ecológicas. É neste sentido que esta análise e a regra que ela impõe resultam de uma *sustentabilidade conservacionista* (ver primeira parte, capítulo 1).

1.2. UMA HISTÓRIA DA AVALIAÇÃO ENERGÉTICA: DO «TUDO É ENERGIA NO SEU PAPEL DE INDICADOR DE SUSTENTABILIDADE FORTE

A fim de exprimir o impacto das actividades económicas sobre os mecanismos reguladores do meio, quer dizer, sobre o capital natural, há que desenvolver uma bateria de indicadores materiais e energéticos.

Antes de nos debruçarmos sobre tais indicadores, propomos apresentar os métodos que os permitem construir, especialmente os métodos de avaliação energética. A avaliação energética, como aliás toda a avaliação material, pertence aos processos de avaliação que não são baseados nas preferências individuais e sociais.

Nos anos 70, alguns autores tinham já desenvolvido a avaliação energética até um ponto bastante avançado. As suas obras foram quase unanimemente rejeitadas pelos economistas, em grande parte porque os adeptos da avaliação energética tinham demasiada tendência para fazer da economia um ramo da termodinâmica. Depois da segunda metade dos anos 80, os processos de avaliação energéticos conheceram um recrescimento de interesse entre os autores pertencentes ao movimento da «economia ecológica». Parece importante não rejeitar um método que se pode tornar operativo no campo da economia do meio ambiente, sem contudo o apoiar cegamente. Trata-se de clarificar um certo número de problemas inerentes às abordagens económicas que utilizam a avaliação energética e de explicar que as avaliações energéticas e as avaliações baseadas nas preferências não são substituíveis, mas sim complementares para a gestão dos problemas da *interface* economia/meio ambiente (Faucheux e Pillet, 1994).

As tentativas de fundamentar as teorias económicas da medida ou do valor sobre diferentes conceitos de energia têm uma longa história. Há uma tradição de fertilização cruzada entre a economia, a termodinâmica e a ecologia (ver Martinez-Alier, 1987; Ruth, 1994). Pode-se distinguir três conceitos principais da avaliação energética. Um primeiro, erróneo, admite por hipótese que a energia e a moeda são interpermutáveis; um segundo, igualmente insatisfatório, avança que existe uma «teoria energética do valor». Um terceiro, partilhado por Georgescu-Roegen (1971) e Daly, recorre à avaliação energética a fim de determinar os indicadores ambientais, podendo ser uma grande ajuda em matéria de sustentabilidade forte, dependente da abordagem conservacionista. Trata-se portanto, com toda a evidência, da concepção mais interessante, e é isto que tentamos mostrar no decurso desta secção. Na terceira secção deste capítulo voltaremos igualmente a este aspecto.

12.1. A INTERPERMUTABILIDADE DA ENERGIA E DA MOEDA

Os engenheiros-economistas e os neo-energeticistas estão em desacordo sobre um certo número de pontos – primeiramente, sobre o modo exacto de medir a energia – mas concordam em louvar a substituição da moeda pela energia como estalão dos valores.

No início do século XIX, o engenheiro Sadi Carnot observa a existência de um potencial *optimum* de eficácia da energia disponível para certas tarefas físicas bem definidas. Por outras palavras, o mínimo de dispêndio de energia eficaz pode ser calculado analiticamente, tal como os montantes adicionais de energia requerida pelos mecanismos e pelos processos físicos que operam aquém da perfeição (Carnot, 1824). Destas observações resultaram as leis gerais da termodinâmica, que fornecem os estalões necessários à medida da eficácia energética para toda uma série de tarefas físicas (Berndt, 1978). O raciocínio de Carnot evidencia a segunda lei da termodinâmica – ulteriormente chamada «lei da entropia» pelo físico Clausius – que prova a impossibilidade do movimento perpétuo por causa das perdas de energia características de quaisquer conversões energéticas⁴. Carnot considera que as características próprias da avaliação energética dependem do económico, e estabelece assim as bases de uma forma primitiva de avaliação energética destinada a medir a capacidade de um sistema de produção de operar eficazmente utilizando um dado montante de energia. Carnot é assim um dos primeiros a preparar a técnica de avaliação energética, que será posteriormente descrita. A célebre fórmula do coeficiente de Carnot pode, de facto, ser utilizada para comparar a eficácia energética real dos processos económicos e industriais com a sua eficácia económica.

Pode-se desde já observar que este tipo de avaliação energética pode ser utilizado para criar indicadores em matéria de escolhas técnicas ou industriais⁵.

Entretanto, alguns dos seguidores desta escola parecem ter perdido de vista o objectivo original dos primeiros engenheiros-economistas. Com efeito, entre eles, alguns chegaram a comparar toda a actividade económica e social a um mecanismo termodinâmico cujo rendimento energético pode ser optimizado, exactamente como para os motores de combustão interna estudados por Carnot. A visão, que era a dos seus predecessores, de uma dupla medida monetária e energética, é então abandonada, e eles vêm propor uma substituição geral da moeda pela energia.

⁴ Pode observar-se que esta inter-relação entre a economia e a energética foi uma preocupação maior dos engenheiros-economistas franceses do século XIX, tais como Navier, Girard e Clapeyron. Todos estes passaram pela Escola Politécnica, a qual era então o centro de múltiplas tentativas para construir as ciências sociais e económicas sobre o modelo das ciências físicas (Vivien, 1991, 1994a). Aliás, simultaneamente, esta escola deu o impulso decisivo à medida económica tradicional, em particular ao cálculo à margem e à avaliação do excedente (Etner, 1990; Walliser, 1990).

⁵ Este ponto é ilustrado pelos estudos de Berry e Fels acerca da indústria dos veículos motorizados (1972) e pelo de Slessor acerca da economia na sua totalidade (1978).

Entre os engenheiros-economistas que foram mais longe nesta direcção figuram os membros do Movimento da Tecnocracia. Fundada em 1920 por Scott, esta escola de pensamento enraíza-se na América do Norte durante o período que decorreu entre as duas guerras mundiais (Scott, 1933). Em lugar de procurar mostrar melhor como a avaliação energética pode ser utilizada como complemento da avaliação monetária, o seu objectivo é tão simples quanto radical: eliminar o sistema de preços e a moeda, entendidos como perigosos para o equilíbrio económico e o pleno-emprego, e substituí-los por um sistema de avaliação energética e por cupões de energia (Berndt, 1985; Kaberger, 1991). Apesar do Movimento da Tecnocracia ter perdido progressivamente a sua força após a Segunda Guerra Mundial, a ideia de substituir a avaliação monetária pela avaliação energética permaneceu um tema de recurso entre os engenheiros-economistas. Em 1975, por exemplo, Hannon sugere que o governo distribua cupões energéticos aos indivíduos. Do mesmo modo, Slessor (1992) propõe a substituição da avaliação monetária pela avaliação energética, por razões de estabilidade, particularmente nos estudos relativos ao longo termo.

Estas opiniões extremas são partilhadas por alguns biólogos e por um certo número de ecologistas, frequentemente chamados energeticistas ecológicos ou eco-energeticistas.

A energética ecológica remonta a Lotka. O seu livro *Elements of Physical Biology* (1924) tenta descrever sistemas ecológicos complexos utilizando termos e quantidades tirados da termodinâmica. Antes, Lotka (1922a, 1922b) introduz, além do segundo princípio da termodinâmica, o princípio de optimização do potencial de energia, princípio próprio dos sistemas abertos e vivos⁶ que funcionam em estado de desequilíbrio. O princípio de optimização do potencial de energia estabelece que, entre os sistemas em competição, aqueles que «sobrevivem» são os que desenvolvem as formas capazes de optimizar os fluxos de energia disponível. Com base nesta hipótese, pode ser calculada uma taxa óptima de transformação energética para os sistemas socioeconómicos.

Lindeman (1942) segue esta mesma linha de pensamento, desenvolvida desde 1950 por H.T. Odum, o pai da eco-energética moderna, adopta o princípio «de optimização do potencial de energia» de Lotka e tenta estendê-lo e codificá-lo enquanto quarta lei da termodinâmica. Odum define um processo de avaliação energética que denomina de energia incorporada (*embodied energy*) e, de seguida, «eMergia», quer dizer a energia contida definida como meio de medir o impacto cumulativo das energias sucessivas. Posteriormente, discuti-lo-emos em pormenor, mas pode-se desde já observar que a avaliação eMergética mede a qualidade de uma energia específica por meio da transformabilidade solar (Odum e Odum, 1983; Odum, 1988; Pillet e Odum, 1987; Huang e Odum, 1991).

⁶ Este princípio, que assenta simultaneamente na teoria da evolução e nas leis da termodinâmica, remonta de facto à obra, bem anterior, de Boltzmann, que explicava, em 1886, que «a luta pela vida é uma luta pela energia disponível».

A transformidade solar é o montante de energia solar requerido para produzir um equivalente joule de um outro tipo de energia. Os primeiros estudos baseados neste conceito diziam respeito aos ecossistemas e foram de seguida adoptados pelos eco-energeticistas, que os utilizaram para avaliar a contribuição do meio ambiente para a formação do produto económico, quer dizer, como um indicador das contribuições físicas (no sentido de potencial susceptível de produzir um trabalho) para a actividade económica, sob a forma de bens e serviços ambientais gratuitos ou mercantis (Folke, 1986; Pillet, 1990, 1993; Pillet e Murota, 1987). O objectivo era estudar a interacção entre a natureza e os sistemas socioeconómicos em termos de fluxos energéticos.

Também aqui, entretanto, o extremismo da posição segundo a qual «tudo é energia» prevalece cada vez que conceitos ou medidas desenvolvidos pelos eco-energeticistas são transpostos para a análise do funcionamento da sociedade no seu conjunto (Odum e Odum, 1981). Os eco-energeticistas, em particular Odum, rejeitam em última instância a moeda enquanto medida do valor em benefício da energia, a qual, para eles, é uma medida desprovida de ambiguidade e invariável.

A moeda surge principalmente como um meio de facilitar transacções cujo fundamento é energético. As flutuações do valor monetário apenas têm um impacto marginal sobre um sistema económico que obedece em definitivo às variações dos fluxos energéticos dos quais depende. As únicas crises desencadeadas por factores monetários são as que sobrevêm nos períodos em que o fluxo monetário tem de se ajustar ao fluxo energético. Depois de ter estabelecido que os fluxos monetários circulam sempre em sentido inverso ao dos fluxos energéticos e que estes últimos servem de base a todos os fluxos monetários, Odum vem demonstrar que é possível passar de uns para outros e medir energeticamente qualquer unidade monetária. Ele cai então num quantitativismo energético total, procurando uma vez mais reduzir a avaliação monetária à avaliação energética, utilizando uma razão que denomina «razão da energia pela moeda» (Odum e Odum, 1981).

Ora, as tentativas para substituir a moeda pela energia revelam um desconhecimento da natureza, das propriedades e das funções tanto de uma como da outra (Faucheux, 1990).

— A propriedade mais importante da moeda, tal como ela foi descrita por Keynes (1936), é a segurança nominal. Isto significa que qualquer forma escolhida para a representar (moedas, notas, cheques, etc.) é interpermutável sem perda de valor nominal. A transferibilidade com segurança nominal não é, evidentemente, aplicável à energia. Em primeiro lugar, uma caloria sob forma de carvão não possui o mesmo valor de uso que uma caloria sob forma eléctrica. Em segundo lugar, as conversões energéticas não se operam nos dois sentidos. Finalmente, de acordo com a segunda lei da termodinâmica, uma caloria térmica não pode ser integralmente transformada numa caloria mecânica. Esta conversão inclui uma perda de energia potencial que se traduz por um coeficiente de conversão inferior à unidade. O facto de transferir uma forma de energia para outra

acarreta também uma incerteza acerca do montante nominal de energia daí resultante, já que a taxa de conversão depende do tipo de conversor utilizado.

— Uma segunda característica da moeda provém da maneira como ela é criada, e daquilo que constitui a contrapartida tangível (ouro e divisas, créditos de tesouraria, créditos às empresas e às famílias, etc.). A energia, por seu turno, não é jamais «criada», falando com propriedade, mas sempre convertida. A contrapartida da contribuição produtiva energética para o sistema económico é um aumento da entropia. Para mais, enquanto que as alterações na contrapartida monetária, e, logo, na criação da moeda, são potencialmente reversíveis (em particular quando um crédito se extingue), a contrapartida da energia é, como já se viu, irreversível (Georgescu-Roegen, 1971).

— A terceira propriedade da moeda está ligada à existência da taxa de juro. As razões dadas por Keynes, no capítulo 17 da *Théorie générale* para demonstrar que «a taxa de juro significativa é a taxa de juro monetária» confirmam também a incapacidade da energia para fornecer a base de uma taxa de juro económica. A primeira razão avançada é que a moeda deve apresentar uma elasticidade nula face à produção, ou seja deve ser difícil de produzir. A segunda é que ela deve ter uma elasticidade de substituição nula. A terceira e última razão está ligada à preferência pela liquidez. Embora a energia possua, evidentemente, as duas primeiras destas características, a terceira é específica da moeda. Mesmo que houvesse uma «preferência pela energia», os motivos subjacentes deveriam ser os mesmos que os da preferência pela liquidez. Somente nestas circunstâncias a energia seria susceptível de gerar uma taxa de lucro. Estes motivos (rendimento profissional, precaução e especulação) estão directamente correlacionados com as três funções da moeda: instrumento de medida dos valores, instrumento de trocas e instrumento de reserva. Vamos agora examinar se a energia pode preencher estas três funções.

A energia pode servir perfeitamente de norma de medida, a fim de comparar os preços de diferentes bens. Não importa que unidade energética possa assim ser utilizada como unidade na qual os preços sejam eventualmente expressos, a energia possui propriedades de homogeneidade que a tornam aceitável enquanto instrumento de medida, ao nível do valor monetário. Os problemas começam com a segunda função. A escolha de um bem energético que sirva de estalão geral de troca representa um processo mais complicado, e é por esta razão que houve quem sugerisse trocar cupões energéticos, representando um certo valor energético, em vez de «bens energéticos». Evidentemente, estes cupões podem teoricamente ser conservados, o que os torna aptos para o papel de instrumento de reserva a longo prazo.

Os cupões energéticos, no entanto, não teriam tido mais sucesso do que os cupões de trabalho inventados por Robert Owen em 1820 (Owen, 1832). O primeiro problema diz respeito à escolha da base sobre a qual calcular a quantidade de cupões. Deveria esta ser a quantidade de energia consumida, a quantidade de energia potencial ou qualquer outra coisa? De seguida, coloca-se a questão de saber como resolver o problema

da concessão inicial dos recursos. Como fazer funcionar um sistema monetário internacional nesta base? O mecanismo de «crédito bancário» e todas as suas funções, que derivam da criação da moeda *ex nihilo* e que são essenciais à actividade económica, tornar-se-iam impossíveis, visto que não há nenhum meio de prever, nem a quantidade de energia disponível no futuro, nem a quantidade que será consumida.

As tentativas de estabelecer uma conversibilidade entre avaliações monetárias e energéticas surgem como respostas a uma má pergunta.

É claro que «a razão da energia pela moeda», também chamada «monergia» (Pillet e Odum, 1987) – que inclui todos os fluxos energéticos (medidos em unidades energéticas, calorias ou em joules) que entram na composição do PNB (medido em unidades monetárias) – não constitui problema enquanto tal. Constitui mesmo um indicador que pode ser utilizado para comparar diferentes sistemas ecológico-económicos, como se verá em pormenor na próxima secção. A crítica incide sobre as variantes introduzidas por Odum e outros eco-energeticistas quando, após terem determinado essa razão, vêm a utilizá-la como uma chave de conversão entre unidades monetárias e energéticas. Para determinar o valor energético de um bem ou serviço, Odum multiplica simplesmente o seu preço pela sua razão. Este processo é defeituoso em muitos aspectos. Em primeiro lugar, a chave de conversão não é fixa nem no tempo nem no espaço. Para além disso, se se interpretar como X calorias ou em joules= Y €, isto torna-se uma heresia no plano da análise dimensional (Faucheux, 1990).

Os limites que se acaba de descrever são suficientes, segundo nós, para sugerir que a moeda possui um certo número de propriedades únicas que a energia não tem e que, em consequência, as concepções que pregam a substituição da moeda pela energia são deste modo inaceitáveis.

1.2.2. AS TEORIAS DO VALOR ENERGIA

Podolinski (1883) foi o primeiro a tentar combinar o conceito de trabalho como fonte e medida do valor e o conceito de uma substância energética do valor. Fundamentando-se na primeira lei da termodinâmica, explica que todos os bens utilizados pela humanidade são gerados, em última instância, pela energia solar e não pelo trabalho, não servindo este último senão de meio de transformação. A partir da segunda lei da termodinâmica, ele demonstra que a dissipação de energia (entropia) pelos organismos vivos não afecta de modo negativo o fenómeno da vida, visto que a Terra é um sistema termodinâmico aberto constantemente alimentado em energia pelo Sol. Ele mostra que nem todos os *inputs* solares chegam até à Terra e sublinha o papel da vida orgânica nos processos de conversão energética. Examina de seguida os componentes energéticos do trabalho. Ilustra a sua hipótese através de exemplos que figuram entre as obras pioneiras da avaliação energética aplicada a diferentes ecossistemas franceses. Podolinski acreditava que o trabalho mecânico fornecido por um homem que trabalhasse a um ritmo nor-

mal era equivalente a 0,5 KW ou 430 kcal, ou aproximadamente 500 kcal. Ele obtinha assim uma razão energética da produção (em calorias) pelo *input* humano (em calorias). Considerava o organismo humano como uma máquina térmica capaz de transformar 1/5 da energia consumida sob forma de alimento em trabalho muscular, ou seja, em energia mecânica. Esta razão, uma espécie de transposição em termos de rendimentos humanos do coeficiente de Carnot, é chamada «coeficiente económico». Podolinski descreve a eficiência energética humana em termos de conversor de energia calorífica que transforma calorias em energia mecânica. Tendo em conta o facto que os humanos consomem também algo que não o alimento, e que uma proporção da população não trabalha (crianças, velhos), ele chega a um «coeficiente socioeconómico» médio de cerca de 1/10. Este valor flutua com o grau de desenvolvimento da economia em questão.

Marx e Engels defenderam ambos as opiniões de Podolinski acerca da importância da fotossíntese (embora o termo não tivesse ainda sido inventado; na época) e acerca da inseparabilidade do trabalho humano e da energia solar na criação do valor. No entanto, eles rejeitaram a ideia de substituir por uma avaliação energética uma avaliação com a ajuda do trabalho, provavelmente por razões ideológicas. É verdade que a hipótese energética tende a relegar para segundo plano a relação economia/sociedade, quer dizer, as relações de produção, que Marx e Engels se esforçavam por sublinhar na análise do capitalismo, em proveito da relação economia/natureza. Os dois autores poderiam ter estado na origem da utilização da avaliação energética nas sociedades socialistas (Tartarin, 1980).

A história da teoria marxista está cheia de dissensões entre os adeptos da avaliação energética e os da avaliação através do trabalho. Por exemplo, Bukharine (1921) segue Bogdanov (1899) na ideia segundo a qual a avaliação económica deve ser feita com base em quantidades físicas, quer dizer, unidades energéticas. O processo económico é aqui entendido como um ciclo de trocas energéticas. Esta abordagem tinha também defensores na União Soviética, nos anos 20, entre os «comunistas de esquerda», que se opunham à avaliação através do trabalho. Entre eles, Smit e Lepinov introduziram a ideia de que a energia incluída na produção poderia servir como unidade física de medida no estabelecimento de uma norma económica. Pode acrescentar-se, numa época recente, autores como Tartarin (1980), que escreve: «Se a fonte do valor é a força de trabalho, então a fonte da força de trabalho, não é ela a energia calorífica?» (p. 87.)

Pensamos haver diversas razões para rejeitar as teorias energéticas do valor.

Segundo este ponto de vista, todos os outros factores incluídos na produção – trabalho, matérias-primas, capital e o agregado de recursos naturais – podem ser reduzidos ao da energia. Podemos denominar isto um «energetismo total» e partilhar a análise crítica feita por Georgescu-Roegen desta «doutrina», à qual ele chama «economia política energética» (Georgescu-Roegen, 1982a).

– Uma primeira crítica provém do desacordo acerca do método mais apropriado para a quantificação dos custos de trabalho neste quadro da

análise energética. Alguns autores não incluem em absoluto o trabalho (Chapman, 1974; Slessor, 1978, 1987), enquanto que outros utilizam o componente energético do alimento consumido pelos trabalhadores (Pimentel, 1979). Alguns autores calculam os custos energéticos totais do trabalho, quer dizer, não só o consumo de alimento, mas também a energia incorporada nos bens e serviços utilizados pelos trabalhadores (Punti, 1987). Finalmente, outros ainda atribuem um valor energético ao trabalho, com base no valor monetário do salário anual dos trabalhadores, utilizando a chave de conversão, descrita mais acima, entre avaliação energética e avaliação monetária (Odum e Odum, 1981; Folke, 1988). É contudo claro que, quaisquer que sejam as vantagens e os inconvenientes de cada um destes métodos, o trabalho não pode ser reduzido à energia. A razão essencial disto é que a teoria do valor energético não é mais capaz do que a teoria tradicional do valor do trabalho de operar a passagem do trabalho complexo ao trabalho simples.

Para além disso, pode parecer reducionista exprimir matérias físicas em termos exclusivamente energéticos. Considerados como *inputs* da produção, algumas matérias não são intermutáveis (mercúrio, alumínio, cromo e outros recursos minerais raros). Sem elas, certos bens não podem ser produzidos. Quando recursos naturais agregados são considerados unicamente em termos energéticos, isso pode acreditar a ideia de que é possível uma intermutabilidade entre as duas categorias.

O problema final consiste em atribuir um valor energético ao capital, o qual, para a sua formação, não requer apenas energia, mas também trabalho, recursos minerais e outros recursos naturais. Pensamos que o conteúdo energético do capital, do trabalho (utilizando a análise melhor adaptada ao problema específico colocado), dos recursos naturais e das matérias-primas pode ser calculado com o objectivo de estabelecer um determinado número de indicadores. No entanto, isto não implica que a energia seja capaz de produzir qualquer coisa por si só. Tal também não deve conduzir a uma qualquer conclusão em matéria de intermutabilidade dos numerosos factores em causa.

— Uma segunda crítica provém do facto de que uma teoria energética do valor, quer ela seja estabelecida em termos de custos de matérias ou de custos de produção, não inclui como factor a procura do consumidor e é calculada independentemente de qualquer preferência subjectiva do consumidor. Esta é a razão pela qual, por exemplo, é erróneo igualar o «valor» de uma zona de recreio a uma qualquer energia incorporada. Neste caso, a abordagem baseada na avaliação das preferências pode gerar uma melhor informação.

— Um terceiro limite das teorias energéticas do valor é que o valor económico inclui o valor de numerosos outros *inputs*, cada um dos quais possui os seus próprios atributos, a sua oferta disponível, as suas utilizações finais e os seu preço. Neste contexto, a noção de preço fictício (*shadow price*) para os *inputs* em recursos primários e para a capacidade de assimilação dos desperdícios pelo meio ambiente resulta mais de uma teoria económica do valor que de uma teoria energética do valor.

— Um quarto problema na formulação da teoria energética do valor é o problema espinhoso da relação entre os valores energéticos a longo prazo e as variações de preço a curto prazo, quer dizer, o problema recorrente conhecido sob o nome de «problema da transformação» (Judson, 1989). Alguns autores sugeriram a utilização das intensidades energéticas por dólar para obter por extrapolação os preços monetários a partir dos valores energéticos (Costanza e Herendeen, 1984; Costanza, Farber, Maxwell, 1989). Entretanto, também aqui, reencontra-se o problema da chave de conversão entre as avaliações monetárias e energéticas e as objecções já mencionadas a este respeito.

Para resumir, parece não ser a partir das técnicas energéticas de avaliação que se poderá propor uma nova abordagem económica do valor. Um método melhor seria sugerir meios de alargar e melhorar a abordagem económica convencional do valor, baseada nas noções de optimização sob uma barreira e de eficácia no uso dos recursos, e isto tomando em conta as barreiras ambientais.

1.2.3. A AVALIAÇÃO ENERGÉTICA COMO MEIO DE DETERMINAR OS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE FORTE

Uma terceira corrente utiliza a avaliação energética para determinar as barreiras e os indicadores de sustentabilidade forte.

De acordo com a segunda lei da termodinâmica, o processo económico é considerado como uma transformação contínua da baixa entropia em direcção à alta entropia contida nos desperdícios últimos. Isto significa que toda a energia utilizada pelo sistema económico para a produção reaparece inevitavelmente após a produção sob uma forma degradada (fumo, cinza, lixos, etc.), ou seja, enquanto poluição. Pode-se então deduzir daí o interesse em recorrer a indicadores energéticos a fim de gerir em simultâneo o esgotamento da energia e das matérias-primas e a criação de desperdícios pelo sistema económico.

Neste espírito, Judson (1989) descreveu uma escola de pensamento para a qual o conteúdo energético de um bem não é considerado como o fundamento do valor desse bem, mas que analisa no entanto os custos totais de produção em termos energéticos. Reencontra-se aqui a divisão tradicional entre os marxistas, que buscam uma causa primeira ou um fundamento para o valor, e os neoricardianos ou seguidores de Saffra, que buscam antes um padrão de valor que reflecta os custos de produção. De um ponto de vista neoricardiano, a energia poderia representar a norma ideal de valor, não só por causa das características no plano da medida, de que se falou na secção anterior, mas também devido ao facto desta ser um bem fundamental. Entretanto, o desafio essencial dos neoricardianos perante os marxistas é a sua afirmação de que o valor de um bem pode ser exprimido em termos da sua relação de troca com qualquer bem *standard* ou fundamental, e não apenas em termos do trabalho requerido

para a sua produção deste ponto de vista, a energia é um bem fundamental ideal, visto que é indispensável à produção de qualquer outro bem. O conteúdo energético de um bem não é avançado enquanto fundamento de valor (como na abordagem de Marx), mas antes enquanto custo total de produção em termos energéticos.

Esta abordagem é partilhada por alguns economistas da escola da «economia ecológica» e dos engenheiros-energeticistas. Na vanguarda deste movimento encontram-se autores como Costanza (1991a), Cleveland (1992) ou Peet (1993), que consideram que uma teoria do valor assente na energia incorporada é «na realidade uma teoria do valor do custo de produção na qual todos os custos são resumidos à energia solar necessária à produção» (Costanza, 1981, p. 140). A maior parte dos autores que utilizam os métodos *input-output* em termos energéticos pertencem efectivamente, explicitamente ou implicitamente, a esta escola (ver também O'Connor, 1991, 1995). A análise energética *input-output* oferece um método para incluir a energia requerida para produzir um bem ou um serviço. Trata-se de traduzir os custos pelo seu valor energético.

Note-se, entretanto, que o objectivo da maior parte destes autores ao debruçarem-se sobre a energia utilizada no processo de produção não é construir uma nova teoria do valor, mas antes estabelecer um certo número de indicadores energéticos a fim de ajudar à tomada de decisão em matéria de sustentabilidade forte.

A partir das avaliações energéticas podem ser construídos diversos tipos de indicadores de sustentabilidade forte. Para compreender bem o seu alcance, parece indispensável os diversos processos de avaliação energética (entálpica, exérgica, mérgica e entrópica) a partir dos quais foram obtidos.

— O primeiro modo de medir a energia consiste em utilizar o processo de avaliação entálpico. A entalpia (do grego *enthalpein*, tornar quente) é uma função termodinâmica de um sistema. Ela é equivalente à energia interna mais o produto da pressão multiplicada pelo volume. Enquanto métrica, a entalpia exprime as formas energéticas em equivalentes-calor. Satisfaz a primeira lei da termodinâmica (a lei de conservação da matéria e da energia) no sentido em que a substituição das diversas formas energéticas é perfeita quando as convertemos em energia térmica. Este processo pode ser utilizado para estabelecer os balanços energéticos em equivalentes calor.

Este processo de avaliação energética é utilizado quando as formas energéticas em causa no sistema possuem coeficientes de conversão bem conhecidos. É este o caso nos sistemas bem definidos que assentam em combustíveis fósseis, excluindo as formas de energias ambientais renováveis tais como a energia hidroeléctrica. Esta é a técnica *standard* de agregação de diferentes tipos de energia segundo os seus equivalentes térmicos (ou seja joules, Btu, etc.) e esta não pode fazer nenhuma distinção entre as fontes de energia de baixa entropia (tal como a energia solar) e as fontes de alta entropia (tais como o petróleo ou o gás natural). Para

ilustrar o modo como este processo actua na prática, definem-se n tipos de combustíveis no tempo t, tais como $E1t, E2t, \dots, Ent$, onde E designa o equivalente térmico de cada tipo de combustível. A abordagem da avaliação entálpica define uma energia agregada (Et) no tempo t como sendo $Et = E1t + E2t + \dots + Ent$ (Cleveland, 1992).

A avaliação entálpica é a base do método de contabilidade energética, desenvolvido no início dos anos 70, no contexto da análise macroeconómica («contabilidade energética» nacional) ou microeconomia («contabilidade energética» industrial) com o objectivo de calcular respostas às mudanças intervenientes na oferta de energia e no seu preço.

A contabilidade energética é baseada nos modelos *input-output*. A análise energética *input-output* é um domínio da aplicação particular da análise *input-output*, no qual é realçada a energia primária requerida pela produção e pelo consumo numa dada economia. A obra de Boullard, Herendeen, Hannon e dos seus colegas do Centro de Cálculo Avançado da Universidade de Illinois (Hannon, 1972, Hirst e Herendeen, 1973; Boullard e Herendeen, 1975) destacou-se como trabalho pioneiro da matéria.

Esta última pode ser utilizada pelos gestores a fim de avaliar a energia incorporada requerida para produzir um bem ou fornecer um serviço, do mesmo modo que o montante de energia primária directa e indirecta dissipada ao produzir e distribuir os bens e serviços no mercado (Slesser, 1987). As necessidades totais de energia directa e indirecta para a produção de um bem e de um serviço representam neste caso o montante de toda a energia incorporada ou bloqueada dentro de um bem — à qual nos referimos frequentemente sob o nome de necessidade bruta de energia (*gross energy requirement*).

Este último pode servir de indicador na formulação da política energética e, por extensão, da política ambiental. Foi publicado um trabalho empírico considerável a respeito da estimativa das necessidades brutas em energia de determinados bens. O estudo pioneiro de Hannon (1972) acerca da reciclagem de caixas metálicas é de assinalar, pelo facto de tentar também estabelecer os efeitos do aumento dos preços da energia sobre a repartição dos rendimentos com a ajuda de uma análise das despesas energéticas directas e indirectas.

A análise da energia líquida (*Net Energy Analysis*) constitui um desenvolvimento adicional da compatibilidade energéticos *input-output*. O objectivo desta análise, que resulta da observação bastante simples de que é necessária energia para produzir energia, é estabelecer o montante de energia útil posto à disposição por um sistema energético, feita a dedução dos custos energéticos do estabelecimento desta disposição. Este tipo de análise foi muito utilizado nos Estados Unidos a partir de 1974 para a tomada de decisões no domínio dos investimentos na produção energética (por exemplo, para escolha entre energias alternativas e convencionais).

Dois tipos de razões são dadas para este método.

A primeira é o rendimento energético do investimento (*Energy Return on Investment*) ou EROI, ou relação da energia posta à disposição sobre

os custos energéticos (Cleveland, Costanza, Hall, Kaufmann, 1984; Hall, Cleveland, Kaufmann, 1986). Este EROI, em equivalente térmico é definido por:

$$EROI_t = \frac{\sum_{i=0}^n E_{i,t}^o}{\sum_{i=1}^n E_{i,t}^c}$$

relação na qual E^o e E^c são respectivamente os *output* e *input* de energia de tipo n no tempo t , medidos em equivalentes térmicos. Isto representa um meio de comparar o montante de energia posta à disposição da sociedade por um dado sistema energético e energia directa e indirecta utilizada neste processo de disposição. A segunda é a relação inversa da primeira trata-se da necessidade de energia para a energia (*Energy Requirement for Energy*) ou ERE (Slessor, 1992), que mede a energia primária necessária à criação de um dado montante de energia.

Estas razões podem ser utilizadas como indicadores ambientais e, mais especialmente, como indicadores da raridade dos recursos naturais. O motivo disto é que é preciso tanto mais energia necessária para extrair e refinar um recurso quanto este se torna raro ou a sua qualidade declina. Por outras palavras, quando o ERE aumenta (Slessor, 1992) o EROI diminui (Cleveland, 1992; 1993).

É contudo importante notar que os quadros energéticos *input-output* são, de facto frequentemente baseados em quadros *input-output* em termos monetários (Pillet, Faucheux, Levarlet, Noël, 1991). Há dois modos principais de proceder a este respeito (Hall, Cleveland, Kaufmann, 1986; Peet, 1993).

O primeiro método consiste em utilizar um quadro *input-output* expresso em termos monetários. Os coeficientes que indicam os consumos intermédios em valor são então divididos pelo vector de custo destes bens intermédios. Assim uma matriz que indique os *inputs* do consumo em dólares por dólar de valor do bem produzido (*output*) gera uma matriz que indica o consumo em quantidade por dólar de valor do bem produzido. Um segundo método, baseado desta vez sobre o custo do *output*, gera uma matriz que indica os *inputs* em quantidade por unidade física do produto. Quando só é tomado em consideração o consumo energético para calcular os consumos intermédios, e quando se tem o cuidado de incluir a energia incorporada nas fases anteriores da produção dos bens intermédios, pode então ser obtida uma matriz de coeficientes em termos energéticos. O segundo método impõe que se parta de um quadro *input-output* expresso em valores monetários e que este seja dividido de seguida pelas intensidades energéticas (razão da energia consumida pelo valor acrescentado) de cada bem do consumo intermédio, de modo a criar de novo uma matriz que exprima os coeficientes energéticos. Rencontra-se aqui a

famosa chave de conversão entre valores monetários e energéticos da qual se havia falado na primeira secção. Isto constrange a aplicabilidade dos indicadores energéticos, os quais podem ser obtidos a partir deste tipo de contabilidade energética.

Mais interessante é a criação de matrizes *input-output* – quando os dados estão disponíveis – em termos directamente energéticos. Para calcular as razões precedentes, deve-se primeiramente agregar os diversos tipos de combustíveis e a electricidade com a ajuda entálpica. Apesar deste método apresentar a vantagem da simplicidade, ele deixa de parte o facto dos Btu de diversos combustíveis terem capacidades diferentes para fornecer trabalho e, portanto, diferirem do ponto de vista da sua utilidade económica. Por exemplo, uma Btu de electricidade pode efectuar mais trabalho útil que uma Btu de petróleo, e uma Btu de petróleo, por seu turno, mais do que uma Btu de carvão. Isto limita a métrica entálpica na sua utilização nos sistemas de *interface* economia-meio ambiente. Para além disso a métrica entálpica apresenta a mesma desvantagem que as avaliações em termos de massa utilizadas nas compatibilidades de matérias-primas, a saber, como agregar quantidades fundamentalmente heterogéneas (Noël, 1977). Quando se junta joules de combustível a joules eléctricos, o método de avaliação entálpica e as análises e razão que este engendra não tomam suficientemente em conta os aspectos qualitativos das diversas formas energéticas.

– Contrariamente ao método precedente, o método de avaliação *exergético* integra as propriedades qualitativas da energia. Como já foi mencionado, a teoria da exergia remonta a Carnot. Ela implica a consideração da primeira e da segunda lei da termodinâmica e pode ser utilizada para quantificar aquilo que é qualitativamente descrito como uma deterioração da energia, ou seja o esgotamento termodinâmico de um dado sistema. Sob a sua forma mais geral a exergia é um conceito que combina energia (entalpia) e entropia (Borel, 1991).

A exergia é calculada multiplicando o equivalente calor de um combustível ou de uma fonte térmica pelo factor de Carnot correspondente $[1 - (T_a/T_o)]$, no qual T_a e T_o representam respectivamente a temperatura ambiente e a temperatura produzida à saída do processo, ambos medidos em graus Kelvin⁷.

⁷ Na literatura aparecem outros nomes para designar conceitos virtualmente idênticos à exergia, tal como se acaba de explicar. Estes são: a disponibilidade energética, a energia disponível, a energia potencial e a essergia. A disponibilidade energética e a energia disponível designam a energia potencial capaz de efectuar um trabalho mecânico. A energia potencial designa o montante de energia armazenada (ou um sistema definido como uma função do montante de energia armazenada neste sistema) e exprime o esgotamento energético durante o processo de produção. A essergia designa capacidade das fontes energéticas ou de combinações de algumas delas para efectuar trabalho mecânico (ver Pillet e Murota, 1987). Finalmente a exergia designa os «equivalentes energéticos efectivos em unidades de trabalho mecânico».

Enquanto métrica, a exergia avalia as formas energéticas segundo a sua capacidade de realizar trabalho mecânico. Ela pode ser definida de modo geral como «o montante máximo de trabalho que se pode extrair de um sistema» ou, mais precisamente, como o princípio segundo o qual «o sistema tende a estar em equilíbrio com o seu meio ambiente».

A hierarquia das avaliações exérgicas é baseada no trabalho máximo que pode ser obtido para um dado tipo de conversão energética. Falando em sentido estrito, a exergia deveria ser calculada a partir do rendimento de Carnot isto implica que se seleccione uma temperatura de referência para calcular este rendimento o que torna difícil a definição de uma norma. Para além disso, o rendimento de Carnot é uma noção puramente teórica. Estes dois pontos impedem analisar como diferentes formas energéticas se podem substituir umas à outras, o que constitui no entanto o factor mais importante a ter em conta de um ponto de vista económico ou ambiental, em particular no caso de eventual aumento do efeito de estufa. Calcular a exergia na base do rendimento bem conhecido de uma central térmica é um meio de estabelecer uma norma e de exprimir numericamente a «forma energética» cujo rendimento se aproxima da unidade. Isto explica porque a electricidade é convencionalmente considerada como tendo um valor exérgico unitário. Pode-se então classificar todas as outras formas energéticas sobre esta escala com coeficientes que são todos inferiores à unidade.

O conceito de avaliação exérgica inclui também aquilo a que se chama o cálculo exérgico. O cálculo energético não é apenas um conjunto de definições mas um método prático para orientar as decisões no domínio da gestão energética e das economias de energia (Le Goff, 1979). Com a ajuda deste método podem ser gerados um certo número de indicadores ambientais. Mais importante ainda, este método de avaliação exérgica gera indicadores mais fiáveis que os acima discutidos. Por exemplo, Cleveland sugere determinar um rendimento do investimento energético corrigido a fim de compreender a qualidade EROI*, definido como:

$$EROI_t^* = \frac{\sum_{i=1}^n \lambda_{i,t} E_{i,t}^o}{\sum_{i=1}^n \lambda_{i,t} E_{i,t}^c}$$

expressão na qual $\lambda_{i,t}$ representa o factor de qualidade para o combustível de tipo I no tempo t, exprimido a partir de um índice exérgico, e E^o e E^c representam respectivamente os equivalentes térmicos tradicionais dos *outputs* energéticos e os custos da energia.

Nestas condições, para cada tipo de conversor energético (centrais térmicas com turbinas de gás, aparelhos domésticos automóveis, etc.) é possível calcular os rendimentos de tipo *input-output* energético. Isto vai medir a eficácia das conversões reais. O rendimento de Carnot serve uni-

camente de limite superior teórico para os rendimentos atingíveis no decurso de um longo período de tempo. Comparando o rendimento de Carnot com o rendimento efectivo durante uma conversão energética é possível determinar um potencial máximo teórico de economias de energia, ou seja um indicador teórico de dissipação energética. Entretanto, em vez de calcular o potencial máximo de racionalização energética em condições de *optimum*, é preferível calcular o rendimento energético médio efectivo correspondente. A diferença entre o rendimento médio efectivo para um dado conversor energético e o rendimento energético máximo estabelecido em condições óptimas, do ponto de vista das técnicas existentes, define aquilo a que se pode chamar o *optimum* potencial de economias de energia. Por conseguinte, uma análise dos rendimentos energéticos que só é possível com a ajuda de um sistema de avaliação exérgica, fornece um indicador que pode ser utilizado na gestão ambiental em ligação com o *optimum* potencial de economias de energia. Este indicador revela o potencial de economias de energia para um simples processo produtivo ou para o conjunto de uma industria nacional e facilita também as comparações internacionais. Wall (1990), após ter efectuado uma análise deste tipo no Japão, no ano de 1985, concluía que apenas 21 por cento dos fluxos de matéria e de energia que entram no sistema de produção encontram finalmente uma utilização sob forma de bens e serviços – sinal de que o sistema alberga vastos potenciais de economias de energia e de racionalização energética.

O indicador pode ser utilizado como guia para uma política que vise limitar ao mesmo tempo o consumo energético (em particular, de energias fósseis) e as emissões de gás carbónico envolvidas no aumento do efeito de estufa. Pode-se assim mostrar que um sistema de impostos baseado no *optimum* potencial de economias de energia seria mais eficaz em termos de protecção ambiental e mais equitativo que um imposto progressivo sobre o conteúdo em carbono, o consumo energético ou uma combinação dos dois. A maior vantagem é que as indústrias, que são estruturalmente grandes consumidoras de energia, não seriam muito fortemente taxadas se pudessem provar que o seu consumo energético baixou num montante apreciável através da aplicação da melhor tecnologia disponível. Um imposto baseado neste tipo de indicador penaliza somente as dissipações energéticas, o que pode aliás parecer estar em conformidade com o princípio poluidor-pagador (Faucheux e Noël, 1992).

Finalmente a avaliação exérgica e o cálculo energético são úteis para estabelecer o máximo de trabalho que pode ser obtido a partir de diferentes fontes energéticas (não a partir de todas as fontes energéticas, mas somente a partir daquelas de que se pode extrair trabalho mecânico). Deveria então ser possível otimizar o rendimento económico obtido das diversas fontes energéticas em competição, as quais diferem do ponto de vista da sua capacidade em fornecer um trabalho mecânico mas não na sua capacidade em efectuar um trabalho ecológico (desenvolvimento *versus* protecção do meio ambiente). Esta abordagem pode ser utilizada

para definir as escolhas de substituições entre diferentes formas energéticas. Porém, o inconveniente essencial do método de avaliação exérgica e das análises indicadores daí obtidos é que estes não cobrem outros usos para além do trabalho mecânico. Isto reduz evidentemente o seu interesse para a análise da interface economia-meio ambiente. Para mais, como o demonstrou Odum (1983), o trabalho útil que uma dada forma energética é capaz de fornecer inclui o trabalho mecânico, mas não se limita a este.

— Tal como já foi mencionado, Odum propôs igualmente um meio de tomar em consideração a qualidade da energia, quando observava que a saúde do sistema económico dependia do trabalho produtivo dos processos naturais. Odum e Pillet (1987) estabeleceram uma metodologia para medir a qualidade da energia nos sistemas ecológico-económicos. Eles estabelecem uma hierarquia energética com base na capacidade de fornecer trabalho sem se restringir ao trabalho mecânico. Este processo de avaliação energética é denominado eMergia. Enquanto métrica, a eMergia descreve o grau das formas energéticas na base da energia solar incorporada. Consiste esta em medir todos os recursos naturais e os bens e serviços produzidos «transformidade solar». Aplica à matéria e à energia unidades comensuráveis, os joules incorporados ou em joules. Este método de avaliação eMergética tem também a vantagem de oferecer um numerário. De facto, se todos os recursos energéticos forem normalizados em função da energia solar, a energia surge como um montante de energia que, qualquer que seja a sua natureza corresponda à energia solar requerida para o produzir. Quando esta é utilizada com discernimento, o método é extremamente útil para o estudo da *interface* economia-meio ambiente. Isto deve-se ao facto dela permitir uma medida compatível e homogénea da contribuição de todos os fluxos naturais mercantis ou não mercantis para a produção económica. A análise eco-energética desenvolvida a partir da técnica de avaliação eMergética, que é igualmente conhecida sob o nome de análise da *externalidade* energética (Pillet, 1993) foi aplicada a ecossistemas como a sistemas comportando um *interface* economia-meio ambiente. Esta análise foi utilizada para medir bens e serviços tanto ambientais como económicos na base de uma energia da mesma fonte.

O *interface* economia-meio ambiente susceptível de ser estimado com a ajuda de uma análise eco-energética é mais vasto do que o que foi estimado com a ajuda das duas análises energéticas estudadas anteriormente, ou seja a contabilidade energética e o cálculo económico. Evidentemente, a análise eco-energética integra o que Slessor (1993) chama «fluxos energéticos devidos ao homem» e «fluxos energéticos naturais», ao passo que a contabilidade energética e o cálculo energético dizem preferencialmente respeito aos primeiros.

Os fluxos naturais são os que se situam no interior dos ecossistemas, tais como os fluxos solares e certos fluxos materiais implicitamente possuidores de um aspecto energético, tal como a água da chuva. Os fluxos devidos ao homem são as fontes de energia fóssil ou fóssil extraídas da

terra pelo homem, quer dizer as fontes energéticas mercantis consideradas pela análise económica padrão como sendo factores de produção.

Sob estas condições, a técnica de avaliação eMergética pode ser utilizada para reunir um certo número de indicadores do papel dos serviços ecológicos não mercantis, tais como os oferecidos pela água, o solo ou o clima, nos processos económicos. Alguns destes indicadores (o «rendimento eMergético líquido», a «taxa de investimento eMergético» e a «taxa de exterioridade energética», podem explicitar a parte dos *inputs* naturais mercantis e a dos *inputs* naturais não mercantis oriundos do meio ambiente no seio de um processo produtivo. Eles ajudam a ver em que medida cada país explora as possibilidades do seu meio ambiente natural.

Na mesma lógica, pôde sugerir-se que pode ser calculada uma razão eMergia/\$ (ou monergia) a fim de estabelecer a intensidade energética de diferentes processos ecológico-económicos. Desde que esta razão não seja utilizada como chave de conversão entre \$ e joules, ela constitui um indicador para comparar diferentes sistemas ecológico-económicos.

Deve-se contudo sublinhar que essa razão varia no espaço, no tempo e segundo a produtividade, tanto natural como tecnológica, dos sistemas ecológico-económicos. Isto torna a razão interessante, mas proíbe o seu uso num objectivo geral e especialmente para as análises cruzadas e de longo prazo e, logo, para a análise da sustentabilidade. A razão é igualmente instável devido ao componente monetário do seu denominador. Estes indicadores não são portanto válidos a não ser que a hipótese de equilíbrio ou de estado estacionário se verifique claramente.

Para além disso, a análise eco-energética pode ser utilizada como instrumento de comparação de diferentes estratégias de gestão dos recursos naturais. Ela pode, em particular, completar o cálculo energético baseado na técnica de avaliação exérgica, de modo, a servir de guia para a substituição entre recursos naturais. Pode ser dado um exemplo num estudo feito sobre as diferentes estratégias de criação de salmão no Báltico (Folke, 1986, 1988). Os resultados mostram que, com base numa produção anual de quarenta toneladas de salmão, a contribuição dos serviços naturais não mercantis era de quatro a sessenta e três vezes mais elevada que a dos serviços naturais mercantis, no caso os da energia fóssil. Para mais, parece que o *sea ranching* beneficia dez vezes mais dos serviços naturais não mercantis do que a criação em viveiros, mesmo que se tenha em conta a energia consumida pela pesca. Tal análise fornece uma informação que ajuda a fazer economias de recursos naturais e alarga por conseguinte o campo das acções destinadas a repelir a «finitude».

No entanto, a técnica de avaliação eMergética e a análise eco-eMergética nela baseada não estão isentas de críticas. Fora do problema da chave de conversão utilizada por Odum para passar das avaliações monetárias às avaliações energéticas e vice-versa, das quais não necessitamos ao utilizar a avaliação energética como indicador ambiental, as outras críticas provêm da hipótese, colocada por Odum e seus colegas,

acerca da estabilidade das transformidades no tempo e no espaço (Cleveland, 1992; Slessor, 1993). Se bem que esta crítica seja fundamental, não pensamos haver aí uma razão suficiente para rejeitar a avaliação energética assim como as análises indicadores que dela resultam.

— O conceito de entropia «encontra a sua origem na constatação de que, num sistema fechado, qualquer processo irreversível se desenrola de tal modo que a entropia aumenta» (Van Gool e Bruggink, 1985). A entropia é utilizada para descrever essa alteração energética. O princípio é que, no estudo de qualquer processo-tipo de alteração devida à interdependência entre meio ambiente e economia, é útil saber a quantidade de energia em causa e a amplitude das perdas energéticas irreversíveis (Spreng, 1988). A definição da entropia é que, num processo «reversível», a entropia do sistema principal decresce à mesma taxa que cresce a entropia do meio ambiente. No entanto, nos sistemas do mundo real, caracterizadas por uma perda irreversível, a entropia do meio ambiente cresce mais que a do sistema principal.

Enquanto métrica, a entropia surge como um meio de medir as perdas irreversíveis de sistemas energéticos que compreendem diversas energéticas. Isto pode ser feito graças a balanços entrópicos.

O método de avaliação entrópica constitui a base da análise entrópica, mencionada mais acima, desenvolvida pelas mais diversas correntes. Entre estas, podem citar-se os autores neo-austríacos, que baseiam uma escala de poluição sobre uma escala entrópica. A produção de entropia é neste caso considerada como um indicador da importância da poluição.

Para melhor compreender esta abordagem, considera-se um sistema económico que utilize, para produzir bens e serviços, dois recursos diferentes, de volume respectivo V_1 e V_2 . Quando os recursos são consumidos, poluem a biosfera com emissões e desperdícios. Isto aumenta efectivamente a entropia. Admita-se por hipótese que os dois recursos são completamente inseparáveis da produção e que eles se comportam como gases ideais. Então

$$\Delta S = R \left[N_1 \log \left(\frac{V}{V_1} \right) + N_2 \log \left(\frac{V}{V_2} \right) \right] > 0$$

expressão na qual R é a constante universal dos gases e V o espaço ecológico correspondente, que poderia ser a biosfera ou um subsistema desta. Isto reflecte o aumento da entropia no meio ambiente. Para além disso existe um fluxo contínuo de entropia no meio ambiente. Este fluxo é gerado pelos processos da produção económica. Deve sublinhar-se que as matérias e a energia são conservadas no processo de produção em virtude da primeira lei da termodinâmica. A entropia pode ser utilizada como uma medida altamente agregada da poluição.

Tome-se V como o espaço ecológico correspondente à medida total da densidade de produção de entropia U no espaço considerado pode ser determinada por:

$$U = \frac{1}{V} \frac{dS}{dt}$$

Expressão na qual dS/dt é o aumento da entropia ao longo do tempo.

Para cada poluente (i) pode ser definido um tipo semelhante de medida (U_i). A abordagem entrópica da análise da poluição consiste, neste caso, em identificar a densidade da produção de entropia no subsistema de i moléculas e a poluição química e/ou radioactiva e/ou térmica associada a cada molécula (Faber, Niemes, Stephan, 1987).

Na mesma orientação, Kümmel e Schüssler (1991) propuseram um indicador denominado HOENS (*Heat Equivalent Of Noxious Substances*), equivalente térmico de substâncias nocivas, útil para analisar a produção de entropia das centrais nucleares e térmicas. O HOENS é definido como a expulsão de calor residual de um dado processo de produção comportando um controlo da poluição, dividido pela energia primária que deveria entrar como *input* no mesmo processo, na ausência de qualquer dispositivo de controlo da poluição.

Do mesmo modo, Ayres e Martinàs (1993, 1995) propuseram uma abordagem entrópica original dos desperdícios⁸. Introduzem um indicador, o potencial- π de geração de entropia, que mede a faculdade potencial que um desperdício teria de causar processos físicos ou químicos incontrolados nos sistemas ambientais. Os autores anunciam que o seu indicador é calculável a partir de quantidades mensuráveis, o que permite encarar diversos casos de aplicações práticas (para mais pormenores, ver van den Hove, 1994a e 1995b).

Assim, a análise entrópica surge como uma única análise energética a ser centrada nos poluentes que deixam o sistema, mais do que na energia ou nos recursos naturais que nele entram.

Em suma, os métodos de avaliação energéticos, que fazem parte dos métodos não baseados nas preferências, podem ser utilizados complementarmente aos métodos baseados nas preferências no que respeita ao *interface* economia-meio ambiente. Os métodos de avaliação energética e as análises energéticas daí provenientes tornaram possível o desenvolvimento de um certo número de indicadores ambientais. Por meio das inter-relações entre economia e ecologia pode ser dado um resumo dos papéis das análises energéticas.

O quadro 8.1, que se segue, mostra que as relações economia-economia se encontram no primeiro quadrante A, enquanto que as relações econo-

8 Partindo do princípio que «contrariamente à tese principal de *Limits to Growth* (Meadows et alii, 1972) não é a disponibilidade de recursos que limita o crescimento económico global mas as consequências ecológicas dos fluxos de materiais provocados pelo homem» (Ayres e Schmidt-Bleek, 1993), os autores concentram-se no problema dos desperdícios.