

Esta conclusão ( $\mu=0$ ) modifica a segunda condição de transversalidade (3.18), que se reduz simplesmente à nulidade do lucro em T.

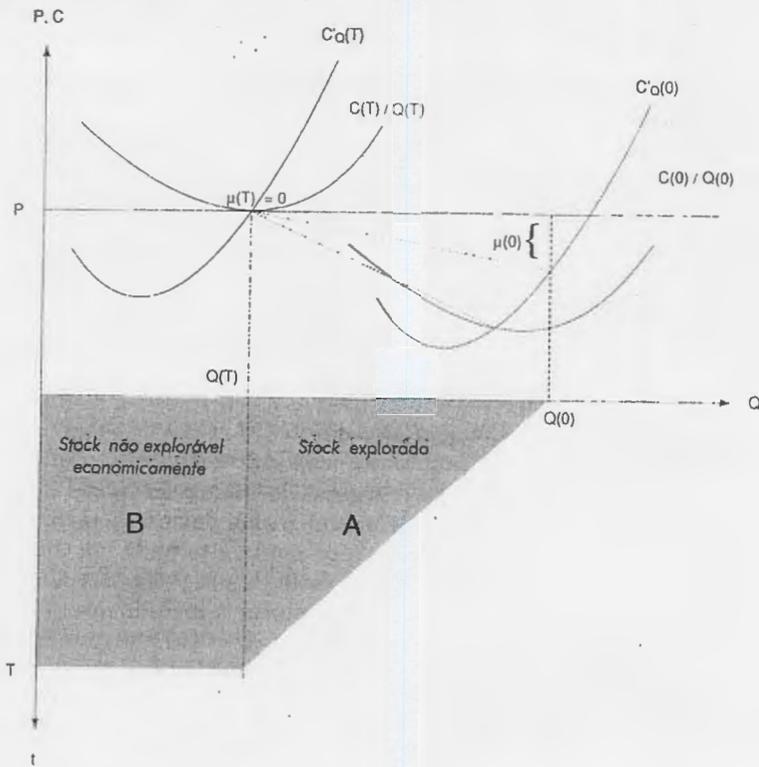


Figura 3.7 - Introdução do efeito de stock na exploração de um recurso esgotável

Das duas condições de transversalidade e da equação (3.15, primeira condição necessária), deduz-se que  $P(T) = C'_Q = C[Q(T), S(T)]/Q(T)$ , ou seja, que o preço é igual ao custo marginal de extração e ao custo médio. A partir daí, pode determinar-se um estado final único para Q e S. Pode fazer-se a sua seguinte representação gráfica (fig. 3.7, em cima).

## 2.5. O IMPACTO DE UM ESFORÇO DE EXPLORAÇÃO OU DE UM AUMENTO DE STOCK

Na prática, como foi visto ao iniciar este capítulo, os cálculos das dimensões das reservas de recursos esgotáveis estão em constante revisão. Visto que servem para os economistas medirem o *stock* presente segundo

todos os modelos provenientes da análise hotellingiana e, logo, avaliarem a barreira de raridade, pareceu oportuno a um determinado número de autores introduzir no seu raciocínio a dinâmica da renovação das reservas.

Quando as reservas aumentam no seguimento de investimentos em exploração, esta reavaliação integra-se, na maior parte da bibliografia, no processo de determinação da evolução óptima dos preços<sup>33</sup>.

Situemo-nos em concorrência e suponhamos que o proprietário-produtor de um jazigo de recursos esgotáveis, cujo montante é conhecido e calculado em  $S_0$  para o ano de base, procede anualmente a investimentos de exploração que lhe permitem aumentar a capacidade de produção do seu jazigo.

Formularemos as hipóteses seguintes:

- para um qualquer ano t, o produtor pode, graças a despesas de investimentos, aumentar o seu *stock* num montante igual a  $R(t)$ , e este suplemento tem uma duração de vida igual a n anos;
- cada ano uma soma I, função de R e de S, é investida na exploração do recurso;
- o custo de extração é função da quantidade extraída.

O proprietário-produtor deve uma vez mais maximizar a sua sequência de lucros líquidos actualizados. Se se conservar sempre a mesma estrutura de modelo (retoma-se o último modelo de concorrência estudado, o programa 2.7), tem-se:

$$\text{Max } V = \int_0^T \{ [P(t) \cdot Q(t) - C[Q(t), S(t)] - I[S(t), R(t)] \cdot R(t) \} e^{-\delta t} dt \quad (3.22)$$

$$\text{s.c.} \quad \begin{aligned} S &= -Q(t) + kR(t) \\ S(0) &= S_0 \end{aligned}$$

$R(t)$  representa o aumento do *stock* permitido pela despesa de investimento I. Entretanto, pode-se supor que uma parte deste suplemento poderá ser explorada. É por esta razão que o pré-multiplicamos pelo coeficiente k<sup>34</sup> com  $0 < k < 1$ .

Pode-se observar que as duas variáveis fundamentais do modelo são  $Q(t)$  e  $R(t)$ , ou seja, o volume de produção anual e a extensão da capacidade produtiva acrescentada anualmente graças aos investimentos de exploração (ou de recuperação-reciclagem, para os minérios não energéticos<sup>35</sup>).

Escreva-se o hamiltoniano

$$H = \{ P(t) \cdot Q(t) - C[Q(t), S(t)] - I[S(t), R(t)] \cdot R(t) \} e^{-\delta t} + \lambda(t) [-Q(t) + kR(t)]$$

33 Pakravan (1977) mantém esta abordagem na sua modelização. O leitor poderá também consultar a obra de Percebois (1989) e o artigo de Benzoni (1988).

34 Para mais detalhes acerca da derivação deste coeficiente, ver Percebois (1989).

35 Ver Fisher e Peterson (1977).

As condições de primeira ordem são as seguintes (esclarecendo que, desta vez, se tem duas variáveis de controlo  $Q(t)$  e  $R(t)$ , o que significa uma condição necessária suplementar  $\partial H/\partial R=0$ ):

A primeira é idêntica a (3.14).

$$\frac{\partial H(\cdot)}{\partial R(t)}=0 \Leftrightarrow [-I_R \cdot R(t) - I(t)] \cdot e^{-\delta t} + k \cdot \lambda(t) = 0 \quad (3.23)$$

$$\lambda = -\frac{\partial H(\cdot)}{\partial S(t)} = [C_S + I_S \cdot R(t)] \cdot e^{-\delta t} \quad (3.24)$$

Pode-se pôr tudo em termos correntes com a ajuda de  $\lambda(t) = \mu(t) \cdot e^{-\delta t}$ . Obtém-se então:

$$-I_R \cdot R(t) - I(t) + k \cdot \mu(t) = 0 \quad (3.25)$$

$$\mu = \delta \mu(t) + c'_S + I'_S \quad (3.26)$$

A equação (3.26) comporta desta vez dois elementos suplementares, comparativamente aos casos padrão. A evolução do preço líquido é portanto uma função, não só da taxa de actualização, mas também do estado da reserva, dos esforços de pesquisa que são realizados a fim de aumentar a capacidade de produção e da eficácia destes esforços (se se tomar em conta a equação (3.25),  $I'_S$  representa de algum modo a incitação à exploração).

Pode daí deduzir-se que o preço aumentará a uma taxa inferior à taxa de actualização, porque  $I'_S$  é negativo (à medida que o *stock* decresce, é criado um incentivo à exploração). No entanto, não é fácil dizer *a priori* se a evolução deste preço é positiva, negativa ou nula. Tudo depende do valor de diferentes parâmetros. Pode-se contudo notar que se  $R(t)$  é suficientemente grande, então  $\mu/\mu(t)$  pode ser negativo, o que se revela incompatível com a regra de Hotelling (abstraindo-se do efeito de *stock*, que, como se viu, invalida esta regra): A figura 3.8 mostra que, se as descobertas de novos jazigos são frequentes, obter-se-á um sentido intertemporal de preço tendendo a declinar ao longo do tempo. Podem-se igualmente ver nesta figura descontinuidades de preço em que cada uma corresponde a uma nova descoberta.

Da análise precedente, pode-se também deduzir a existência de um aumento do *stock* mínimo ( $R_{\min}$ ):

$$R_{\min} = \frac{k(C'_S + I'_S) - \delta I}{\delta I'_R} \quad (3.27)$$

que garante, em cada período, a estabilidade do preço do recurso (ou seja,  $\mu=0$  na equação 3.26 e substituindo  $\mu(t)$  pela sua expressão deduzida da

equação 3.25). Esta quantidade é positiva visto que se tem  $C'_S, I'_S < 0$  e  $I'_R > 0$ . Isso implica que, anualmente, sejam realizados investimentos correspondentes a fim de encontrar novos jazigos que permitam compensar exactamente as extracções operadas sobre a reserva. Esta possibilidade é obviamente limitada no tempo, em virtude do próprio carácter esgotável do recurso, o que significa que, cedo ou tarde, o preço passará a crescer. Deste ponto de vista, o princípio fundamental da economia dos recursos esgotáveis é, certamente, bastante matizado, não sendo porém totalmente contradito.

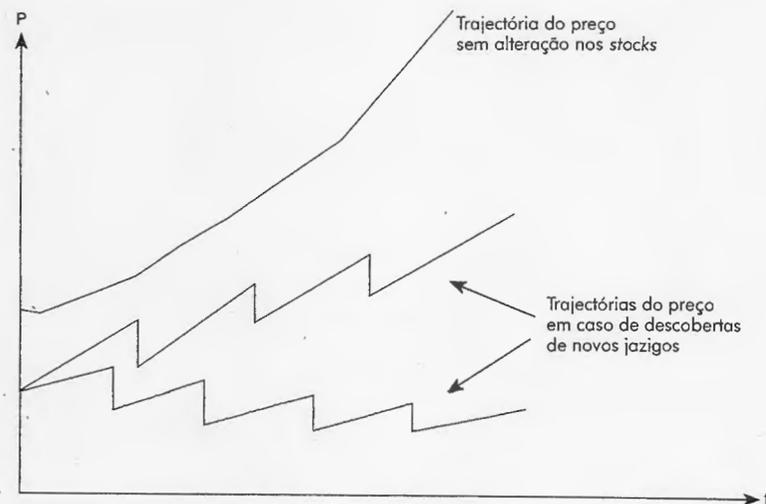


Figura 3.8 – Efeito das descobertas sobre a trajetória do preço de um recurso esgotável

## 2.6. A INTRODUÇÃO DA INCERTEZA <sup>36</sup>

No mundo real, é evidente que a actividade de extracção de uma mina se situa num mundo de informação limitada. Existe uma informação limitada a respeito da dimensão dos *stocks* (como foi explicado no decurso da introdução deste capítulo) actualmente explorados e dos crescimentos futuros dos *stocks* agregados, particularmente porque os resultados do investimento na exploração são difíceis de prever. A incerteza diz igualmente respeito às acções dos concorrentes, os quais podem eles próprios

<sup>36</sup> Dever-se-ia falar antes de risco, no sentido de Knight (1921), na medida em que se trata da introdução de uma incerteza probabilizável.

encontrar novos jazigos, sofrer um embargo decidido pelo seu governo ou constituir-se em cartel. As informações respeitantes à procura futura são igualmente limitadas. É especialmente difícil predizer a resposta a longo prazo a alterações das condições do mercado, tais como o aumento dos preços. Ora, os preços dos minérios são em média mais voláteis que os preços dos outros bens. A dificuldade em prever a procura provém também do facto das previsões de mudanças tecnológicas estarem sujeitas a largos erros, ao mesmo tempo na sua data e na sua amplitude. Por exemplo, a vasta utilização de fibras ópticas teve um impacto importante sobre o consumo de cobre, enquanto existia uma grande incerteza quanto ao futuro desta tecnologia.

Podem-se então considerar, com Rotillon (1987), duas grandes categorias do incerto, uma independente das estruturas institucionais e da actividade humana, a outra devida precisamente a estas estruturas e a esta actividade. O desconhecimento do *stock* inicial do recursos depende da primeira categoria, a qual se pode qualificar de *incerteza natural*. A que incide sobre os custos depende da segunda categoria, que se pode qualificar de *incerteza económica*.

Pode-se igualmente notar que Hotelling, no seu artigo de 1931, levantava a questão da incerteza, mesmo se o fazia de uma forma pelo menos parcial, concentrando-se num só aspecto deste domínio: a incerteza da exploração. Os economistas contemporâneos, não só provaram as conjecturas de Hotelling, como colocaram novas questões às quais responderam graças aos desenvolvimentos que se deram no domínio geral da tomada de decisão em incerteza. Muitas contribuições recentes dizem respeito aos efeitos da incerteza sobre o comportamento dos produtores de recursos.

Crabbe (1982), quanto a ele, propõe uma tipologia das fontes e dos tipos de incerteza nos modelos de *stock*, incluindo os recursos esgotáveis. Assim, a incerteza pode incidir sobre o resultado da exploração, a dimensão do *stock* inicial, o nível da procura, a existência de um substituto, a sua data de invenção (exógena ou endógena) ou o seu custo de obtenção. Pode também ser respeitante ao presente e ao futuro ou somente ao futuro.

A pergunta que vem imediatamente à ideia é: como é que a presença da incerteza afecta o programa de extracção óptima do proprietário-produtor?

É evidente que as vias de extracção serão modificadas relativamente aos modelos hotellingianos estudados até hoje, os quais, recorde-se, comportam todos a hipótese de informação perfeita.

Podendo a incerteza, como se viu, intervir a todos os níveis deste programa, não se apresentarão os diferentes modelos microeconómicos de recursos esgotáveis que integram a incerteza. Apenas se faz uma rápida passagem pela literatura<sup>37</sup>.

Emergiu uma literatura consagrada a outras fontes de incerteza que não a ligada à exploração. Podem ser distinguidas duas categorias de incerteza analisadas: a incerteza na oferta e a incerteza na procura. Os autores que se interessam pela segunda categoria tentavam essencialmente responder à questão inicial de Hotelling: qual é o efeito da incerteza no cálculo dos conteúdos de uma mina? Se o recurso for de qualidade uniforme e de dimensão fixa mas desconhecida, o proprietário esgotá-lo-á a uma taxa mais baixa do que se soubesse com certeza que a dimensão do *stock* era o valor esperado da distribuição de probabilidade inicial (Kemp, 1976; Gilbert, 1979; Loury, 1978). Hartwick e Olewiler (1986) mostram assim que os preços correntes aumentam e a extracção diminui face à incerteza.

A extensão natural desta abordagem consiste em introduzir a exploração. Se bem que a dimensão do *stock* seja desconhecida, a incerteza pode ser reduzida através da exploração. Hoel (1978) considera o caso em que os agentes adquirem informação acerca da dimensão de um segundo *stock* ao explorarem um primeiro *stock* conhecido. Quando a exploração é dispendiosa, como o mostram Arrow e Chang (1978) depois de ter observado que, historicamente, os preços dos recursos não seguiram a regra de Hotelling, se a descoberta segue um processo de Poisson, o preço de um recurso esgotável pode adoptar uma evolução cíclica. Hartwick e Olewiler (1986) explicam que, se a exploração é um meio de reduzir a incerteza, ela geralmente tem um custo, e este custo de exploração deve ser subtraído do valor do que é descoberto. Isso significa que a actividade de exploração consome de modo mais ou menos importante os custos de oportunidade futuros. Sob condições extremas, a quase totalidade do rendimento pode ser dissipada pelos custos de exploração. As *joint-ventures* de exploração são então, para as empresas individuais, um meio de partilhar ou de reduzir este risco.

Outras abordagens da incerteza exploratória incluem os trabalhos de Pyndick (1979), em que o produto exploratório segue um processo de *stock* contínuo, assim como os de Devarajan e Fisher (1980), em que os *inputs* das explorações correntes estão ligados aos produtos das futuras descobertas através de uma função de produção de *stock*.

Se nos voltarmos para o lado da incerteza na procura de um recurso esgotável, as abordagens e conclusões variam também de forma considerável. Se os futuros preços são incertos mas o futuro próximo menos incerto que o futuro distante, o proprietário que tenha aversão pelo risco acelera a exploração (Weinstein e Zeckhauser, 1975). Por outro lado, se a componente aleatória na função de procura for distribuída equitativamente em cada período, o proprietário que tenha aversão pelo risco transferirá a extracção para o futuro, quando a produção e a importância do risco forem mais baixos (Lewis, 1977). Finalmente, Dasgupta e Heal (1974) ou ainda Long (1975) tratam o caso em que a procura dos recursos desaparece subitamente, devido à introdução de um substituto

37 Para mais detalhes o leitor poderá consultar Hartwick e Olewiler (1988), Kneese e Sweeney (1993).

inesgotável. Eles concluem sem surpresa que isso conduz a um desvio na extracção corrente<sup>38</sup>.

Foi possível observar nesta secção que, quanto mais se tenta introduzir elementos concretos em relação ao modelo inicial, mais o raciocínio se complexifica e mais nos afastamos da regra de Hotelling. A leitura do quadro de recapitulação (quadro 3.1) destaca este afastamento progressivo do «princípio fundamental dos recursos esgotáveis», limitando-se ao caso da concorrência pura e perfeita<sup>39</sup>.

QUADRO 3.1

Regras de utilização óptima dos recursos esgotáveis em concorrência pura e perfeita

Custo de extracção constante ou nulo	$\mu = \delta\mu(t)$
Custo de extracção dependente da quantidade extraída	$\mu = \delta\mu(t)$
Efeito de stock	$\mu = \delta\mu(t) + C'_S$
Exploração de novos jazigos	$\mu = \delta\mu(t) + C'_S + I'_S$

Com  $\mu$ : custo marginal da utilização;  $\delta$ : taxa de actualização;  $C'_S$ : efeito de stock;  $I'_S$ : incentivo ao investimento.

De maneira geral, os preços dependem não só da taxa de actualização, ou, mais exactamente, da taxa de juro, mas também de factores ligados à oferta e à procura, do progresso técnico, da acção dos intervenientes, da descoberta de novos jazigos, da estrutura do mercado, ou seja, de qualquer elemento susceptível de fazer variar o custo de extracção ou o custo de utilização. De facto, o «princípio fundamental da economia dos recursos esgotáveis», apesar de ter suscitado numerosos desenvolvimentos, só é válido para um certo número de hipóteses muito restritivas.

Por outro lado, verifica-se que o conjunto dos modelos oriundos da análise hotellingiana, e isto qualquer que seja o seu grau de sofisticação, partilham uma preocupação comum essencial: determinar o sentido de exploração óptimo que assegure o máximo ganho monetário ao detentor do recurso, e não o máximo período de utilização do recurso que assegure um nível de utilização equitativo para cada geração. Semelhante preocupação é aliás inteiramente conforme ao quadro da análise microeconómica da empresa na qual se esta abordagem se situe.

Por fim, a maioria dos debates presentes ao longo desta secção são puramente teóricos. A análise original de Hotelling proveu-se de variantes

38 Há pelo menos dois outros géneros de incerteza ligados aos recursos esgotáveis que afectam as estratégias de extracção. A possibilidade de regulação governamental quando o preço do recurso aumenta demasiado depressa pode acelerar a extracção. Porém, isto pode ser considerado como uma outra possibilidade de substituição. O custo de transporte a partir do seu lugar de extracção torna-se muito elevado.

39 Poder-se-ia também considerar casos ainda mais complexos, como já se assinalou, cruzando, por exemplo, os casos tratados de modo individual, ou integrando aí a concorrência imperfeita.

complicadas no plano da formalização, tendo por objectivo apreender melhor a realidade, sem que os contributos sejam verdadeiramente significativos. Ora, este debate obscurece uma questão fundamental: a raridade dos recursos é efectiva?

É a esta questão que a literatura acerca dos indicadores de raridade tenta responder, tal como nos propomos explicar no decorrer da terceira secção.

### 3. A CONTROVÉRSIA ACERCA DA RARIDADE DOS RECURSOS NATURAIS ESGOTÁVEIS

Até aos anos 70, a opinião dominante, apesar de alguns gritos de alarme isolados, era, como se viu, que os recursos naturais não podiam constituir um limite ao crescimento económico devido ao recuo da sua raridade graças ao progresso técnico, à descoberta de novos jazigos e à substituição de recursos mais raros por recursos abundantes. Barnett e Morse (1963) constroem índices de custo unitário de extracção supostos reflectir esta raridade, antes de mostrar que estes não cessaram de baixar, nos Estados Unidos, de 1870 até 1957. Ora, a crise do petróleo de 1973-1974, assim como o relatório Meadows, levaram a questionar os resultados de Barnett e Morse e iniciaram uma controvérsia acerca da escolha dos indicadores de raridade no seio da análise económica dos recursos. Deste modo, desde a segunda metade dos anos 70, os economistas dos recursos naturais desenvolveram uma importante literatura, tanto teórica como empírica, acerca das vantagens e inconvenientes dos diferentes indicadores económicos supostos reflectir a raridade de um recurso natural a longo prazo. Este debate, até aqui inacabado, parece poder-se reger actualmente quer através de um compromisso análogo ao proposto por Hall e Hall (1984), como por um questionar, à maneira de Norgaard (1990), da lógica subjacente à construção deste tipo de indicadores.

Antes de analisar cada um destes pontos no decurso dos dois parágrafos seguintes, há no entanto que precisar que esta controvérsia acerca da escolha dos índices de raridade não incide de modo algum sobre o sentido dado à própria noção de raridade. Trata-se manifestamente de raridade no sentido económico do termo, e o desacordo apenas incide sobre a medida desta raridade. Com efeito, o termo raridade aplicado aos recursos naturais pode levar a diversas interpretações. Para um geólogo, a raridade pode significar, por exemplo, uma diminuição da tonelagem de cobre ou da quantidade de petróleo em terra, ou ainda da quantidade média do stock de recursos restante. Para um economista, e, logo, para todas as abordagens que serão mais abaixo apresentadas, a raridade é definida pela situação na qual a procura de um recurso excede a sua oferta a preço nulo e em que existem barreiras ao aumento da oferta do recurso.

### 3.1. O DEBATE ACERCA DA ESCOLHA DOS INDICADORES DE RARIDADE

Os diferentes índices económicos de raridade propostos na literatura podem ser agrupados em três categorias: os índices que privilegiam o custo de extracção, os índices baseados nos preços dos recursos e os índices que fazem intervir a renda de raridade, por outras palavras, o custo marginal de utilização. Explicitamo-los sucessivamente dando destaque às suas vantagens e inconvenientes, tais como estes são apreciados pela análise económica.

#### 3.1.1 O CUSTO UNITÁRIO DE EXTRACÇÃO

A primeira medida de raridade, proposta por Barnett e Morse em 1963 e abundantemente retomada em seguida por diversos autores, é o custo real de extracção unitário (UC), que se define como o custo em trabalho e em capital necessário para produzir uma unidade de recursos naturais. A quantidade de trabalho ( $L_t$ ) é medida pelo número de pessoas empregadas (ou de pessoas-horas trabalhadas). A quantidade de capital ( $K_t$ ) avalia-se pelo *stock* de capital líquido em dólares constantes. O produto do sector extractivo ( $Q_t$ ) é considerado como o valor real acrescentado. O custo unitário é de facto um puro índice de Laspeyres, que faz intervir os factores de locação ( $\alpha, \beta$ ) a fim de agregar o capital e o trabalho e de os comparar ao produto líquido, assim como aos valores de base ( $L_b, K_b, Q_b$ ) dos *inputs* e do produto.

Ou seja,

$$UC_t = \frac{\alpha(L_t/L_b) + \beta(K_t/K_b)}{Q_t/Q_b}$$

O quadro 3.2 resume as estimativas de Barnett e Morse para os custos unitários dos minérios e de outros recursos naturais que não se limitam unicamente aos recursos esgotáveis.

O raciocínio é simples. Se os recursos de qualidade inferior são explorados ao longo do tempo, o aumento da raridade será reflectido por um uso acrescido de capital e de trabalho (ambos sendo supostamente de qualidade constante) na produção de um dado nível de recursos. Nestas condições, os resultados dos trabalhos de Barnett e Morse para o período 1870-1957 sugerem que, à excepção da floresta (para a qual os resultados são por vezes ambíguos), os custos de extracção unitários de numerosos recursos naturais (renováveis ou esgotáveis) diminuíram, e isto mesmo a uma taxa constante. A julgar por este índice, os recursos naturais esgotáveis, no caso todos os recursos minerais, ter-se-iam tornado mais abundantes e não mais raros. Uma actualização deste trabalho feita

QUADRO 3.2

Índices dos *inputs* em trabalho e em capital por unidade de *output* extraído

	Recursos extractivos		Agricultura		Minerais		Florestas		Pesca
	A	B	A	B	A	B	A	B	A
1870-1900	134	99	132	97	210	154	59	37	200
1919	122	103	114	97	164	139	106	84	100
1957	60	87	61	89	47	68	90	130	18

A = Índices dos custos unitários de extracção directos.

B = Índices dos custos unitários de extracção relativos aos bens não extractivos.

(Fonte: Barnett e Morse, 1963)

por Barnett em 1979 para incluir os dados de 1970 confirma esta conclusão. Barnett e Morse propõem três factores explicativos:

- a substituição de recursos de fraca qualidade mas bastante abundantes por recursos de alta qualidade mas com pequena quantidade;
- a descoberta de novos jazigos;
- as mudanças tecnológicas na exploração, na extracção e no processo de produção dos recursos, permitindo uma produção acrescida destes últimos a custos marginais decrescentes.

A principal vantagem deste índice de raridade é, segundo Hartwick e Olewiler (1986), que este incorpora a mudança tecnológica, permitindo esta última afrouxar a barreira que o esgotamento dos recursos representa para o crescimento. Todavia, Brown e Field (1978) mostraram que a mudança tecnológica pode tornar ambígua a interpretação do custo unitário enquanto índice de raridade. Segundo estes autores, o progresso técnico não é a única causa da alteração dos custos unitários, não havendo nenhuma razão para que o declínio dos custos unitários implique necessariamente uma diminuição da raridade. O vínculo entre progresso técnico e custos de extracção é, com efeito, complexo. Por exemplo, quando nos aproximamos do esgotamento físico de um recurso natural, é possível que os custos unitários aumentem à medida que os jazigos se tornam mais difíceis de encontrar. Aumentos substanciais nas quantidades de trabalho e de capital empregues podem efectivamente revelar-se necessárias para produzir uma dada quantidade de minério em novos jazigos de mais difícil acesso e/ou de menor quantidade. Porém, pode também ser que o esforço para encontrar estes novos jazigos provoque mudanças tecnológicas que permitam reduzir os custos de exploração. Norgaard (1975) estuda ademais um exemplo próximo deste último caso, já que mostra como a mudança tecnológica nas perfurações de poços de petróleo compensou largamente o declínio na qualidade do recurso e tornou os custos de extracção unitários inferiores ao que teriam sido sem progresso tecnológico.

Acrescente-se que a medição do custo unitário também coloca problemas práticos, na maior parte levantados por Brown e Field (1978) e por Cleveland (1993). Dois deles, pelo menos, parecem-nos fundamentais:

– a exclusão no cálculo do custo unitário de todos os custos para além do capital e do trabalho: os combustíveis, a água e outros *inputs* mercantis não tomados em conta;

– a construção do índice do custo unitário necessita de hipóteses sobre a melhor forma de avaliar o produto, os factores de produção e os factores de concessão. Ora, dificilmente se pode apreender a depreciação do valor do *stock* de capital ao longo do tempo. Quanto aos factores de concessão, eles também estão alterados, particularmente devido à existência de uma renda de raridade.

Logo, nenhum sinal verdadeiramente claro respeitante à raridade de um recurso natural parece poder ser deduzido da medição do custo unitário.

### 3.1.2 O PREÇO DE MERCADO E O PREÇO REAL

Numa perspectiva neoclássica, o preço é, por múltiplas razões, uma medida ideal da raridade. Primeiramente, o preço inclui o custo de extracção corrente e o custo de oportunidade da extracção corrente. Para um recurso esgotável tal como o petróleo, este custo de oportunidade inclui os benefícios esperados da extracção futura, assim como os custos futuros de extracção, mais elevados devido ao esgotamento do recurso. Portanto, o preço também contém informação a respeito da raridade futura. Para além disso, os preços da maior parte dos recursos naturais são directamente observáveis, o que evita a construção de um índice a partir de dados secundários. Acrescente-se que as antecipações das ofertas futuras, dos custos e das mudanças tecnológicas são reflectidos pelos preços de mercado dos recursos. Finalmente, os efeitos conjuntos dos factores físicos, tecnológicos e de mercado que influenciam a raridade são igualmente apreendidos pelo preço.

Se bem que conceptualmente preferível à abordagem através do custo unitário, esta medida da raridade também comporta limites.

Os preços dos recursos naturais são determinados em mercados muito mais complexos que os descritos pela maior parte dos modelos teóricos. Deste modo, como se pôde ver no decurso da secção precedente, os preços de mercado dos recursos minerais energéticos ou não energéticos podem reflectir distorções devidas às políticas governamentais de taxa-ção, de subvenção ou de quotas, assim como outros factores como a estrutura do mercado ou os efeitos consecutivos às acções dos sindicatos de trabalhadores. A título de ilustração, pode observar-se que o preço do petróleo bruto nos EUA foi influenciado por subvenções, restrições da produção nacional, quotas de importações, controlos de preço e pelo cartel da OPEP. Isso significa então que os preços dos recursos naturais

podem reflectir toda uma série de alterações económicas, independentes do grau de raridade destes recursos.

Por outro lado, na medida em que se raciocina em relação a períodos longos, é necessário deflectir os preços de mercado correntes através de um índice qualquer e introduzir assim um preço real, e não o preço do mercado, como medida de raridade. Os preços reais dos recursos minerais podem ser calculados em função dos preços dos outros *inputs* (trabalho e capital), dos índices de preços dos bens intermédios, ou dos índices de preços de bens e serviços finais (Hartwick e Olewiler, 1986). Ora, não há acordo acerca do melhor deflector a utilizar para calcular os preços reais, enquanto que a escolha do deflector influencia fortemente os resultados. Para ilustrar este ponto, Brown e Field (1978) apresentam dois quadros; um (quadro 3.3), proveniente do trabalho de Nordhaus (1973), o outro (quadro 3.4), da análise de Jorgenson e Griliches (1967).

QUADRO 3.3  
Preço real de alguns recursos minerais em termos de trabalho

(Base 100 = 1970)

	1900	1920	1940	1950	1960	1970
Carvão	459	451	189	208	111	100
Cobre	785	226	121	99	82	100
Ferro	620	287	144	112	120	100
Fósforo	—	—	—	130	120	100
Molibdénio	—	—	—	142	108	100
Chumbo	788	388	204	228	114	100
Zinco	794	400	272	256	125	100
Enxofre	—	—	—	215	145	100
Alumínio	3150	859	287	166	134	100
Ouro	—	—	595	258	143	100
Petróleo bruto	1034	726	198	213	135	100

(Fonte: Nordhaus, 1973)

O primeiro (quadro 3.3) mostra os preços de onze recursos naturais minerais deflectidos por uma taxa salarial média (preço por tonelada de recurso mineral no estádio da refinação dividido pelo salário horário nominal da indústria manufacturera).

O segundo (quadro 3.4) debruça-se sobre os preços dos mesmos recursos deflacionados pelo preço do capital. Se bem que nem todos os anos estejam presentes no segundo quadro, pode ver-se que as medições de Jorgenson e Griliches indicam que o carvão, o chumbo e o zinco se rarefi-

QUADRO 3.4  
Preços reais de alguns recursos minerais em termos de capital

	1920	1940	1950
Carvão	340	195	413
Cobre	170	125	129
Ferro	216	149	146
Fósforo	—	141	170
Molibdénio	—	—	186
Chumbo	292	211	298
Zinco	301	281	335
Enxofre	—	—	281
Alumínio	647	297	217
Ouro	—	615	337
Petróleo bruto	547	205	278

(Fonte: Jorgenson e Griliches, 1967)

zeram, de 1920 a 1950. Quanto aos dados de Nordhaus, estes indicam que os onze recursos, no mesmo período, se tornaram menos raros. É evidente que o recurso a outros índices para deflacionar os preços de mercado daria resultados diferentes.

Muitos autores continuam, apesar de tudo, a utilizar o preço real como medida da raridade dos recursos. Slade (1982, 1985), por exemplo, pretende que, num período suficientemente longo, os efeitos de outras forças que não a raridade são «ruídos brancos» e que os preços a longo prazo reflectem bem as alterações na raridade. Amundsen (1992, p. 49) fala de «superioridade do preço real concorrencial enquanto medida da raridade». Inversamente, outros autores concluem que os problemas que se acabam de levantar são «suficientemente sérios para que nos interroguemos sobre a pertinência dos movimentos de preços enquanto guia para julgar da raridade do recurso natural» (Smith, 1979, p. 159). Efectivamente, se há que explicar os aumentos de preços referentemente a acontecimentos não necessariamente ligados à raridade do recurso, isso significa que o preço de mercado ou o preço real não reflectem significativamente a raridade dos recursos.

### 3.1.3. A RENDA DE RARIDADE

A renda de raridade (ou, o que é o mesmo, o custo marginal de utilização do recurso), tal como foi definida no decurso da secção precedente, é considerada por um certo número de autores (Deravajane Fisher, 1982; Hartwick e Olewiler, 1986; Farzin, 1992) como a medida de raridade conceptualmente mais apropriada.

Segundo estes autores, as rendas são preferíveis aos preços porque elas incorporam os efeitos da mudança tecnológica e as possibilidades de substituição. O preço de mercado subavalia a raridade quando existem possibilidades de substituição entre os *inputs*, visto que o preço aumenta menos rapidamente que as rendas. Ela seria igualmente preferível ao custo unitário, o qual evolui, aliás, como o preço, em função de elementos independentes da raridade.

Todavia, num modelo que integre os efeitos de *stock*, viu-se que o custo marginal de utilização pode ir decrescendo com o decorrer do tempo. Ora, tal evolução reflecte uma raridade decrescente dos recursos *in situ* e não do recurso extraído, o que faz Amundsen (1992, p. 49) dizer, depois de Fisher e Peterson (1977), que «o custo de utilização marginal nada diz sobre a raridade do recurso extraído».

Acrescente-se que o custo marginal de utilização é na realidade inobservável, visto que foi anteriormente explicado tratar-se de um preço fictício. Nestas condições, muito poucos estudos empíricos foram levados a cabo na base deste indicador de raridade. O procedimento mais frequente é considerar a diferença entre o preço de mercado e o custo marginal de extracção. Ora, como faz notar Cleveland (1993), esta diferença que alguns autores interpretam injustamente como a renda de raridade, tornou-se muito forte para o petróleo, a partir de 1974, sem ser devida a qualquer aumento da raridade. Seria mais apropriado falar a este propósito de «excedente energético» (Chevalier, Barbet, Benzoni, 1986), visto que aquela reflecte mais os efeitos da concentração da propriedade mundial do petróleo no seio da OPEP que os da raridade. Este excedente é com efeito composto, não só pela renda de raridade, mas igualmente pela renda de monopólio.

Verifica-se que nenhuma medição da raridade económica pode pretender ser universalmente aceite como estando na origem desta tipologia. Uma raridade crescente pode ser associada a diminuições ou a aumentos ao longo do tempo de uma ou mesmo de todas as medições mais abaixo presentes. De facto, e o que parece mais surpreendente, a propósito da literatura empírica respeitante aos indicadores de raridade económica, é a sua aparente ignorância dos trabalhos teóricos provenientes do modelo de Hotelling. Com efeito, os empiristas supuseram que podiam identificar a raridade dos recursos naturais a partir de indicadores económicos: custo unitário, preço, rendas de raridade, sem se assegurar que a literatura teórica tornou evidente que, segundo as hipóteses feitas (estruturas de mercado, efeito de *stock*, pesquisas de novos jazigos...), cada indicador pode variar de modo totalmente independente da raridade dos recursos.

### 3.2. DO COMPROMISSO AO REQUESTIONAMENTO

Face a esta controvérsia acerca da pertinência dos diferentes indicadores de raridade económica, observa-se duas reacções opostas: a procura de um compromisso e o questionamento total.

### 3.2.1. UMA EXPLICAÇÃO DE COMPROMISSO A PARTIR DE UMA TIPOLOGIA DA RARIDADE

Hall e Hall (1984), assinalando que nenhuma medição de raridade económica pode ser objecto de um consenso, sugerem que a pertinência de um indicador depende muito simplesmente da natureza da raridade.

Propõem então uma tipologia distinguindo quatro tipos de raridade:

1. A raridade de *stock* malthusiana, que corresponde à situação em que a dimensão absoluta do recurso é fixada e em que os custos de extracção são constantes.

2. A raridade de fluxo malthusiana, que descreve o caso em que o recurso é fixado em dimensão absoluta, mas em que os custos de extracção crescem com a taxa de extracção.

3. A raridade de *stock* ricardiana. Desta vez, não existe nenhuma barreira de dimensão absoluta, mas o custo de extracção é uma função crescente da taxa de extracção e decrescente do *stock* restante.

4. A raridade de fluxo ricardiana. Não existe nenhuma barreira de dimensão absoluta, mas os custos de extracção sobem com a taxa de extracção.

Pode-se com efeito lembrar que, numa perspectiva malthusiana, o limite físico dos recursos é o fundamental e é suposto constranger o crescimento económico a médio ou longo prazo. A visão ricardiana, por seu turno, apreende o esgotamento de um recurso em termos de aumento do custo e do preço dos recursos ao longo do tempo, à medida que a qualidade dos recursos disponíveis declina. As análises de raridade ricardiana são mais optimistas visto que admitem que o efeito de esgotamento possa ser atenuado por elementos compensatórios (substituição, progresso técnico, descobertas de novos jazigos...) estimulados pelo mercado.

Hall e Hall (1984) mostram pois que o preço do recurso produzido (P) pode ser definido de modo diferente em função dos tipos de raridade. Seja CU: o custo unitário; Cmu: o custo marginal de utilização; Vp: o valor presente dos custos futuros de extracção; então:

1. para a raridade de *stock* malthusiana,  $P = CU + Cmu$ ;

2. para a raridade de fluxo malthusiana,  $P = CU + Cmu + Vp$ ;

3. para a raridade de *stock* ricardiana,  $P = CU + Vp$ ;

4. para a raridade de fluxo ricardiana,  $P = CU$ .

Segundo esta interpretação, é portanto apenas no último caso que o custo unitário constitui uma boa medida da raridade. Para todas as outras situações, é o próprio preço que é uma boa medida visto integrar o custo marginal de utilização e o factor que reflecte o impacto da extracção corrente sobre os custos futuros. O custo marginal de utilização (a renda de raridade), no que lhe respeita, nunca é apropriado.

Podemo-nos todavia espantar com o carácter algo circular de semelhante análise. Em primeiro lugar, é preciso saber em que situação de raridade nos situamos para, de seguida, recorrer ao melhor indicador que deve justamente medir esta raridade. Por outras palavras, para reflectir a raridade de um recurso natural, é preciso um indicador, mas para ter

este indicador, há que conhecer o estado da raridade. Pode, então, falar-se de um «erro lógico», à maneira de Norgaard (1990), a propósito do debate em torno da escolha do indicador de raridade, como se verá.

### 3.2.2. UMA REJEIÇÃO DOS INDICADORES ECONÓMICOS DE RARIDADE

A crítica mais importante dirigida aos indicadores económicos de raridade foi a de Norgaard (1990).

A fim de compreender a sua demonstração, há que fazer a distinção entre, por um lado, a literatura teórica dos recursos esgotáveis que, como se viu na secção precedente, deduz os sentidos dos custos e dos preços a partir de diferentes hipóteses relativas à raridade do recurso e, por outro lado, a literatura empírica dos indicadores de raridade. Esta última experimenta, como se acaba de ver, deduzir, a partir da evolução dos custos ou dos preços, se os recursos são raros ou não.

Norgaard (1990) explica que a análise económica dos indicadores tem as suas raízes nos modelos de Ricardo ou de Hotelling, ambos os quais podem ser reduzidos ao seguinte silogismo: se os recursos são raros (*premissa maior*) e se os «outorgantes» de recursos estão informados da raridade do recurso (*premissa menor*), então os indicadores económicos reflectirão esta raridade (*conclusão*).

Ora, a literatura empírica sobre a raridade experimentou determinar se os recursos são raros (premissa maior do modelo teórico) olhando para os indicadores económicos (conclusão do modelo teórico) e ignorando pois totalmente a premissa menor. Por outras palavras, ocultou totalmente a possibilidade dos resultados dos indicadores económicos reflectirem a hipótese «dos outorgantes» de recursos mal informados. Pode-se com efeito assinalar que todos os modelos teóricos situados na linha de Hotelling colocam cada vez mais frequentemente hipóteses explícitas a respeito da informação dos proprietários-produtores de recursos, enquanto que não se encontra nenhuma referência deste tipo na literatura empírica dos indicadores de raridade. Ora, se se quer controlar a informação dos «outorgantes», é necessário, antes do mais, saber se os recursos são raros ou não. A partir do momento em que se trata da questão original (premissa maior), o exercício é logicamente impossível.

Para além disso, se supomos que os «outorgantes» estão bem informados da raridade, porquê efectuar análises económicas sobre a raridade? Com efeito, poder-se-ia simplesmente perguntar aos «outorgantes» qual o estado da raridade. Em suma, Norgaard (1990, p. 22) escreve: «Não identifiquei apenas uma deficiência no modelo ou nos seus dados. Identifiquei um erro de lógica», e conclui então (p. 24) que «os argumentos teóricos da literatura conceptual e teórica sobre os indicadores económicos de raridade a longo prazo do recurso são logicamente falsos».

Em suma, parece-nos que, a meio caminho entre estas duas atitudes extremas, uma terceira é possível. Com efeito, se não nos devemos focar

num único indicador, como tornaram evidente Hall e Hall (1984), também não se deve considerar unicamente os indicadores económicos para apreender a raridade de um recurso esgotável. Estes últimos são demasiado imperfeitos, como se acaba de ver com Norgaard, para poder por si só testemunhar sobre o grau de raridade dos recursos. A raridade é um fenómeno extremamente complexo, o qual é determinado por numerosas variáveis económicas, sociais, tecnológicas e biofísicas. As análises de raridade, nestas condições, devem, não só utilizar índices múltiplos, mas também índices dependentes de outras dimensões, para além da dimensão económica. Esta necessidade parece imperiosa se pretendemos alargar o campo da análise da raridade para além dos recursos naturais esgotáveis mercantis. Saímos então do quadro tradicional da economia dos recursos.

## ANEXO 3.1 A ACTUALIZAÇÃO

Existem duas razões essenciais para depreciar o futuro. A primeira deve-se ao facto dos indivíduos supostamente preferirem uma soma de dinheiro presente a uma soma futura do mesmo montante. É isto o que explica a existência de uma taxa de juro. A segunda está ligada à escolha entre investimento e consumo: o investimento em capital, que corresponde a uma renúncia ao consumo actual, deve gerar um rendimento, a produtividade do capital, que compense o sacrifício.

Estes dois elementos explicam sumariamente a utilização na teoria (e na prática) económica de uma taxa de actualização positiva, uma das principais características da qual é depreciar os valores futuros relativamente aos valores presentes.

Como operar no plano formal?

Se procurarmos, por exemplo, fazer a soma dos níveis de utilidade atingidos por um indivíduo num período  $T$ ,  $u(0), \dots, u(T)$ , destina-se a cada um desses níveis um coeficiente ou factor de actualização em função da sua posição no tempo.

Assim, para uma qualquer data  $t$ , ter-se-á um nível de utilidade em valor actual igual a  $\alpha(t) \cdot u(t)$ , com

$$\alpha(0)=1 \text{ e } \alpha(t)<1 \forall t \geq 1$$

$\alpha(t)$  decrescendo em função de  $t$

A soma dos níveis de utilidade no período  $T$  avaliado na data 0 será pois <sup>1</sup>:

$$U = \sum_{t=0}^T \alpha(t) \cdot u(t) \quad (\text{A.1})$$

Se se supuser que a relação entre dois factores de actualização é constante no tempo, ou seja se

$$\frac{\alpha(t)}{\alpha(t+1)} = \text{constante} = 1 + \delta$$

<sup>1</sup> A escrita desta expressão supõe que a função objectivo possui propriedades de separabilidade quando se procura adicionar-lhe diferentes argumentos, o que significa que o nível de utilidade de um dado período é independente do dos outros períodos, hipótese bastante discutível mas útil no plano formal.

ou, por outras palavras, se se supuser que a preferência pelo presente é constante ao longo do tempo, e isto qualquer que seja o objecto de avaliação, então volta-se a colocar a hipótese de uma taxa de actualização  $\delta$  constante para cada período.

Tem-se assim:

$$\alpha(0) = 1$$

$$\alpha(1) = 1 + \delta, \text{ de onde } \alpha(1) = \frac{1}{1 + \delta}$$

$$\alpha(2) = 1 + \delta, \text{ de onde } \alpha(2) = \frac{1}{(1 + \delta)^2}$$

De onde, de maneira geral, para um horizonte T:

$$\alpha(t) = \frac{1}{(1 + \delta)^t}$$

a expressão (A.1) passa então a ser:

$$U = \sum_{t=0}^T \frac{u(t)}{(1 + \delta)^t}$$

É isto o que se obteria em *tempo discreto*.

NOTA: Este cálculo representa o inverso de um processo com lucros compostos. O cálculo de uma soma  $S_0$  em t períodos daria com efeito  $S_t = (1 + \delta)^t S_0$ .

Passagem ao tempo contínuo.

Se se considerar um período t que se divide por um número muito grande de período  $\zeta$ , então a taxa de actualização num dos subperíodos será  $\delta/\zeta$ .

De onde:

$$\alpha(t) = \frac{1}{\left(1 + \frac{\delta}{\zeta}\right)^\zeta}$$

Quando  $\zeta$  tende para o infinito, a expressão precedente tem por limite  $e^{-\delta}$ , que representa assim o factor de actualização em tempo contínuo.

A soma dos diferentes níveis de utilidade no período T será então:

$$U = \int_0^T u(t) \cdot e^{-\delta t} \cdot dt$$

Substituiu-se a integral, T, por  $\infty$ .

## ANEXO 3.2 O PRINCÍPIO DO MÁXIMO<sup>1</sup>

O princípio do máximo, elaborado por Pontryagin e a sua equipa (1962), é utilizado para resolver os problemas de optimização dinâmica.

Neste tipo de problemas, o sistema é descrito por uma ou múltiplas variáveis de estado e por uma ou múltiplas variáveis de controlo (ou variáveis instrumentais); as primeiras representam *stocks*, enquanto que as segundas representam fluxos.

O problema tipo tem a seguinte forma<sup>2</sup>:

$$\text{MAX}_{\{v(t)\}} \int_0^T U[x(t), v(t)] e^{-\delta t} dt$$

$$(1) \quad \text{SC } x = f[x(t), v(t)]$$

$$x(0) = x_0 \text{ dado}$$

com

U [.] → a função objectivo que se procura maximizar (lucro ou utilidade intertemporais)

x → a variável de estado, ou seja o *stock* de recursos no caso que nos interessa

v → a variável de controlo, ou seja a quantidade de recurso extraído em cada período

$\delta$  → a taxa de actualização positiva.

As funções U e f são supostamente contínuas e diferenciáveis à ordem 2.

A equação x descreve a trajectória do sistema. Trata-se de facto de uma relação entre fluxo e *stock*. Nos modelos de gestão dos recursos naturais, esta indica o *stock* de recursos ainda disponível para cada período após ter sido efectuado um levantamento (fluxo).

O problema de quem tome a decisão será escolher a trajectória v(t) que maximize a função objectivo sob as barreiras indicadas.

Escreva-se o lagrangiano deste programa:

$$(2) \quad L(x, v, \lambda, t) = \int_0^T \{ U[x(t), v(t)] e^{-\delta t} + \lambda(t) [f(x(t), v(t)) - x] \} dt$$

1 A apresentação que dele é feita neste anexo não é inteiramente rigorosa no plano matemático, sendo o objectivo primordial facilitar a compreensão desta técnica de optimização. Ela é efectuada em tempo contínuo visto ser nesta óptica que a teoria dos recursos naturais é tratada. Obviamente, ela pode ser efectuada em tempo discreto mediante algumas modificações.

2 Limitar-nos-emos a uma variável de estado e a uma variável de controlo, para uma compreensão mais fácil do enunciado.

O termo  $[-\lambda(t) \cdot x]$  pode ser integrado por partes, o que dá:

$$\int_0^T \lambda x(t) dt - [\lambda(T) \cdot x(T) - \lambda(0) \cdot x(0)]$$

O lagrangiano passa então a ser:

$$(3) L = \int_0^T \{U[x(t), v(t)] e^{-\delta t} + \lambda(t) f[x(t), v(t)] + \lambda x(t)\} dt - [\lambda(T) \cdot x(T) - \lambda(0) \cdot x(0)]$$

Introduz-se de seguida uma nova função, denominada hamiltoniana, que vai permitir aplicar o princípio do máximo:

$$(4) \quad H(x, v, \lambda, t) = U[x(t), v(t)] \cdot e^{-\delta t} + \lambda(t) f[x(t), v(t)]$$

Se nos colocarmos no quadro da teoria dos recursos naturais, o hamiltoniano pode ser interpretado como o lucro total resultante da actividade de exploração do recurso e decompõe-se em duas partes: a primeira, constituída pela função-objectivo, representa o fluxo de rendimento líquido no instante  $t$ ; a segunda,  $\lambda(t) \cdot f[x(t), v(t)]$  representa o aumento do valor do *stock*. O multiplicador  $\lambda(t)$  é um preço fictício em valor actual, indicando o valor que se atribui a uma unidade suplementar de  $x$  em  $t$ , sendo a avaliação efectuada em  $t=0$ . Maximizar o hamiltoniano para o período  $t$  equivale então a maximizar a função objectivo  $U$  do programa (1). A introdução do hamiltoniano permite de facto libertarmo-nos da barreira que incide sobre o *stock*, o que permite transformar um problema de maximização com barreira num problema de maximização sem barreira.

A equação (3) reescreve-se então:

$$(5) \quad L = \int_0^T [H(x, v, \lambda, t) + \lambda x(t)] dt - [\lambda(T) \cdot x(T) - \lambda(0) \cdot x(0)]$$

Determinam-se as condições necessárias para a obtenção de um máximo considerando uma ligeira variação da variável de controlo de  $v(t)$  a  $v(t) + \Delta(t)$ , o que vai induzir uma alteração na trajectória da variável de estado de  $x(t)$  a  $x(t) + \Delta x(t)$ .

A equação (5) vai pois ficar modificada. Diferenciando-a, obtém-se:

$$(6) \quad \Delta L = \int_0^T \left[ \frac{\partial H(x, v, \lambda, t)}{\partial v(t)} \Delta y(t) + \frac{\partial H(x, v, \lambda, t)}{\partial x(t)} \Delta x(t) + \lambda \Delta x(t) \right] dt$$

Para se obter um máximo, é preciso que as variações  $\Delta x(t)$  e  $\Delta y(t)$  se anulem, de modo a que não haja mais variação do lagrangiano, o que nos dá as seguintes condições de primeira ordem:

$$(7) \quad \frac{\partial H(x, v, \lambda, t)}{\partial y(t)} = 0$$

$$(8) \quad \dot{\lambda} = - \frac{\partial H(x, v, \lambda, t)}{\partial x(t)}$$

às quais se torna a acrescentar as condições iniciais:

$$x(0) = x_0$$

e

$$(9) \quad x = \frac{\partial H(x, v, \lambda, t)}{\partial \lambda(t)}$$

(o que não é outra senão a barreira).

Até aqui, foi tudo descrito em valor actual. Pode-se igualmente escrevê-lo em valor corrente. As equações (7), (8) e (9) são assim um pouco modificadas. Escrever-se-á  $\tilde{H}$  em lugar de  $H$ .

Com efeito, em valor corrente (o factor de actualização desaparece da expressão), tem-se:

$$\tilde{H} = U(x(t), v(t)) + \mu(t) f[x(t), v(t)]$$

com  $\mu(t) = \lambda(t) \cdot e^{\delta t}$ , expressão que, ao ser diferenciada relativamente ao tempo, dá:

$$\dot{\mu} = -\delta \mu(t) \cdot e^{-\delta t} + \dot{\lambda} \cdot e^{-\delta t}$$

$\mu(t)$  é o equivalente em valor corrente do multiplicador  $\lambda(t)$ . As equações (7) e (8) passam então a ser:

$$(7') \quad \frac{\partial \tilde{H}(x, v, \lambda, t)}{\partial y(t)} = 0$$

$$(10) \quad \mu = \delta \mu(t) - \frac{\partial \tilde{H}(x, v, \lambda, t)}{\partial x(t)}$$

A equação (9) é quase idêntica desde que a derivação se faça em relação ao multiplicador em valor corrente  $\mu$ , em lugar de  $\lambda$ .

As equações (7'), (8) e (9) em valor actual] formam aquilo a que se chama o princípio do máximo.

Foi implicitamente suposto na apresentação precedente que a variável de estado tinha um valor nulo em  $t$ , o que levou a negligenciar o termo  $[-\lambda(T) \cdot x(T)]$  quando se diferenciou a equação (5). Se não for esse o caso, há que introduzir condições suplementares quanto ao estado final do sistema (mêsmo que seja esse o caso, estas são úteis para obter informações acerca da trajectória do sistema). Estas são qualificadas de condições de transversalidade e escrevem-se da seguinte maneira<sup>3</sup>:

<sup>3</sup> A interpretação destas equações é efectuada no decurso do capítulo 3.

(12)

$$H[x, v, \lambda, T]=0$$

Um último pormenor diz respeito ao horizonte. Até aqui, este era considerado como finito. E, o que se passa se o horizonte se tornar infinito ( $\infty$  em lugar de  $T$  no limite da integral)? O raciocínio que conduz às condições de primeira ordem não é modificado. Em contrapartida, as condições de transversalidade não se escrevem do mesmo modo. Ter-se-á:

(13)

$$\lim_{T \rightarrow \infty} e^{-\delta t} \mu(T) \cdot x(T) = 0$$

(14)

$$\lim_{T \rightarrow \infty} e^{-\delta t} \cdot H[x, v, \lambda, T] = 0$$

## 4

## A TEORIA DOS RECURSOS RENOVÁVEIS

Como todos os recursos naturais, os recursos renováveis são utilizados no consumo ou nos processos de produção. Considera-se geralmente que os recursos esgotáveis são extraídos, enquanto que os recursos renováveis são recolhidos, mas esta diferença no vocabulário empregue não é fundamental. Deste modo, pode-se dizer com igual propriedade que todos estes recursos, renováveis como esgotáveis, são *explorados*. Tal como o minério de uma mina, florestas e peixes devem ser explorados antes de ser transformados, e é esta exploração que aqui nos interessa.

Um *stock* de peixes, uma floresta, são capazes de fornecer recursos durante um longo período de tempo. Para numerosos recursos renováveis, a continuidade e o volume dos seus fluxos, assim como a dimensão e a sobrevivência dos seu *stocks*, dependem crucialmente dos homens: por exemplo, o número de peixes depende em grande parte da pesca. Para outros recursos renováveis, o fluxo é independente dos humanos (energia solar) e, por conseguinte, o montante consumido pela geração actual não reduz o montante a consumir pelas gerações futuras. O uso convencional pretende que tais recursos, que apresentam um fluxo contínuo ao longo do tempo, sejam considerados entre os recursos renováveis. A energia do sol, a energia geotérmica, a das ondas ou das marés, são exemplos de recursos de fluxos contínuos. *A priori*, não nos debruçamos aqui sobre esses recursos, na medida em que eles não apresentam particulares problemas de gestão.

Entretanto, foi já sublinhado que a maior parte dos recursos naturais renováveis podem ser esgotados, e tornar-se portanto não renováveis. Um *stock* de peixes pode, por exemplo, ser pescado ao ponto de levar ao seu

esgotamento. A extinção de uma espécie vegetal ou animal é o último estágio de semelhante evolução.

Alguns recursos naturais renováveis podem ser armazenados, outros não. A forma mais comum de armazenamento é a da energia solar na biomassa, a partir da fotossíntese. A biomassa, pela sua duração de vida e o seu renovamento, constitui o essencial dos *stocks* de recursos renováveis, como se verá a propósito dos peixes ou das florestas. O armazenamento dos recursos renováveis tem outros efeitos para além do dos recursos esgotáveis: armazenar recursos esgotáveis prolonga a sua vida económica, enquanto que armazenar recursos renováveis permite diminuir as flutuações devidas aos desajustamentos entre a oferta e a procura (ex.: silos para matérias agrícolas, água de reserva nas barragens).

A economia analisa o modo de conceder os recursos raros entre utilizações em competição. Esta alocação depende não só da dotação em factores – a saber dos recursos naturais, neste caso – mas também do estado da tecnologia utilizável para transformar os *inputs* em *outputs* e dos objectivos da sociedade no seu conjunto.

A economia analisa esta alocação a partir das acções dos indivíduos, considerando os objectivos da sociedade como dados. Coloca-se a hipótese de que os indivíduos hajam segundo o seu próprio interesse, maximizando uma função-objectivo. Os economistas supõem que os interesses sociais são maximizados quando os recursos renováveis são concedidos pelos indivíduos para a sua utilização mais eficaz. As regras seguidas por esta concessão levam a considerar os recursos renováveis como um activo entre outros, entre os quais o indivíduo deve escolher. Pode ser que esta escolha, que se qualificará de economicamente racional se corresponder ao critério da maximização da utilidade esperada, tenha cientemente como resultado a extinção do recurso.

A natureza e a repartição dos direitos de propriedade, tal como a forma dos mercados que lhes correspondem, afectam de modo bem evidente a alocação óptima dos recursos naturais renováveis. Quais os direitos de propriedade existentes sobre um recurso particular? Estes são detidos por indivíduos que podem excluir os outros da utilização do recurso, ou são detidos em comum com livre acesso para cada um? Como é que uma alocação particular vai influenciar a política governamental em direcção a um recurso renovável? Como avaliar as mudanças na eficiência da utilização de um recurso no quadro de diferentes equilíbrios de mercado?

Para além destas questões, existem três razões principais que levam a considerar os recursos, e particularmente os recursos renováveis, como um assunto em si.

– Por um lado, a importância actual do interesse geopolítico pelos recursos naturais toca igualmente os recursos renováveis: recordamo-nos das «guerras do peixe» que os pescadores franceses e espanhóis travaram no golfo da Gasconha, ou franceses e britânicos ao largo da Irlanda, ou as longas negociações franco-canadianas sobre os direitos de pesca na região da Terra Nova. No domínio florestal, vêm-se os Estados Unidos arrogar-

-se um «direito de vigilância» sobre a floresta amazónica e multiplicar as pressões para que os países latino-americanos cessem as práticas prejudiciais à sua sobrevivência. As espécies animais ameaçadas de desaparecimento, de que se tratará mais detalhadamente na secção 4 deste capítulo, são o objecto de um embrião de regulamentação internacional, com a convenção CITES<sup>1</sup>, em vigor desde 1975 e à qual aderiram 120 Estados, ou a Convenção do Rio sobre biodiversidade, em 1992, da qual foram signatários 137 Estados.

– Por outro lado, o facto dos recursos naturais renováveis terem características particulares, tais como a propriedade comum ou o livre acesso. Os recursos renováveis são frequentemente compostos por animais ou plantas não criados pelo homem que, como tais, não são susceptíveis de apropriação privada. Durante muito tempo, por exemplo, os peixes não foram distinguidos do mar que os abriga e eram, como este, considerados como *res nullius*<sup>2</sup>. Isso já não se passa actualmente, pelo menos no plano internacional, porque a instauração da zona económica exclusiva de 200 milhas permite aos Estados reservar a pesca aos seus nacionais ou vender quotas de pesca a outros países. No entanto, a mobilidade do peixe fará sempre com que os direitos do pescador sobre aquele sejam menos alargados que os do agricultor sobre a sua vaca ou da sociedade mineira sobre a sua mina<sup>3</sup>. Ver-se-á, em particular, que, em virtude da propriedade comum dos pescadores sobre o recurso haliêutico, todo o peixe que não é pescado por um o pode ser por outro. A apropriação real do peixe só intervém com a sua captura.

– Finalmente, no caso dos recursos naturais renováveis, a dinâmica é essencial. A renovação do recurso é governada por fenómenos biológicos: crescimento das árvores, desenvolvimento das populações de peixes, os quais são de essência dinâmica. Desde então, qualquer análise estática apenas poderá ser considerada como uma primeira aproximação. Será muito mais importante ver, por exemplo, as consequências sobre o estado futuro do recurso de uma política de levantamento hoje realizada.

Este fenómeno de renovação do recurso é analisável com a ajuda de modelos provenientes das ciências naturais e que estão próximos dos modelos demográficos. Trata-se de ver qual a trajectória que vai ser seguida por uma população animal ou vegetal submetida a um dado levantamento. A esta primeira dinâmica, natural, e função das características biológicas da espécie que constitui o recurso, vai sobrepor-se uma segunda dinâmica,

1 Convention on International Trade in Endangered Species.

2 Termo jurídico que designa um bem livre, que não é propriedade de ninguém. Não confundir com *res communis*, que designa a propriedade em comum.

3 O caso do salmão fornece um belo exemplo da pluralidade de situações no ponto de vista dos direitos de propriedade. Distingue-se, evidentemente, o salmão selvagem, pescado no mar como qualquer outro peixe, e o salmão de criação, criado em «cativo» e que pertence a um proprietário. O caso do *ranching* é mais ambíguo: trata-se de salmões nascidos num viveiro e que depois de soltos, efectuam a sua migração marinha normal e voltam (na verdade, em pequena proporção) a fazer-se pescar no seu local de partida.

esta económica, que vai regradar a gestão e a exploração do recurso em função de critérios económicos. Estas duas dinâmicas estão intimamente ligadas, quanto mais não seja porque o recurso pode sempre desaparecer se a sua exploração se revela incompatível com as suas características biológicas.

O facto essencial para um recurso renovável é que o seu *stock* não é fixo e pode ser aumentado ou diminuído. Ele aumentará se o *stock* se puder regenerar. É este o caso das espécies simples de peixes ou da floresta. Entretanto, existe um *stock* máximo: nenhum recurso se pode regenerar a níveis superiores à capacidade de carga do ecossistema onde ele existe. Em contrapartida, pode declinar se a sua taxa de extracção exceder de modo persistente a sua taxa de crescimento.

A análise económica dos recursos renováveis não apresenta nada de importante antes do meio de século XX. Quanto muito, pode assinalar-se o interesse dedicado pelos habitantes de zonas florestais<sup>4</sup> – e, nomeadamente em França, com a criação do Corpo das Águas e Florestas – à determinação de políticas de gestão óptima das massas florestais (Henry, 1990), por um lado, e, por outro, a multiplicação das observações, em particular nos EUA, sobre o desaparecimento de espécies outrora abundantes, que vai dar lugar, no início do século XX, ao nascimento do movimento «conservacionista»<sup>5</sup>.

Nos anos 70, o agravamento da situação vai conduzir a uma teorização do problema dos recursos renováveis a partir de modelos de optimização dinâmicos oriundos de Hotelling (1931), que tinham sido desenvolvidos pelos recursos esgotáveis (ver capítulo 3). Os dois grandes domínios de aplicação são os recursos de peixes e os recursos florestais.

Compreende-se então que se tem, não só a possibilidade de explorar recursos renováveis indefinidamente, na base de uma taxa de exploração sustentável, mas também a faculdade de investir (dentro de certos limites) nestes recursos, simplesmente explorando-os abaixo do seu limiar de sustentabilidade. Nestes dois sentidos, os recursos de pescas e os recursos florestais são similares, podendo ser estabelecidos paralelos entre ambos. Todavia, contrariamente às florestas e à maior parte dos outros recursos renováveis, os recursos de pesca são difíceis de gerir por causa da propriedade comum (ou do livre acesso) do recurso, o qual, além disso, é bastante móvel. O peixe pode, particularmente, ser levado a deslocar-se sob a influência de eventualidades climáticas ou sob a pressão de actividades concorrentes<sup>6</sup>. Atribuir um direito de uso exclusivo a indivíduos ou a grupos sobre este tipo de recurso não é uma solução imediata.

4 Por exemplo, Faustmann, cuja regra de abate como se verá remonta a 1849.

5 Os anos 50 são, por exemplo, marcados na literatura económica anglo-saxónica por obras de análise «não matemática» da «conservação», tais como as de Ciriacy-Wantrup (1952) ou de Scott (1955).

6 Por exemplo, urbanização das zonas ribeirinhas, actividades de transporte marítimo, em particular petrolífero, exploração dos fundos marinhos, industrialização ou intensificação agrícola nas zonas costeiras ou nas bacias ribeirinhas adjacentes.

Em primeiro lugar, ir-se-á desenvolver um modelo geral de gestão de um recurso renovável, o que nos permitirá ver mais facilmente as semelhanças existentes entre recursos renováveis e recursos esgotáveis (secção 1). Depois, analisar-se-ão diferentes modelos desenvolvidos para a gestão de populações de peixes, os quais formam, como foi visto, uma grande parte da literatura moderna acerca dos recursos renováveis (secção 2). Seguidamente, tratar-se-á mais rapidamente dos modelos de gestão da floresta, os quais, quanto a si, beneficiam de uma tradição mais antiga (secção 3). Finalmente, abordar-se-á os problemas do desaparecimento de espécies e da biodiversidade, que resultam largamente da problemática dos recursos renováveis (secção 4).

## 1. MODELO GERAL DE EXPLORAÇÃO DE UM RECURSO RENOVÁVEL

Este modelo geral de exploração de um recurso renovável utiliza a técnica matemática do princípio do máximo, tal como esta foi recordada no anexo 2 do capítulo 3. A finalidade deste modelo é, com efeito, permitir uma comparação mais fácil com o modelo de recursos esgotáveis desenvolvido no capítulo precedente.

Considera-se que a variação de  $x(t)$ , o *stock* de recursos numa qualquer data  $t$ , é dado por:

$$\dot{x} = G(x(t)) - h(t) \quad (4.1)$$

com  $x(0) = x_0$ ,  $x(t) \geq 0$ ,  $h(t) \geq 0$

expressão na qual  $G(x(t))$  é a taxa natural de reconstituição do recurso e  $h(t)$  a taxa de levantamento sobre o recurso.

O lucro  $\pi$  ou fluxo de benefícios económicos líquidos<sup>7</sup> em  $t$  é uma função

$$\pi = \pi[x(t), h(t), t]$$

O programa de optimização será:

$$\text{Max } V = \int_0^{\infty} \pi(t) e^{-\delta t} dt$$

7 A literatura sobre os recursos esgotáveis considera geralmente este lucro como a «renda» do recurso natural. Como escrevem Boude, Morisset e Reveret (1987, p. 34), «o termo de renda, nesta literatura, é utilizado, o mais frequentemente, no sentido geral de excedente sem que se conheça bem a sua natureza. (...) A terminologia parece ambígua e diversos investigadores levantaram a questão da natureza exacta deste excedente: renda ou lucro, combinação dos dois?». Quanto a nós, contentar-nos-emos, neste modelo e nos modelos seguintes, com o termo de lucro, que nos parece mais justificado.

com as barreiras

$$\dot{x} = G(x(t)) - h(t)$$

$$x(0) = x_0$$

$$0 \leq h(t) \leq h_{MAX}$$

O hamiltoniano deste programa é:

$$H[x(t), h(t), \lambda(t), t] = \pi(t)e^{-\delta t} + \lambda(t)[G(x(t)) - h(t)].$$

As condições de primeira ordem escrevem-se

$$\frac{\partial H(\cdot)}{\partial h(t)} = \pi'_h e^{-\delta t} - \lambda(t) = 0$$

$$\dot{\lambda} = -\frac{\partial H(\cdot)}{\partial x(t)} = -\pi'_x e^{-\delta t} - \lambda(t)G'_x$$

Em termos correntes, de acordo com a primeira condição e servindo-se de  $\mu(t) = \lambda(t)e^{\delta t}$ , fica:

$$\pi'_h e^{-\delta t} - \mu(t)e^{-\delta t} = 0$$

de onde  $\pi'_h = \mu t$

(4.2)

Do mesmo modo, também com a ajuda de  $\mu(t) = \lambda(t)e^{\delta t}$ , e derivando-lhe  $\mu$ :

$$\dot{\mu} = \dot{\lambda} e^{\delta t} + \delta \lambda(t) e^{\delta t}$$

$$\dot{\mu} = \dot{\lambda} e^{\delta t} + \delta \mu(t)$$

obtem-se, da segunda condição,

$$\pi'_x e^{-\delta t} - \lambda(t) G'_x = \dot{\lambda}$$

ou seja

$$\pi'_x e^{-\delta t} - \mu(t) e^{-\delta t} G'_x = \dot{\lambda}$$

de onde

$$\dot{\mu} = [\pi'_x e^{-\delta t} - \lambda(t) G'_x] e^{\delta t} + \mu(t)$$

e, logo

$$\dot{\mu} = [\pi'_x e^{-\delta t} - \mu(t) e^{-\delta t} G'_x] e^{\delta t} = \delta \mu(t)$$

$$\frac{\dot{\mu}}{\mu(t)} = \delta - \frac{\pi'_x}{\mu(t)} - G'_x \quad (4.3)$$

Se nos colocarmos numa trajectória que conduz a uma situação de estado estacionário na qual  $x^*$  é o valor correspondente do *stock*, as variá-

veis tornam-se de facto independentes do tempo. Neste caso, tem-se  $\mu = 0$  e, por conseguinte, a trajectória óptima é fornecida pela equação (4.4), substituindo  $\mu(t)$  por  $\pi'_h$ :

$$G'_x + \frac{\pi'_x}{\pi'_h} = \delta$$

Esta equação (4.4) é a expressão padrão da regra de produtividade marginal da acumulação óptima do capital, na qual a produtividade marginal  $G'$  é igual à taxa de actualização  $\delta$ . O termo correcção  $\pi'_x / \pi'_h$ , que aqui intervém, provém do facto de  $x$  e  $G(x)$  serem especificados em unidades físicas e não em valores.

A especificação do modelo no caso em que  $G(x) = 0$  faz reencontrar o modelo de base dos recursos esgotáveis.

Para obter um modelo dos recursos renováveis, é preciso fazer depender  $G$  do *stock*  $x$  com  $G(x) = 0$  para  $x_{MAX} > 0$  e  $G(x) > 0$  para  $0 < x < x_{MAX}$ . No caso de um recurso biológico, considerar-se-á  $G(0) = 0$ , enquanto que para um recurso permanente (Sol, etc.) considerar-se-á  $G(0) > 0$ . Nestes dois casos  $x_{MAX}$  representa a capacidade de carga do *stock* considerado.

Um objectivo largamente aceite para a gestão desses recursos é o rendimento máximo sustentável (RMS) ou taxa de levantamento sustentável:

$$h_{RMS} = \max G(x)$$

Segundo este princípio, qualquer recurso renovável deve ser mantido ao nível  $x = x_{RMS}$  para o qual a produtividade  $G(x)$  é máxima.

No caso em que se tem ao mesmo tempo  $\pi'_x = 0$  (custos e receitas independentes do nível do *stock*  $x$ ) e  $\delta = 0$ , a equação (4.4) passa a  $G'_x = 0$ , quer dizer  $x = x_{RMS}$ , ou seja a solução em que o nível do *stock* corresponde à exploração à taxa de levantamento sustentável ou solução RMS.

No caso geral, com hipóteses «razoáveis» como  $G_{xx} < 0$ ,  $\pi'_x > 0$ ,  $\pi'_h > 0$ , a actualização tende a fazer decrescer  $x^*$ , e a dependência de  $\pi$  perante  $x$  tende a aumentar  $x^*$  comparativamente à solução RMS.

A equação (4.4) sugere também que o efeito da taxa de actualização continua particularmente forte sobre as espécies com baixa taxa de crescimento (se bem que também devam ser considerados os efeitos do termo  $\pi'_x / \pi'_h$ ).

O modelo geral, em baixo, que se baseia num recurso isolado e num só utilizador, não é realista. Vai-se agora ver, nas duas secções seguintes, como se pode aplicar este modelo geral de gestão de um recurso renovável, por um lado às populações de peixes e por outro à floresta. Ver-se-á então que as especificidades de cada campo de aplicação conduzem a modelos mais complexos.

## 2. OS MODELOS DE GESTÃO DOS STOCKS DE PEIXES

A evolução dos modelos de gestão dos *stocks* de peixes, ou modelos de pesca, foi marcada pela passagem progressiva do conceito exclusivamente biológico de rendimento máximo sustentável, estendido de seguida a outros aspectos do desenvolvimento biológico das populações de peixes exploradas, a conceitos que atribuem maior importância às considerações económicas: estas são, em primeiro lugar, a introdução da noção de esforço de pesca e a curva de Schaefer, de seguida o essencial da discussão económica estabelecida na base do modelo de Gordon-Schaefer e, finalmente, o aparecimento de um modelo concorrente englobando gerações diferenciadas de peixes, o modelo de Beverton-Holt. Por fim, a tomada em conta da incerteza conduziu ao desenvolvimento de modelos de *stock*, cujos resultados são algo diferentes dos modelos deterministas habituais.

É esta evolução que iremos descrever ao longo dos diferentes pontos desta secção.

### 2.1. A DINÂMICA BIOLÓGICA DAS EXPLORAÇÕES EXPLORADAS

A forma exacta de  $G(x)$  depende de factores biológicos. A este respeito, podem-se admitir por hipótese diferentes leis de população.

#### 2.1.1. A LEI DA POPULAÇÃO CONTIDA

Por exemplo, se tivermos taxas de mortalidade  $m$  e de natalidade  $b$  proporcionais à dimensão da população  $x$ , tem-se uma taxa de crescimento natural  $r$ , ela própria proporcional à população  $r=b-m$ , de onde

$$G(x) = \dot{x} = rx.$$

A solução dessa equação dinâmica é  $x(t) = x(0)$ , quer dizer um aumento exponencial à taxa  $r$ , até  $+\infty$  se  $r > 0$  (e até  $-\infty$  se  $r < 0$ ).

De facto, a maior parte das populações biológicas apenas crescem exponencialmente no início do seu crescimento. Forças de limitação devidas à falta de alimento intervêm de seguida, se bem que a lei de população seja antes do género

$$G(x) = \dot{x} = r(x) \cdot x,$$

na qual  $r(x)$  é uma função decrescente de  $x$ ,

$$r(x) = G(x)/x$$

Um exemplo deste tipo de função é dado pela lei logística (ou lei de Verhulst, de 1838)

$$G(x) = \dot{x} = rx \left(1 - \frac{x}{K}\right) \quad (4.5)$$

Aqui,  $r$  é denominado taxa de crescimento intrínseco (para os baixos valores de  $x$ , este é aproximadamente igual a  $r$ ), sendo  $K$  a capacidade de carga ou nível de saturação. Observa-se que tal função admite dois equilíbrios, respectivamente para  $x=0$  e  $x=K$ . O último é um equilíbrio assintoticamente estável.

#### 2.1.2. A IMPORTÂNCIA DO CONCEITO DE RENDIMENTO MÁXIMO SUSTENTÁVEL (RMS)

A noção de rendimento máximo sustentável assenta sobre um modelo de crescimento biológico: é a ideia de que, para qualquer população situada abaixo de um certo nível  $K$ , existe um excedente que pode ser levantado perpetuamente sem alterar o nível do *stock*. Se este excedente não for levantado, o *stock* crescerá até  $K$ , que representa a capacidade máxima de carga, ou seja o nível em que o excedente tende para 0. O rendimento máximo sustentável (RMS) corresponde, por seu lado, ao ponto em que o excedente levantável é máximo. Este é um rendimento máximo calculado na ausência de qualquer levantamento efectivo e, por conseguinte, dependente unicamente das características biológicas da população.

Admite-se, no que se segue, que a lei natural de população dos peixes é de facto uma lei logística. O excedente produzido vai então ser representado por uma curva  $G(x)$  de forma parabólica.

A figura 4.1 apresenta no plano  $(\dot{x}, x)$  a curva  $\dot{x} = G(x)$  representativa deste excedente, com os valores característicos  $K$  e  $x_{RMS}$  da população e RMS do excedente.

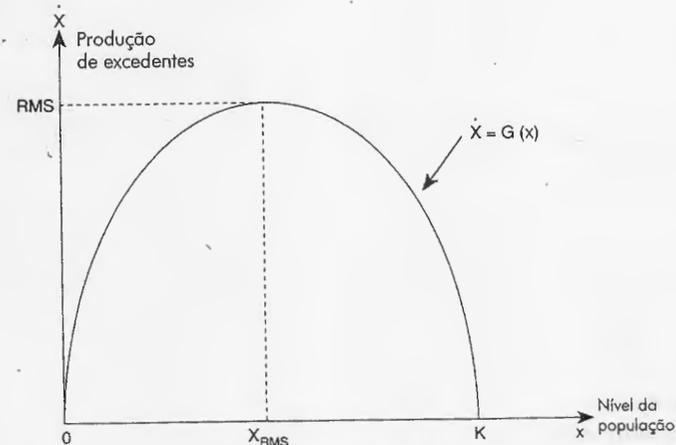


Figura 4.1 – Capacidade máxima de carga e rendimento máximo sustentável

Já que o RMS pode ser interpretado como o levantamento máximo que poderia ser operado indefinidamente sem pôr em causa o recurso, pode pensar-se em adoptar efectivamente este tipo de levantamento na gestão do recurso.

Existem contudo objecções à utilização do rendimento máximo sustentável como regra de exploração de um *stock* de peixes. Primeiramente, trata-se de uma regra de origem biológica válida para uma espécie isolada e de comportamento padrão. As espécies ligadas entre si ou as espécies com grandes variações naturais não podem ser submetidas a uma exploração baseada no rendimento máximo sustentável. Certos autores (Clark, 1991) censuraram sobretudo neste conceito o seu carácter exclusivamente biológico e não económico. O facto de deixar completamente de lado qualquer noção de custo leva a dizer que o rendimento máximo sustentável não pode representar validamente o *optimum*, de um ponto de vista económico.

O rendimento máximo sustentável deve representar uma orientação, em vez de uma norma de exploração óptima. Pode também representar um ponto de convergência entre interesses opostos aquando de uma intervenção dos poderes públicos destinada a garantir a optimalidade social de uma solução.

### 2.1.3. LEVANTAMENTO E EQUILÍBIOS BIOLÓGICOS

Voltemos agora à equação (4.1) do modelo geral dos recursos renováveis, ou seja:

$$\dot{x} = G(x(t)) - h(t)$$

Se introduzirmos, para simplificar, uma taxa constante de levantamento  $h$ , a função resultante  $\dot{x} = G(x) - h$  admite:

- se  $h < \max G(x)$ , dois equilíbrios  $x_1$  instável e  $x_2$  estável (já que então  $x > 0$  se  $x_1 < x < x_2$  e  $x < 0$  em qualquer outro lugar);
- se  $h > \max G(x)$ , todo o nível inicial  $x(0)$  faz tender a população para 0;
- se  $h = \max G(x)$  existe um equilíbrio único  $x = K/2$ , que é semiestável no sentido em que  $x(t) \rightarrow K/2$ , se  $x(0) > K/2$ , e  $x(t) \rightarrow 0$ , se  $x(0) < K/2$ .

A figura 4.2 permite representar estas soluções no plano  $(\dot{x}, x)$ , com a ajuda da curva  $G(x)$  e do nível de levantamento  $h$  nos dois casos em que  $h < \max G(x)$  (soluções  $x_1$  instável e  $x_2$  estável) e  $h = \max G(x)$  (solução única  $K/2$  semiestável).

A figura 4.3 representa nas mesmas condições a solução no caso em que  $h > \max G(x)$  (solução 0 estável).

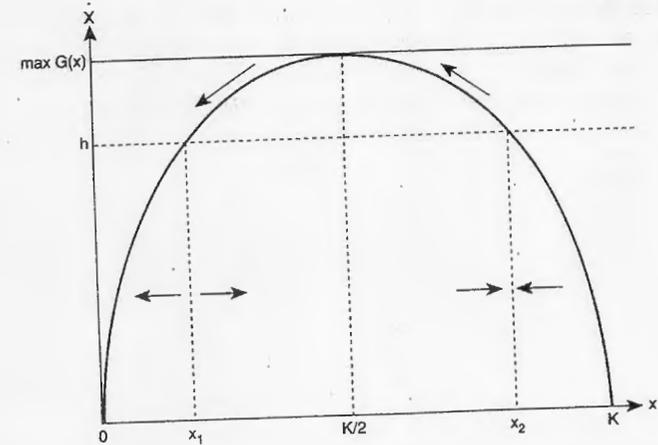


Figura 4.2 - Capacidade máxima de carga e rendimento máximo sustentável

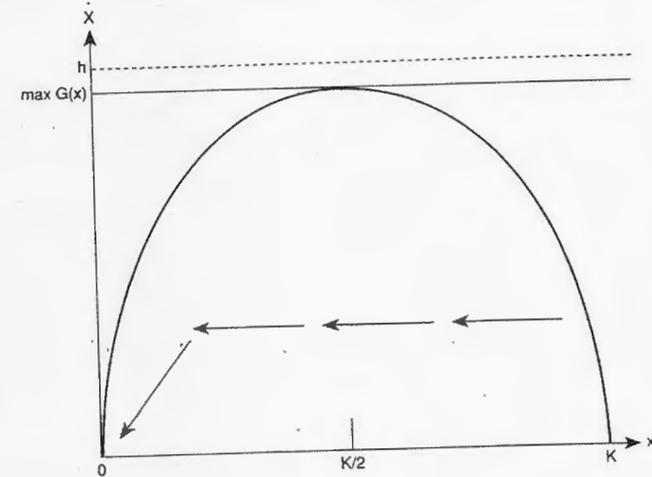


Figura 4.3 - Capacidade máxima da carga e rendimento máximo sustentável

Três conclusões podem ser tiradas deste modelo com base na lei logística<sup>8</sup>:  
 1. existe um rendimento máximo sustentável com  $h_{RMS} = \max G(x)$ . Qualquer  $h > h_{RMS}$  conduz ao esgotamento da população;

<sup>8</sup> Se considerarmos os modelos de crescimento biológico de um ponto de vista mais geral, o modelo logístico estudado representa o caso no qual  $r(x) = G(x)/x$  é uma função decrescente de  $x$ . Se considerarmos agora o caso em que, para determinados valores  $G(x)$  se torna  $< 0$ , tem-se uma curva dita de «dispêndio crítico». Tem-se então um equilíbrio instável  $K_0$  cada vez que  $\lim_{t \rightarrow \infty} x(t) = 0$ . O nível  $x(0) < K_0$  é chamado nível mínimo de população viável.

2. o nível de população  $x = x_{RMS}$  que maximiza a produtividade do recurso *não* é o nível de equilíbrio natural  $K$ , mas  $K/2$ , no modelo;

3. se  $x$  for reduzido a um nível inferior a  $x_{RMS} = K/2$ , o retorno a  $x_{RMS}$  necessita de uma taxa inicial de levantamento abaixo de  $h_{RMS}$ . O meio mais rápido é evidentemente um moratório, ou seja  $h=0$ . Se  $x$  for reduzido a um nível inferior a  $x_{RMS}$ , diz-se que o recurso é *biologicamente* sobreexplorado.

## 2.2 A INTRODUÇÃO DO ESFORÇO DE PESCA: A CURVA DE SCHAEFER

Chama-se esforço de pesca ao número de embarcações por unidade de tempo ou a qualquer informação mais detalhada do tipo número de redes, de linhas ou de anzóis por unidade de tempo.

A hipótese posta consiste em admitir que a relação entre a captura e o esforço é proporcional ao *stock* de peixes. Isto é proveniente do modelo probabilista de captura, segundo o qual uma captura, com igual esforço, é tanto mais provável quanto o *stock* de peixe for importante.

Pode-se assim determinar  $Y$ , uma variante da taxa de levantamento  $h$ , qualificada de rendimento sustentável

$$Y = h = q \cdot E \cdot x \quad (4.6)$$

na qual  $E$  é o esforço e  $q$  uma constante dita coeficiente de expugnabilidade.

Se substituirmos (4.6) na equação inicial (4.1), temos:

$$\dot{x} = G(x) - qEx = rx \left(1 - \frac{x}{K}\right) - qEx \quad (4.7)$$

As unidades utilizadas são em geral as seguintes:

$t$ : dias

$E$ : embarcações (standardizadas)

*stock* de peixes  $x$ : toneladas

taxa de captura  $h$ : toneladas/dia

expugnabilidade  $q$ : número/embarcações-dia

taxa de crescimento intrínseco  $r$ : número/dia

capacidade de carga  $K$ : toneladas

A equação (4.7) não tem senão uma solução, dada pela intersecção de  $qEx$  e de  $G(x)$  na figura 4.4.

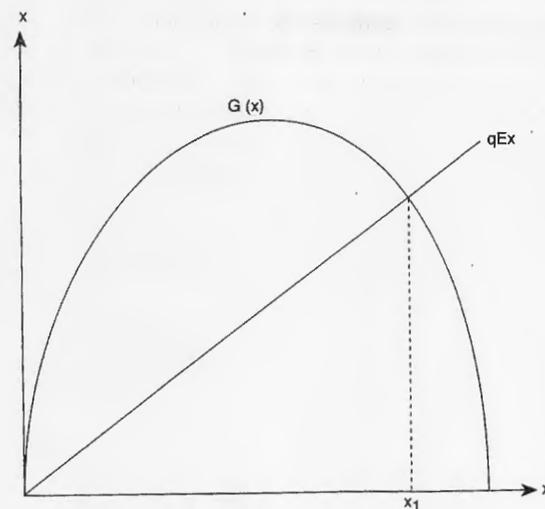


Figura 4.4 – O equilíbrio de uma população de peixes de lei de população  $G(x)$  explorada através um esforço de pesca  $E$

O equilíbrio  $x_1$  é dado por

$$x_1 = K \left(1 - \frac{qE}{r}\right)$$

O rendimento sustentável  $Y = h$ , correspondente ao esforço  $E$  (contanto que  $E < r/q$ ) é então

$$Y = qEx_1 = qKE \left(1 - \frac{qE}{r}\right) \quad (4.8)$$

A figura 4.5 representa a curva desta última equação: trata-se de uma parábola denominada curva de Schaefer. Pode observar-se que esta curva, se bem que possuindo a mesma forma que a curva  $G(x)$ , encontrada anteriormente, é traçada desta vez no plano  $(Y, E)$ , de onde o seu nome de curva rendimento-esforço, e não no plano  $(x, x)$ .

A expressão  $qE = m_p$ , numerador da relação  $qE/r$ , pode interpretar-se como a taxa de mortalidade do peixe devida ao esforço de pesca. Esta tem a mesma dimensão que  $r$ , taxa de crescimento intrínseco, e é uma taxa por unidade de tempo. Vê-se que, se  $m_p > r$ , o rendimento sustentável é zero, tendendo então o *stock* de recursos  $x$  assintoticamente para 0.

Sob estas condições, a curva de Schaefer tem a mesma forma que a curva que é dada pela evolução do *stock* de peixe,  $\dot{x} = dx/dt = G(x)$ , de que tínhamos falado até aqui. Porém, ela representa desta vez o rendimento em função do esforço  $Y = Y(E)$ .

É necessário não perder também de vista que a interpretação correcta da curva rendimento-esforço de Schaefer é que esta representa unicamente os *rendimentos de equilíbrio Y*, correspondentes a diferentes níveis de esforços *E*, uma vez efectuadas todas as adaptações dinâmicas.

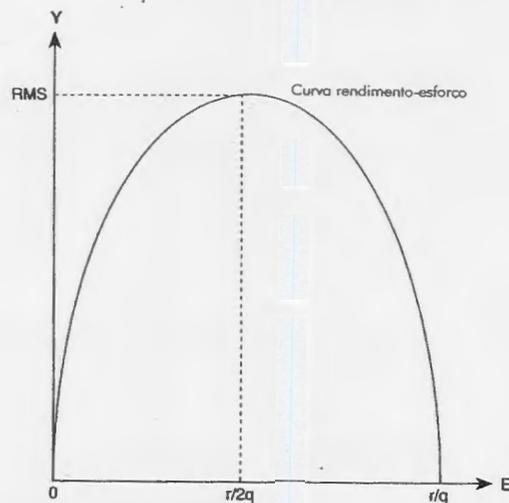


Figura 4.5 – A curva rendimento-esforço ou curva de Schaefer

A introdução da curva rendimento-esforço não faz senão sintetizar o levantamento, a partir do qual as adaptações biodemográficas do recurso se vão operar. Ela não apresenta, aliás, nenhum carácter económico. Para poder desenvolver o conjunto de adaptações características da exploração económica de uma população de peixes, há que ir para além da simples introdução do esforço de pesca e fazer intervir os custos.

Esta análise económica de um recurso renovável pode ser efectuada segundo várias modalidades:

- em livre acesso e em estática, o que será o objecto do parágrafo 2.3;
- em propriedade única e em estática, o que será o objecto do parágrafo 2.4;
- em propriedade única e em dinâmica, o que será o objecto do parágrafo 2.5.

### 2.3. O PEIXE, RECURSO COM LIVRE ACESSO: O MODELO ESTÁTICO DE GORDON-SCHAEFER

A teoria dos recursos renováveis em situação de livre acesso (igualmente chamados recursos em propriedade comum) foi construída por Gordon (1954): numa situação semelhante, o equilíbrio produz-se quando

o fluxo de receitas é exactamente igual ao dos custos de exploração, quer dizer quando o lucro é nulo no seio da actividade, ou, mais exactamente, «dissipado» entre os pescadores. É a entrada na exploração que regula esta última. (A única condição é que a curva de produção de excesso seja convexa.)

Este resultado de Gordon pode ser considerado como o segundo teorema fundamental da economia dos recursos (depois do de Hotelling, respeitante aos recursos esgotáveis em propriedade privada) (ver a segunda parte, capítulo 3). A exploração em livre acesso manifesta-se ainda mais intensa que a exploração privada e pode levar rapidamente à extinção do recurso. De facto, semelhante recurso em livre acesso pode ser tratado como um caso particular de recurso gerado privativamente, no qual a taxa de juro (ou taxa de actualização) se torna infinitamente grande.

Vão pois formular-se três hipóteses suplementares a partir do modelo precedente:

1. o recurso de peixes está em livre acesso. Esta é uma hipótese que define o quadro de análise: os pescadores podem entrar e sair livremente da actividade, tal como os industriais em concorrência perfeita;
2. há custos económicos da pesca, por exemplo, custos proporcionais ao esforço de pesca;
3. há um preço *P* pelos peixes pescados.

O quadro assim definido constitui o modelo dito de Gordon-Schaefer, constituído pela combinação do modelo de livre acesso de Gordon, por um lado, e pela lei biológica do crescimento natural e pela sua extensão à relação rendimento-esforço proposta por Schaefer, por outro lado. Este modelo foi um dos mais utilizados numa primeira fase do desenvolvimento da teoria dos recursos renováveis.

A partir da equação (4.8) do rendimento sustentável  $Y(E)$ , pode-se dar a expressão, multiplicando este rendimento pelo preço *P* (todas coisas iguais, particularmente as condições da procura) da receita total sustentável:

$$RT = P \cdot Y(E)$$

Admite-se assim por hipótese um custo total  $CT$ , proporcional ao esforço de pesca (*c* constante).

$$CT = c \cdot E$$

O lucro  $\pi$  é a diferença receitas – custos:

$$\pi = RT - CT = P \cdot Y(E) - c \cdot E \quad (4.9)$$

Numa pesca em livre acesso, o esforço tende a atingir um equilíbrio, denominado *equilíbrio bioeconómico* por Gordon, caracterizado pelo nível

de esforço  $E = E^*$  para o qual a receita total  $RT$  é igual ao custo total  $CT$ , ou seja, para o qual o lucro é totalmenté dissipado entre os pescadores.

O livre acesso actua: se  $E > E^*$ ,  $CT > RT$ , os custos ultrapassam as receitas, há perdas, logo haveria pescadores a deixar a pesca, diminuindo  $E$ . Inversamente, se  $E < E^*$ ,  $CT < RT$ , as receitas ultrapassam os custos, o lucro é positivo, logo novos pescadores vão entrar, aumentando  $E$ .

Se se combinar este equilíbrio com o modelo de rendimento-esforço de Schaefer, obtém-se:

$$\dot{x} = \frac{dx}{dt} = rx \left(1 - \frac{x}{K}\right) - qEx = 0 \quad (4.10)$$

e

$$RT - CT = P \cdot qEx - c \cdot E = 0 \quad (4.11)$$

A solução deste sistema de equações, dada graficamente na figura 4.6 pela intersecção da curva de Schaefer e da recta  $CT$ , é  $E = E^*$

$$E^* = \frac{r}{q} \left(1 - \frac{c}{PqK}\right) \quad (4.12)$$

O stock  $x^*$  correspondente é:  $x^* = c/P \cdot q$ .

Se se admitirem os parâmetros  $r$ ,  $q$  e  $K$ , dados (parâmetros biológicos característicos da população de peixes), vê-se que o equilíbrio bioeconómico ( $E^*$ ,  $x^*$ ) depende unicamente da relação  $c/P$ , relação dos custos sobre os preços.

A figura 4.6 representa no plano (custos ou receitas totais, esforço de pesca) a curva de Schaefer, aqui interpretada como curva de receita total em função do esforço, e rectas de custos totais correspondentes a níveis diferentes da relação  $c/P$ .

É claro, por exemplo, que, se os custos forem particularmente elevados em relação ao preço do peixe, o recurso não será de modo algum explorado, visto que então a pesca não seria rendível (caso em que  $c > P \cdot qK$ , equilibra  $E^*_1$ ).

Se  $c < PqK$ , dois casos podem apresentar-se:

- seja  $c/P$  aumentado, e pode-se estabelecer um equilíbrio bioeconómico a um nível  $E^*_2 < E_{RMS}$ . Não há então pesca biológica excessiva \* visto que  $E^*_2$  é inferior ao nível de rendimento máxímo sustentável;

- seja  $c/P$  baixo, e então tem-se um equilíbrio bioeconómico  $E^*_3$  superior a  $E_{RMS}$  e, logo, uma pesca biológica excessiva.

Ao considerar-se um esforço  $E^* > E_{RMS}$ , encontramos-nos no caso da pesca biológica excessiva (equilíbrio  $E^*_3$ ). Ora, uma redução do esforço permitiria libertar um lucro suplementar, devido ao facto desta implicar paralelamente uma diminuição dos custos e um aumento das receitas. Na realidade, em virtude do livre acesso ao recurso (se  $\Pi > 0$ , novos pescadores entram, provocando um aumento do esforço  $E$ ), esta redução do

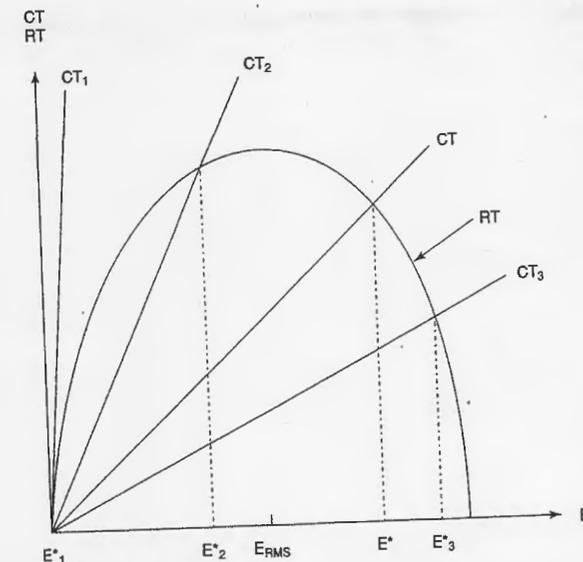


Figura 4.6 - A determinação do equilíbrio bioeconómico

esforço não se realiza. O livre acesso ao recurso tende portanto a manter uma situação de relativa ineficácia económica<sup>9</sup>.

O equilíbrio bioeconómico atingido nesta configuração é o resultado da acção dos pescadores presentes na pesca e agindo individualmente. Este é portanto um equilíbrio descentralizado.

## 2.4. O PEIXE, RECURSO RENOVÁVEL COM PROPRIETÁRIO ÚNICO: UMA ANÁLISE ESTÁTICA

Esta análise estática pode ser facilmente transposta para o caso de um único proprietário do recurso renovável. Presume-se que um proprietário único, empresa ou agência pública, possui todos os direitos sobre o recurso de peixes.

Neste caso, pode colocar-se a questão do grau de esforço  $E^{**}$  mais eficiente. Pensa-se imediatamente em maximizar o lucro  $\Pi = RT - CT$ . O nível de esforço determina-se então na figura 4.7, análoga na sua construção à figura 4.6 precedente, no ponto de tangência da curva de receita total  $RT$  e de uma paralela à curva de custo total  $CT$ .

<sup>9</sup> Entretanto, semelhante eficácia observa-se empiricamente, contudo, para algumas espécies de peixes em livre acesso.

Se voltarmos às condições do parágrafo 2.4 – livre acesso ao recurso – podem interpretar-se respectivamente os dois pontos de equilíbrio da figura 4.7,  $E^*$  como o *optimum* descentralizado e  $E^{**}$  como o *optimum* social, ou seja, aquele que os pescadores deveriam atingir se formassem um só indivíduo, o que equivaleria a um monopólio. Verifica-se igualmente que  $E^* > E^{**}$ , ou seja que contrariamente ao equilíbrio social, o equilíbrio descentralizado conduz a uma situação em que o lucro libertado, longe de ser máximo, é totalmente «dissipado» entre os pescadores.

Porém, toda esta análise é desenvolvida numa base exclusivamente *estática* e negligencia todas as adaptações dinâmicas dos processos, tanto económicos quanto biológicos, que intervêm a longo prazo no seguimento de um levantamento.

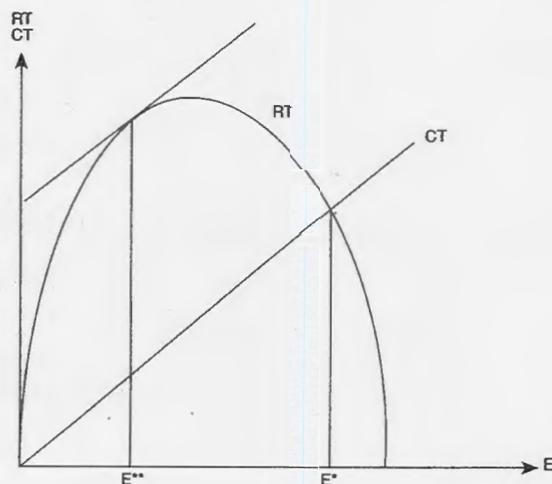


Figura 4.7 – A determinação estática do esforço ótimo

As adaptações biológicas são dadas, como foi visto, pelas leis dinâmicas de população: por exemplo, uma redução do esforço de pesca, tal como esta resultaria, na figura 4.7, da passagem de  $E^*$  a  $E^{**}$ , considerada em dinâmica, provoca primeiramente uma baixa do rendimento  $Y$ , e seguidamente este torna a aumentar para ultrapassar o que é permitido por  $E^*$ .

Do mesmo modo, a adaptação dinâmica do *stock*  $x$  com uma redução semelhante do esforço traduzir-se-á pelo alcance gradual de um novo nível, superior ao nível de partida.

As adaptações económicas dinâmicas supõem, por seu turno, que se tenha em conta a taxa de actualização que permite a comparação dos valores no tempo. A literatura clássica sobre as pescas adoptou frequentemente o critério da maximização do lucro instantâneo. Pode-se considerar

este critério insuficiente visto que não tem em conta a taxa de actualização, o que leva a considerá-lo como nulo<sup>10</sup>.

## 2.5. O PEIXE, RECURSO RENOVÁVEL COM PROPRIETÁRIO ÚNICO: UMA ANÁLISE DINÂMICA

Suponha-se que um único proprietário, empresa ou agência pública, possui todos os direitos sobre o recurso renovável.

Como anteriormente, uma lei biológica de tipo logístico rege o crescimento da espécie. Só as condições económicas de exploração do recurso mudam.

A taxa de levantamento  $h(t)$  é determinada pelo esforço de pesca e a dimensão do *stock*:

$$h(t) = F[E(t), x(t)]$$

Trata-se de uma espécie de função de produção através da qual se supõe que o levantamento é independente do esforço  $E(t)$  e da dimensão do *stock* de peixes  $x(t)$ . A segunda parte desta hipótese, a saber a dependência do levantamento face ao tamanho do *stock*, revela-se específica dos modelos de gestão dos peixes. Ela significa que o levantamento – com um esforço de pesca constante – é tanto mais importante quanto maior for o *stock* de peixes. Relembre-se que o seu fundamento é que, aquando da pesca, a captura é tanto mais provável quanto mais numerosos forem os peixes (ver, mais acima, o parágrafo 2.2 e, especialmente, a equação 4.6).

Suponha-se que o preço do recurso é  $P(t)$  e que o preço do esforço de pesca é  $w$  fixo.

O objectivo do proprietário único é, como no caso dos recursos esgotáveis, maximizar o valor actual do fluxo de receitas líquidas, ou seja:

$$\text{Max } V = \int_0^{\infty} \{P(t) \cdot F[E(t); x(t)] - wE(t)\} e^{-\delta t} dt \quad (4.13)$$

sob a barreira

$$\dot{x} = G[x(t)] - F[E(t), x(t)]$$

$$0 \leq h \leq h_{\max}$$

$$x(0) = X_0$$

<sup>10</sup> O mesmo se passa, evidentemente, no caso de um recurso em livre acesso, considerado em estática.

O hamiltoniano escreve-se

$$H[x(t), E(t), \lambda(t), t] = \\ = \{P(t) \cdot F[E(t), x(t)] - wE(t)\} e^{-\delta t} + \lambda(t) \{G(x(t)) - F[E(t), x(t)]\}$$

As condições de primeira ordem são

$$\frac{\partial H(\cdot)}{\partial E(t)} = 0 \Leftrightarrow (P(t) \cdot F'_E - w) e^{-\delta t} - \lambda(t) \cdot F'_E = 0$$

$$\dot{\lambda} = -\frac{\partial H(\cdot)}{\partial x(t)} = -P(t) \cdot F'_x e^{-\delta t} - \lambda(t) [G'_x - F'_x]$$

Suponhamos, em termos correntes e estabelecendo  $\mu(t) = \lambda(t) e^{\delta t}$ , tem-se:

$$P(t) - \frac{w}{F'_E} = \mu(t) \quad (4.14)$$

$$\dot{\mu} = \delta \mu(t) - [P(t) - \mu(t)] F'_x - \mu(t) G'_x \quad (4.15)$$

Esta equação (4.15) é bastante semelhante à obtida no modelo de recursos esgotáveis com o efeito de *stock* (ver capítulo 3)<sup>11</sup>. A diferença essencial é que o *stock* de recursos pode aumentar, o que é representado pelo termo  $[-\mu(t) G'_x]$ , interpretável como o valor do crescimento marginal do *stock* de recursos. Os outros termos desta condição de equilíbrio dos activos no mercado são, se se puser a equação (4.15) sob a forma  $\delta \mu(t) = \dot{\mu} + G'_x \mu(t) + [P(t) - \mu(t)] F'_x$ :

-  $\dot{\mu}$  representa o ganho em capital natural devido à conservação de uma unidade adicional de peixes (ou a perda devida à captura de uma unidade adicional de peixes).

-  $[P(t) - \mu(t)] F'_x$  é o ganho em valor da produtividade marginal em relação ao *stock* de peixes, permitido através da conservação do recurso.  $F'_x$  é positivo porque, quanto maior for o *stock*, mais a captura poderá ser importante.

-  $\delta \mu(t)$  representa o custo de oportunidade ligado à conservação (à captura) de uma unidade adicional de peixes.

A interpretação da primeira condição (4.14) não é muito diferente do que foi visto para o modelo com recursos esgotáveis: o custo marginal de

utilização representa a diferença entre os preços e o custo marginal. (Pode-se demonstrar que  $W/F'_E = C'_D$ ).

Se nos colocarmos em situação de estado estacionário, como no modelo geral, temos então  $\mu = 0$ . A equação (4.15) passa assim a ser<sup>12</sup>:

$$\delta = G'_x + \left[ \frac{P(t) - \mu(t)}{\mu(t)} \right] F'_x \quad (4.16)$$

E, substituindo  $\mu(t)$  pela sua expressão dada por (4.14), tem-se:

$$\delta = G'_x - \left[ 1 - \frac{P(t)}{P(t) - \frac{w}{F'_E}} \right] F'_x \quad (4.17)$$

Pode-se interpretar este resultado como a aplicação ao domínio dos recursos renováveis da regra de Ramsey (1928), regra geral que estabelece que a taxa líquida de rendimento de um activo deve ser igual à taxa de actualização. Aqui a taxa de rendimento líquido do recurso renovável é superior à sua produtividade física marginal  $G'_x$ .

O factor  $[.] F'_x$  da equação (4.16) representa a relação do ganho líquido que há em levantar agora (ou seja, a diferença entre a receita marginal e o custo marginal de utilização) sobre o ganho líquido em levantar no futuro (ou seja, o «preço fictício» de uma unidade do recurso). Este factor é  $> 0$  para os recursos renováveis. Ele é uma expressão do ganho líquido em capital, proveniente da trajectória dinâmica do recurso. A soma da produtividade marginal do recurso  $G'_x$  e do ganho marginal em capital sobre o recurso deve ser igual à taxa de actualização. Tem-se portanto interesse em deixar o recurso na água (se se tratar de peixes), tanto quanto aquilo que este activo (crescimento natural + ganho em capital) rende permanece acima da taxa de actualização.

Pode-se procurar determinar a influência do custo e da taxa de actualização sobre a localização do equilíbrio:

- No caso geral em que  $w > 0$  (ou seja, um custo marginal  $w/F'_E$  positivo) e  $\delta > 0$ , o equilíbrio pode situar-se de qualquer lado do RMS (cf. a curva de Schaefer no parágrafo 4), não sendo um equilíbrio para o RMS senão pura coincidência.

- Se  $w > 0$  e  $\delta = 0$ , a condição (4.14) dá  $P(t) - \mu(t) = w/F'_E$ , e a equação (4.15) leva a  $G'_x = -F'_x [(P(t) - \mu(t))/\mu(t)] < 0$ , o que significa que o equilíbrio se encontra sobre a direita do RMS.

12 A comparar com a equação fundamental de optimização em matéria de recursos renováveis (Clark, 1990; Pearce e Turner, 1990).

$$\delta = G'(x) - \frac{c'(x) G(x)}{P - c(x)}$$

As diferenças provêm, também aí, da utilização do dual (com uma função de custo  $C(x)$ ) e de uma hipótese acerca do horizonte temporal escolhido.

11 Os termos não são inteiramente idênticos, já que para colocar o problema de maximização se utilizou o *primal*, ou seja, uma função de produção, e não o dual, uma função de custo, como nos problemas tratados no capítulo 3.

- Se  $w=0$  e  $\delta=0$ , então, em (4.17),  $G'_x=0$ , o que significa que o nível do RMS é ótimo. Evidentemente, já que o custo de levantamento é quase nulo, poderia ser interessante aumentar o esforço de pesca e deslocar-se para a direita sobre a curva de Schaefer. No entanto, neste caso, as perdas de valor das capturas futuras devidas à sobreexploração terão um impacto máximo em virtude da taxa da actualização,  $\delta=0$ .

- Se  $w=0$  e  $\delta>0$ , a condição (4.14) dá  $P(t)=\mu(t)$ , e a equação (4.15) dá  $\mu(t)(\delta-G'_x)=0$ . Tem-se pois  $G'_x=\delta>0$ , o que significa que o equilíbrio se encontra sobre a direita de RMS, na parte ascendente da curva de Schaefer. É portanto vantajoso deslocar-se para a direita e apanhar temporariamente mais peixes. Neste caso, com efeito, a influência da taxa de actualização ( $\delta>0$ ) reduz o valor actual das capturas futuras.

Os prolongamentos do modelo Gordon-Schaefer estão todos limitados pelo quadro de análise próprio deste modelo, no qual o *stock* de peixes é um *stock* indiferenciado segundo a idade. Ora, é sabido não ser indiferente em matéria de pesca saber se se levanta jovens, reprodutores ou indivíduos que tenham concluído a sua vida reprodutora. Algumas espécies de peixes, embora prolíferas, podem ser postas em perigo se se explorar os seus jovens. Apenas os modelos de gerações diferenciadas podem permitir tratar casos semelhantes. Estes permitem também inserir facilmente um parâmetro sensível em matéria de pesca: o tamanho das malhas da rede ou do engenho de pesca.

## 2.6. O MODELO BEVERTON-HOLT: UM MODELO DE GERAÇÕES DIFERENCIADAS BASEADO NUMA RELAÇÃO «STOCK-RECRUTAMENTO»

Existe um segundo tipo de modelo, correntemente utilizado nos problemas de pesca - o modelo de Beverton e Holt (1957). Ele diferencia-se do modelo de Gordon-Schaefer, anteriormente estudado, pelo seu carácter fundamentalmente dinâmico: assenta, com efeito, sobre uma análise em gerações. Trata-se de um tipo de modelo mais realista que o modelo Gordon-Schaefer na sua abordagem do *stock* de peixes e que deu lugar a numerosos desenvolvimentos e aplicações (Clark, Edwards e Friedlaender, 1973; Hannesson, 1975; Botsford, 1981; Botsford e Wainwright, 1985; Getz e Haight, 1989). Estudar-se-á aqui apenas o modelo de base e alguns desenvolvimentos de entre os mais simples.

Para Beverton e Holt, a população de peixes consiste num determinado número de classes de idade ou gerações, cada uma delas resultante da fecundidade das gerações anteriores. Conta-se a idade de cada geração a partir do momento em que esta se torna acessível aos engenhos de pesca ( $t=0$ )<sup>13</sup>.

13 Em certos modelos ditos de «recrutamento de ovãs» (ver, por exemplo, Conrad e Clark, 1987) a origem de cada geração ( $t=0$ ) é a eclosão de alevins.

O modelo de Beverton e Holt é um modelo misto tempo discreto/tempo contínuo. Ele incorpora efectivamente uma estrutura por idade, feita de sucessivas gerações, o que implica um tempo discreto, mas assenta sobre leis «demográficas» do recurso que são enunciadas em tempo contínuo.

### 2.6.1. ANÁLISE PARA UMA SÓ GERAÇÃO

Vamos, primeiramente, raciocinar para uma população isolada. Seja  $N(t)$ , (com  $t \geq 0$ ) o efectivo de peixes da geração em vida em  $t$ . A função  $N(t)$  é suposta satisfazer a equação diferencial:

$$\frac{dN}{dt} = (m_n + m_p)N(t), \text{ com } N(0) = R \quad (4.18)$$

na qual  $m_n > 0$  é uma constante que aponta a taxa natural de mortalidade e  $m_p \geq 0$  representa a taxa de mortalidade<sup>14</sup> devida à pesca, representando  $R$  o efectivo inicial da geração, o seu «recrutamento».

Se  $z(t)$  representa o peso médio do peixe na idade  $t$ <sup>15</sup>, a biomassa total representada pela geração é:

$$B(t) = N(t) \cdot z(t) \quad (4.19)$$

Se não houver pesca, a biomassa «natural» é:

$$B_0(t) = R e^{-m_n t} z(t) \quad (4.20)$$

Por diferenciação de (4.20), tem-se:

$$\frac{dB_0}{dt} = R e^{-m_n t} \left\{ \frac{dz}{dt} - m_n z \right\} \quad (4.21)$$

O valor máximo da biomassa é atingido para uma idade  $t_0$  determinado por:

$$\dot{z}(t_0)/z(t_0) = m_n$$

Admite-se seguidamente por hipótese que a pesca pode ser descrita com a ajuda de dois parâmetros,  $\omega$  o tamanho das malhas das redes e  $m_p$  a taxa de mortalidade devida à pesca. Os engenhos de pesca são supostos terem uma selectividade total, quer dizer que qualquer peixe de idade  $t > t_\omega$  que encontre a rede é capturado e qualquer peixe de idade  $t < t_\omega$  escapa.

14 Pode observar-se a hipótese implícita segundo a qual a mortalidade natural e a mortalidade devida à pesca são independentes, o que está longe de ser o caso.

15 Pode-se supor que esta função  $z(t)$  é crescente e limitada, por exemplo, que a taxa de crescimento do peso  $\dot{z}/z$  decresce com o tempo. Um exemplo de função com estas características é:  $z(t) = a(1 - be^{-ct})^3$ , na qual  $a$ ,  $b$  e  $c$  são constantes positivas.

De onde:

$$\begin{aligned} dN/dt &= -m_n N(t) \text{ para } 0 < t < t_\omega \\ &= -(m_n + m_p) N(t) \text{ para } t \geq t_\omega \end{aligned}$$

Como se tem  $N(0) = R$ , segue-se:

$$\begin{aligned} N(t) &= R \cdot e^{-m_n t} \text{ para } 0 < t < t_\omega \\ &= R e^{-m_n t_\omega} \cdot e^{-(m_n + m_p)(t - t_\omega)} \text{ para } t \geq t_\omega \end{aligned}$$

A biomassa total obtida a partir da geração durante a vida inteira desta última é então igual a:

$$Y = Y_\omega(m_p) = \int_{t_\omega}^{\infty} m_p N(t) z(t) dt = R m_p e^{m_p t_\omega} \int_{t_\omega}^{\infty} e^{-(m_n + m_p)(t - t_\omega)} z(t) dt \quad (4.22)$$

## 2.6.2. ANÁLISE MULTIGERACIONAL

Pode-se igualmente interpretar esta última expressão como a biomassa obtida anualmente de uma população de peixes em equilíbrio, consistindo em gerações de diferentes idades. A prova, dada por Beverton e Holt, é que, no equilíbrio, aquilo que a  $i$ ª geração rende durante um ano é igual àquilo que uma qualquer geração rende durante o  $i$ ª ano da sua vida. Fazendo as somas dos  $i$ , vê-se que aquilo que o conjunto das gerações rende por ano é exactamente igual àquilo que uma única geração rende durante toda a sua vida. É preciso contudo notar que esta interpretação só é válida para condições de equilíbrio particularmente severas: o «recrutamento»  $R$  deve ser o mesmo para todas as gerações, a taxa de mortalidade devida à pesca  $m_p$  e o formato das malhas  $\omega$  devem permanecer constantes ao longo da vida de todas as gerações.

## 2.6.3. ANÁLISE ESTÁTICA DO OPTIMUM

Os conceitos de sobreexploração biológica e de rendimento máximo sustentável próprios do modelo de Gordon-Schaefer estão inadequados ao modelo de Beverton e Holt. Mesmo com níveis infinitos de esforço de pesca, o rendimento sustentável é positivo. Pode, com efeito, mostrar-se que  $\lim_{m_p \rightarrow \infty} Y_\omega(m_p) = B_0(t_\omega)$ , no qual  $B_0(t)$  é a biomassa natural na ausência de pesca. Se se fizer  $t_\omega = t_0$ , vê-se que a própria biomassa máxima não pode ser explorada se não se aplicar uma taxa de mortalidade devida à pesca  $m_p$  infinita. Teoricamente, desde o momento em que a geração atinge o limiar de pesca à idade  $t_0$ , ela é capturada na totalidade.

Todavia, ao procurar obter uma definição da pesca ideal, Beverton e Holt introduzem a noção de *curva de rendimento eumétrico*: para cada

valor da taxa de mortalidade devida à pesca,  $m_p$ , existe um tamanho de malha de rede  $\omega$  que dá o rendimento máximo possível. Esta curva de rendimento eumétrico, a curva invólucro das curvas de rendimento de cada tamanho de malha  $Y_{\omega_i}$ , é definida por:

$$Y_{\text{eum}}(m_p) = \max Y_{\omega_i}(m_p).$$

A figura 4.8 mostra a construção desta curva de rendimento eumétrico. No plano  $(Y, m_p)$ , cada curva de rendimento  $Y_{\omega_i}$  corresponde a uma dimensão de malha de rede  $\omega_i$  diferente. A curva de rendimento eumétrico reúne os rendimentos máximos possíveis visto ser tangente às curvas  $Y_{\omega_i}$ .

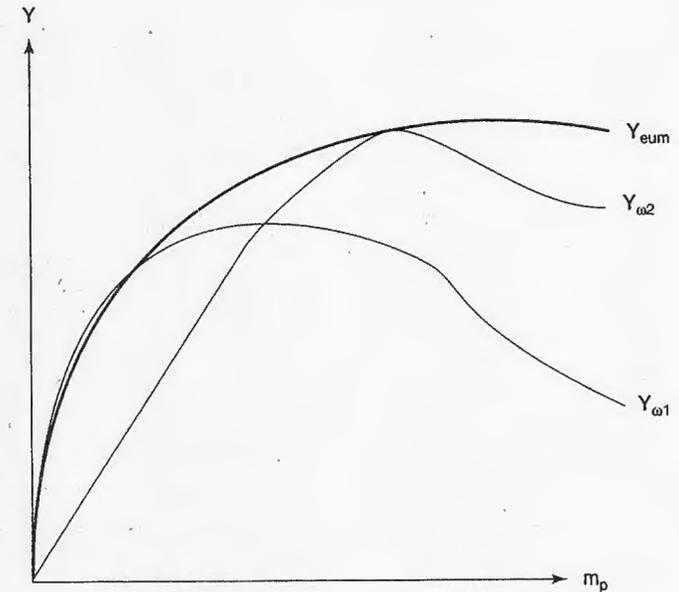


Figura 4.8 – A curva de rendimento eumétrico de Beverton e Holt

Dado que Beverton e Holt admitem por hipótese que a taxa de mortalidade  $m_p$  é proporcional ao esforço de pesca  $E$ , podem escrever que o rendimento eumétrico  $Y_{\text{eum}}(m_p)$  representa o rendimento mais elevado que possa ser obtido para qualquer dado nível de esforço  $E = m_p/q$ . É portanto claro que só os pontos situados sobre a curva de rendimento eumétrico podem ser considerados como «óptimos» do ponto de vista deste rendimento sustentável. Todavia, não existe nenhuma razão *a priori* para pensar que este rendimento sustentável possa constituir uma política óptima em dinâmica.

Entretanto, se nos limitarmos a um ponto de vista estático, é possível derivar da análise precedente um *optimum* económico. Com efeito, mediante as hipóteses habituais respeitantes ao preço do peixe e aos custos de pesca (proporcionais ao esforço), é atingido um *optimum* no ponto de intersecção da curva de custo marginal e da curva de receita marginal.

Na figura 4.9 o equilíbrio estático aparece num plano (Y,E). Um *optimum* é atingido para o esforço  $E_0$ , supondo que nos situamos sobre a curva de receitas correspondente ao rendimento eumétrico.

No caso em que o recurso se encontra em livre acesso, pode aguardar-se que o equilíbrio, tal como no modelo de Gordon-Schaefer, se traduza por uma dissipação total do lucro entre os pescadores, capturando estes todos os peixes disponíveis com malhas de rede suficientemente pequenas. O esgotamento do recurso pode de facto provir de duas fontes: seja de um esforço excessivo, seja de uma malha de rede não eumétrica. Se uma agência reguladora obriga os pescadores a pescar com uma malha maior, a sua receita torna-se então  $PY_\omega$  e um lucro positivo AB pode reaparecer se o esforço permanecer ao nível  $E_1$ . Porém, apesar disso, se o esforço não for limitado, este aumentará até ao nível que faz desaparecer todo o lucro, ou seja  $E_2$ .

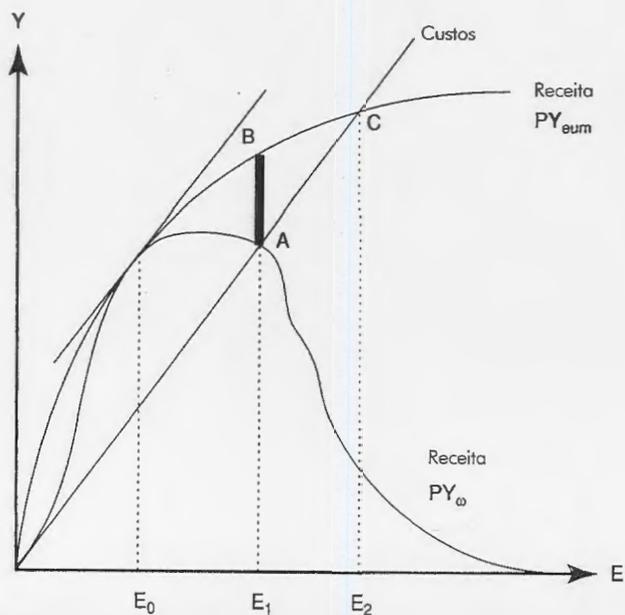


Figura 4.9 - Determinação estática do optimum em livre acesso (Beverton e Holt)

Este mesmo problema pode ser abordado com a ajuda de uma análise dinâmica. Considerar-se-á, para começar, o caso de uma simples geração.

#### 2.6.4. ANÁLISE DINÂMICA DO OPTIMUM PARA UMA SÓ GERAÇÃO

Admite-se agora por hipótese que, contrariamente ao modelo estático,  $m_p(t)$  varia com o tempo entre  $0 \leq m_p(t) \leq m_{pmax}$ .

Tal como anteriormente, a função  $N(t)$  é suposta satisfazer a equação diferencial (4.18). O objectivo a maximizar é:

$$VP = \int_0^{\infty} e^{-\delta t} [PN(t)z(t) - C] m_p(t) dt \quad (4.23)$$

A teoria do controlo óptimo (princípio do Maximum) permite determinar a solução particular  $N^*(t)$ :

$$N^*(t) = \frac{P^{-1}C\delta}{z(t) \left[ \delta + m_n - \frac{\dot{z}(t)}{z(t)} \right]} \quad (4.24)$$

Se  $B^*(t) = N^*(t) z(t)$  corresponde à curva de biomassa, tem-se:

$$B^*(t) = \frac{P^{-1}C\delta}{\delta + m_n - \frac{\dot{z}(t)}{z(t)}} \quad (4.25)$$

$B^*(t)$ , decrescente em  $t$ , admite uma assíntota vertical para  $t=t_\delta$ , para a qual:

$$\frac{\dot{z}(t_\delta)}{z(t_\delta)} = m_n + \delta$$

A figura 4.10 representa esta solução particular em termos de  $B^*(t)$  no plano (B, t). Vê-se, por um lado, que para  $t_\delta$  existe uma assíntota e, por outro lado, que o sentido de desenvolvimento «natural»  $B_0(t)$  corta  $B^*(t)$  para  $t^*_\delta$ . Vai-se pois considerar que para os valores de  $t < t^*_\delta$ , é a curva «natural» da biomassa que é válida:  $B^*(t)$ , de facto, não chegará a alcançar a assíntota, permanecendo sobre o sentido «natural» até  $t^*_\delta$ . Para além de  $t_0$ , em contrapartida, a pesca não rendível não é praticada visto que  $PB(t) < C$ , o que quer dizer que as receitas são inferiores aos custos. Reencontra-se então o sentido «natural»  $B_0(t)$ , já que se deixou de pescar, transposto porém para a zona de valores baixos de B.

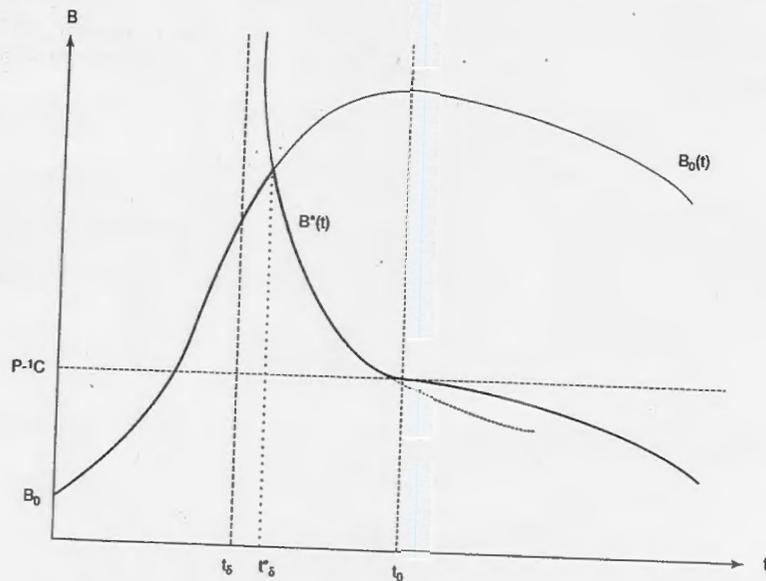


Figura 4.10 - Evolução dinâmica da biomassa de uma geração

Num modelo de Beverton-Holt, a equação (4.25) pode ser reescrita segundo:

$$V(t) = PB(t) - C = P N(t) z(t) - C$$

expressão na qual  $V(t)$  é o valor líquido da geração à idade  $t$ . Pode definir-se  $V^*(t)$  como o aumento deste valor na ausência de qualquer pesca:

$$V^* = \frac{dV}{dt} = (N\dot{z} + z\dot{N}) = PB(t) \left( \frac{\dot{z}}{z} - m_n \right) \quad (4.26)$$

A equação (4.24) pode ser reescrita:

$$PN^* z \left( \frac{\dot{z}}{z} - m_n \right) = \delta [PN^* z - C] \quad (4.27)$$

que se pode reproduzir por:

$$PB(t) \left( \frac{\dot{z}}{z} - m_n \right) = V^*(t) = \delta [PN(t)z(t) - C] = \delta V(t)$$

ou seja

$$\frac{V^*(t)}{V(t)} = \delta \quad (4.28)$$

Vê-se portanto que a pesca ótima consiste em manter a igualdade entre taxa de crescimento do valor líquido potencial da geração (quer dizer, na ausência de pesca) e a taxa de actualização  $\delta$ . Está-se ainda perante uma condição marginal padrão.

## 2.6.5. ANÁLISE DINÂMICA MULTIGERACIONAL

A análise multigeracional no quadro do modelo de Beverton e Holt é bastante complexa e são necessárias hipóteses simplificadoras para obter resultados. Estabelece-se, por exemplo, que os custos de pesca são nulos ( $C=0$ ).

Chama-se  $N_k(t)$  ao número de peixes pertencentes à  $k$ ª geração no tempo  $t$ . Esta  $k$ ª geração torna-se disponível para a pesca (recrutamento) no tempo  $t=k$  e supõe-se que o recrutamento  $R$  é constante para todas as gerações. O efectivo inicial de cada geração é portanto idêntico aquando do seu recrutamento. Os recrutamentos intervêm em cada período. Se a mortalidade devida à pesca for nula, tem-se:

$$\frac{dN_k}{dt} = -m_n N_k, \quad N_k(k) = R \text{ para } t \geq k$$

Se  $z(a)$  representa o peso de um peixe à idade  $a$ , sendo esta idade medida a partir do seu recrutamento, pode dar-se uma expressão da biomassa da  $k$ ª geração:

$$B_k(t) = N_k(t) w(t-k) \text{ para } t \geq k \\ = 0 \text{ para } t < k$$

Estabelece-se que  $m_p = m_p(t)$  é a taxa de mortalidade devida à pesca. Admite-se ainda por hipótese uma selectividade total dos engenhos de pesca, quer dizer, que nenhum peixe abaixo da idade  $t_\mu$  será capturado, mas todos os peixes de idade  $t \geq t_\mu$  o podem ser. O valor  $t_\mu$  é um parâmetro que pode ser determinado de modo óptimo. Tem-se:

$$\frac{dN_k}{dt} = -m_n N_k \text{ para } k \leq t < k + t_\mu \\ = -[m_n + m_p(t)] N_k \text{ para } t \geq k + t_\mu$$

Se, numa primeira fase, se decidir suprimir a selectividade dos engenhos de pesca, isto significa que os peixes irão poder ser capturados a partir do momento em que são recrutados, e não à idade  $t_\mu$ .

O valor actualizado das receitas futuras é então

$$VP = P \int_0^\infty e^{-\delta t} B(t) m_p(t) dt \quad (4.29)$$

expressão na qual  $B(t)$  representa a biomassa pescável total, definida por:

$$B(t) = \sum_{k=-\infty}^{\infty} B_k(t) = \sum_{k=-\infty}^{\infty} N(t) z(t-k) \quad (4.30)$$

As somas infinitas da equação anterior referem-se às contribuições para a pesca dadas por todas as gerações recrutadas no passado. De facto, o limite superior da soma não é  $+\infty$ , mas  $[t]$  = maior inteiro  $\leq t$ , porque  $N_k(t)=0$  para todo o  $k>t$ . Para todo o  $t>0$ , tem-se assim:

$$B_k(t) \leq c \cdot e^{-m_n(t-k)} \text{ para todo o } t \geq k$$

na qual  $c = R z_\infty =$  constante, de onde vem:

$$B(t) \leq c \sum_{k=-\infty}^t e^{-m_n(t-k)} \leq \frac{c'}{1-e^{-m_n}} = c''$$

na qual  $c'$  e  $c''$  também são constantes. Isto significa que, em semelhante modelo, a biomassa é de facto limitada.

A maximização de

$$VP = P \int_0^{\infty} e^{-\delta t} B(t) m_p(t) dt \quad (4.31)$$

sob

$$\frac{dN_k}{dt} = -[m_n + m_p(t)]N_k \text{ com } t \geq k, N_k(k) = R, m_p(t) \geq 0 \quad (4.32)$$

pode tratar-se da seguinte maneira.

O hamiltoniano do problema é:

$$H = e^{-\delta t} \sum N_k z(t-k) m_p(t) - \sum \lambda_k [m_n + m_p(t)] N_k$$

com a função associada  $\sigma(t)$

$$\sigma(t) = e^{-\delta t} \sum N_k z(t-k) - \sum \lambda_k N_k$$

na qual  $\{\lambda_k\}$  é um sistema infinito de variáveis agregadas. As equações agregadas do tipo:

$$\frac{d\lambda_k}{dt} = -\frac{\partial H(\cdot)}{\partial N_k} = -e^{-\delta t} z(t-k) m_p(t) + \lambda_k(t) [m_n + m_p(t)]$$

Se se estabelecer  $\sigma(t)=0$  e o diferenciarmos, obtém-se após simplificação:

$$\delta \sum N_k z_k = \sum N_k (\dot{z}_k - m_n z_k) \text{ ou } z_k(t) = z(t-k)$$

Isto resulta ainda numa expressão:

$$\frac{V^\#(t)}{V(t)} = \delta \quad (4.28)$$

na qual se teria

$$V(t) = PB(t) = P \sum N_k(t) z(t-k) \text{ e } V^\#(t) = \frac{dV}{dt} = \sum N_k (\dot{z}_k - m_n z_k)$$

A relação

$$\frac{V^\#(t)}{V(t)} = \frac{\sum N_k (\dot{z}_k - m_n z_k)}{\sum N_k z_k} \quad (4.33)$$

não é com efeito alterada para a pesca, que é suposta reduzir todas as gerações na mesma proporção. As características óptimas intertemporais da pesca são então efectuar uma série de pescas nos tempos  $t=T_1, T_2, T_3, \dots$  no decurso das quais todos os peixes existentes serão pescados<sup>16</sup>. O intervalo de rotação  $T_j$  destas pescas «exaustivas» pode ser calculado<sup>17</sup>.

O valor da população  $T$  anos após tal pesca «exaustiva» será:

$$V_1(T) = PRe^{-m_n T} z(T) + PRe^{-m_n(T-1)} z(T-1) + \dots \\ \dots + PRe^{-m_n} z(1) = PR \sum_{k=1}^T e^{-km_n} z(k) \quad (4.34)$$

O valor total actualizado das pescas futuras será:

$$VP = \sum_{j=1}^{\infty} e^{-j\delta T} V_1(T) = \frac{V_1(T)}{e^{\delta T} - 1} \quad (4.35)$$

A rotação  $T$  maximizando  $VP$  será dada por:

$$\frac{DV_1(T)}{V_1(T)} = \frac{V_1(T+1) - V_1(T)}{V_1(T)} = \frac{\delta}{1 - e^{-\delta T}} \quad (4.36)$$

Pode-se agora abandonar a hipótese de não selectividade e reintroduzir, sempre com gerações múltiplas, a selectividade dos engenhos de pesca.

Pode então demonstrar-se que um *optimum* é alcançado se esta selectividade permitir seleccionar o peixe à idade  $t_\delta$ , para a qual:

$$\frac{z(t_\delta)}{z(t_\delta)} = m_n + \delta \quad (4.37)$$

e se a pesca de cada ano reduzir a geração de idade  $t_\delta$  a 0. É-se então reconduzido ao caso precedente: se a política óptima de pesca maximizar a receita tirada de cada geração tomada separadamente, esta maximiza-a também para todas as gerações tomadas conjuntamente.

16 É preciso recordar as condições sob as quais tal resultado é obtido: pesca com engenhos não selectivos, ausência de custos de pesca, o que permite eventualmente pescar a totalidade da biomassa e, finalmente, recrutamento constante e totalmente independente do *stock* de peixes, o que faz com que pescar totalmente os peixes em  $T_1$  não comprometa os recrutamentos futuros e, logo, as pescas em  $T_2, T_3$ , etc.

17 Admitindo valores inteiros para  $T$ .

## 2.7. O TRATAMENTO DA INCERTEZA: OS MODELOS DE REED (1974, 1979) E DE CHARLES (1983)

A incerteza é corrente nos modelos de recursos renováveis: as populações de peixes e de outros animais podem flutuar em número de modo imprevisível por razões exógenas que não a exploração humana: doenças, eventualidades climáticas, por exemplo. Estas flutuações imprevisíveis do *stock* de recursos implicam igualmente incerteza no que respeita aos efeitos da exploração sobre o crescimento do recurso. As incertezas serão tratadas com a ajuda de modelos de *stock*, ou seja modelos dos quais algumas equações compreendem termos aleatórios.

Se os modelos deterministas puderam, no essencial, ser tratados em tempo contínuo (com a excepção relativa do modelo de Beverton e Holt), uma preocupação de clareza leva-nos a restringir a apresentação dos modelos de optimização dinâmica de *stock* às suas expressões em tempo discreto:

O modelo de Reed (1974, 1979) é um modelo de exploração ideal do *stock*, fundado sobre uma relação *stock*-recrutamento<sup>18</sup> em tempo discreto:

$$R_{k+1} = Z_k F(R_k - H_k), \quad k=0, 1, 2, \dots$$

no qual  $R_k$  representa o recrutamento do ano  $k$  e  $H_k$  o levantamento do ano  $k$ , satisfazendo a barreira  $0 \leq H_k \leq R_k$ . Quanto a  $Z_k$ , trata-se de um termo de *stock* representando variáveis aleatórias independentes com a mesma densidade de probabilidade  $\Phi(z)$  e de média  $z=1$ . Esta componente aleatória age de modo multiplicativo sobre a parte determinista da equação de recrutamento. O levantamento anual  $H_k$  vai ser a variável de controlo do modelo: a barreira  $0 \leq H_k \leq R_k$  necessita com efeito que o pescador conheça  $R_k$  antes de operar o levantamento  $H_k$ . O objectivo consiste em maximizar o valor actualizado aguardado VPA sob a forma da sua esperança matemática, ou seja:

$$VPA = E \left\{ \sum_{k=0}^T \alpha^k \pi(R_k, S_k) \right\} \quad (4.38)$$

expressão na qual  $\alpha = \frac{1}{1+\delta}$  é o factor de actualização e

$$\pi(R, S) = \int_S^R [P - C(x)] dx \quad (4.39)$$

e onde  $\pi$  designa o lucro e  $S$  os sobreviventes ( $S_k = R_k - H_k$ ),  $P$  o preço do peixe e  $C(x)$  o custo da pesca, que depende do *stock* existente  $x$ . A barreira pode reescrever-se  $0 \leq S_k \leq R_k$ .

18 Chama-se relação *stock*-recrutamento à relação  $F$  que une um recrutamento  $R_k$  aos seus parentes  $P_k$  e ao recrutamento  $H_k$ , ou seja  $R_k = F(P_k)$  com  $P_{k+1} = R_k - H_k = F(P_k) - H_k$  e  $R_{k+1} = F(P_{k+1}) = F(R_k - H_k)$ .

Introduz-se uma função de valor para o período terminal  $T$ :

$$J(R, T) = \max \alpha^T \pi(R, S) = \alpha^T \pi(R, S_\infty)$$

Sendo  $S_\infty$  definida por  $P - C(S_\infty) = 0$ , ou seja o nível de  $S$  que anula o lucro líquido.

Dado que se tem, admitindo por hipótese  $R \geq S_\infty$ , o valor do recrutamento  $V(R)$ :

$$V(R) = \int_{S_\infty}^R [P - C(x)] dx \quad (4.40)$$

substituindo-o em  $\pi(R, S)$ , fica:

$$\pi(R, S) = V(R) - V(S) \quad (4.41)$$

e na função de valor:

$$J(R, T) = \alpha^T V(R)$$

Para  $T-1$ , tem-se:

$$\begin{aligned} J(R, T-1) &= \max E_z \{ \alpha^{T-1} \pi(R, S) + J(ZF(S), T) \} \\ &= \max \alpha^{T-1} [ \pi(R, S) + \alpha E_z \{ V(ZF(S)) \} ] \end{aligned}$$

A esperança matemática desta última expressão é:

$$E_z \{ V(ZF(S)) \} = \int V(z F(S)) \Phi(z) dz$$

Diferenciando-a relativamente a  $S$ , obtém-se a condição necessária respeitante a  $S$ , ou seja:

$$-[P - C(S)] + \alpha E_z \{ V'(ZF(S)) ZF'(S) \} = 0,$$

condição que pode ser reescrita sob a forma<sup>19</sup>:

$$F'(S) \cdot \frac{P - E_z \{ ZC(ZF(S)) \}}{P - C(S)} = \frac{1}{\alpha} \quad (4.42)$$

Se se admitir por hipótese que existe uma única solução  $S^*$  satisfazendo esta condição, o levantamento óptimo em  $T-1$ , ou seja  $H^*$ , será:

$$\begin{aligned} H^* &= R - S^* \text{ se } R > S^* \\ &= 0, \text{ aliás.} \end{aligned}$$

De facto, esta estratégia de levantamento vale para todos os períodos  $k < T$  e é, portanto, o meio mais rápido de obter o objectivo de sobreviventes  $S^*$ . Os modelos de *stock* podem, entretanto, conforme o caso, dar, seja

19 Isto é o análogo em tempo discreto e sob forma de *stock* do resultado visto anteriormente, ou seja:

$$F'(x) \cdot \frac{c'(x)F(x)}{P - c(x)} = \delta$$

a mesma solução óptima que os modelos deterministas, seja dar uma solução ligeiramente diferente, mas em qualquer das hipóteses as diferenças não são muito importantes.

O modelo de Charles (1983) incorpora também flutuações de *stock* do *stock* de peixes. Trata-se, também aí, de um modelo do tipo *stock*-recrutamento em tempo discreto.

A dinâmica da população de peixes é regrada da seguinte forma: a biomassa no começo do ano  $n$ ,  $R_n$  (o recrutamento) segue uma lei de distribuição de média  $F(S_{n-1})$ , expressão na qual  $F(\cdot)$  é a função de reprodução determinista subjacente e  $S_{n-1}$  a biomassa ao fim do ano  $n-1$  (os sobreviventes).  $Z_n$  é uma variável aleatória de acordo com uma distribuição log-normal de média 1 e de variação constante.

De onde a expressão:

$$R_n = F(S_{n-1}) \cdot Z_n \quad (4.44)$$

O modelo de Charles é um modelo no qual existe um capital que serve para o esforço de pesca, com um prazo de investimento de um período, não se tornando o investimento decidido em  $n$  operativo senão em  $n+1$ . A dinâmica do capital é classicamente dada por:

$$K_n = (1-g)K_{n-1} + I_n \text{ com } I_n \geq 0$$

Existe uma barreira de sobrevivência:

$$R_n e^{-qTK_n} \leq S_n \leq R_n \quad (4.45)$$

na qual  $q$  é o coeficiente de captura e  $T$  a extensão máxima da época de pesca.

A função de lucro é:

$$\pi(R_n, K_n, S_n, I_n + 1) = P(R_n - S_n) - (c/q) \text{Log}(R_n/S_n) - c_f I_n + 1 \quad (4.46)$$

expressão na qual  $P$  é o preço do peixe e  $c_f$  o custo do capital.

A função-objectivo é:

$$\max \sum_{n=1}^{\infty} \alpha^{n-1} E\{\pi(R_n, K_n, S_n, I_{n+1})\} \quad (4.47)$$

na qual  $\alpha$  é o factor de actualização  $\alpha = 1/(1+\delta)$ .

Admite-se por hipótese que na  $n$ ésima época de pesca, a biomassa é governada por  $dx/dt = -qE(t)x(t)$  com  $x(0) = R_n$  e  $0 \leq E(t) \leq K_n$ ,  $E(t)$  representando o esforço de pesca instantâneo.

O modelo pode ser resolvido numericamente utilizando as técnicas da programação dinâmica.

A fim de isolar os efeitos da incerteza, a comparação com os resultados do modelo determinista é esclarecedora.

No interior do modelo determinista pode distinguir-se o caso em que o investimento é instantâneo e o caso em que – como acima se admitiu – há

um atraso operativo de um período. No primeiro caso, o equilíbrio de longa duração é alcançado gradualmente com possibilidades de pesca durante uma parte da época, unicamente no caso em que sejam efectuados investimentos.

O efeito qualitativo das eventualidades sobre a gestão óptima da pesca depende simultaneamente da taxa de crescimento lento ou rápido do recurso e da relação dos custos fixos (custo do capital e custo de renovação) com os custos variáveis (custo do esforço de pesca).

Pôde mostrar-se que, para um recurso que cresça com suficiente rapidez, a capacidade óptima da frota aumenta com a incerteza, decresce com o custo fixo (para um dado nível de custos variáveis), mas situa-se sempre acima da capacidade óptima dos modelos deterministas. Para uma espécie de menor taxa de crescimento, em contrapartida, com uma razão custos fixos/custo variável elevada, a capacidade óptima é mais fraca com a incerteza do que sem incerteza (quadro 4.1).

QUADRO 4.1  
Influência do custo do capital e da taxa de crescimento da espécie sobre os resultados dos modelos de *stock* e deterministas

	Baixo custo do K	Custo elevado do K
Baixa taxa de crescimento da espécie	capacidade óptima de stock > ou < capacidade óptima determinista	capacidade óptima de stock < capacidade óptima determinista
Forte taxa de crescimento da espécie	capacidade óptima de stock > capacidade óptima determinista	capacidade óptima de stock > capacidade óptima determinista

Mostrámos nesta secção como os modelos de gestão de *stocks* de peixes, ou seja toda a modelação da pesca, aplicavam a teoria dos recursos renováveis. As especificidades próprias do domínio podem acarretar complicações<sup>20</sup>, das quais se deu um exemplo com o modelo de Beverton e

20 Existem evidentemente muitas outras variedades de modelos que não podemos expor: modelos de espécies múltiplas em competição entre si no seu meio e/ou substituíveis entre si na pesca; modelos de difusão espacial do peixe; modelos de pesquisa do peixe, modelos em termos de teoria dos jogos, modelos internacionais. Não se abordaram igualmente os problemas de política da pesca nem os instrumentos económicos que ela utiliza: limitações à entrada, taxas, quotas.

Holt, protótipo dos modelos multigeracionais actuais. O tratamento da incerteza fez-nos abordar rapidamente a modelação de *stock*.

Veremos agora que os modelos de gestão florestal fornecem igualmente uma boa ilustração dos métodos de análise dos recursos renováveis.

### 3. OS MODELOS DE GESTÃO FLORESTAL

A gestão florestal constitui o outro grande domínio de aplicação da teoria dos recursos renováveis. Tal como para os peixes, o recurso possui características próprias de tipo biológico e está submetido a uma pressão humana através dos abates de árvores.

Seguindo um procedimento análogo ao seguido em matéria de gestão dos *stocks* de peixes, veremos sucessivamente três tipos de modelos de gestão da floresta, indo do mais simples para o mais complexo e da estática para a dinâmica.

#### 3.1. UM MODELO ESTÁTICO SIMPLES DE GESTÃO DA FLORESTA: A PROCURA DO RENDIMENTO MÁXIMO SUSTENTÁVEL

O valor comercial de uma árvore  $V$  é determinado pelo volume e a quantidade de madeira que dela se pode tirar. A variável essencial a este respeito é a idade  $t$  da árvore. Tem-se então uma curva  $V(t)$  específica de cada espécie e de cada localização. A figura seguinte 4.11 mostra o comportamento dessa curva.

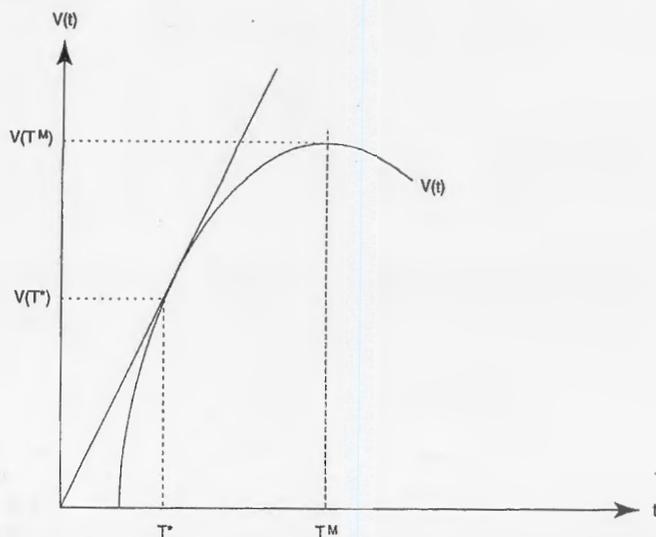


Figura 4.11 – Escolha de uma data de abate em função do valor simples da árvore

Considerando que esta curva  $V(t)$  é conhecida, o problema resume-se assim a calcular a idade óptima de abate desta árvore<sup>21</sup>.

A figura 4.11, acima, representa uma primeira determinação possível da idade de abate. Ela vai corresponder ao conceito de rendimento máximo sustentável (RMS), já encontrado a propósito das populações de peixes. Se nos colocarmos em situação de equilíbrio e tivermos, por exemplo,  $n$  árvores valendo  $V(t)$  e se  $t=T$  representa o período de rotação de abate, então  $n/T$  árvores serão cortadas por cada período e o valor destas árvores abatidas será  $nV(T)/T$ . O problema é então o da escolha de  $T^*$  susceptível de maximizar  $V(T)/T$  (sendo  $n$  uma constante). Graficamente, a solução  $T^*$  surge no ponto de tangência da curva  $V(t)$  e de uma recta que passa pela origem. Vê-se que  $V(T^*)$  é inferior ao valor máximo que uma árvore isolada poderia tomar sem rotação  $V(T^M)$ .

Com efeito:

$$\frac{dV(T)}{dT} = \frac{1}{T} \left( V'(T) - \frac{V(T)}{T} \right) = 0 \text{ para } V'(T^*) = \frac{V(T^*)}{T^*}, \text{ será } \frac{V'(T^*)}{V(T^*)} = \frac{1}{T^*}$$

O período de rotação correspondente ao rendimento máximo sustentável (RMS) é portanto  $T^*$ , para a qual o rendimento marginal  $V'(T)$  é igual ao rendimento médio  $V(T)/T$ .

#### 3.2. A FLORESTA COMO ACTIVO: A REGRA DE GESTÃO DA FLORESTA SEGUNDO FISHER

A prática do rendimento máximo sustentável, seguida frequentemente pelos madeireiros, foi criticada pelos economistas, pelo facto de não ter em conta a taxa de actualização na comparação que efectua entre valores actuais e valores futuros das árvores.

Foram pois desenvolvidos outros métodos de cálculo da rotação óptima que permitem a utilização de uma taxa de actualização.

Sabendo que o custo de abate é  $c$ , de modo que  $V(t)-c$  represente o valor líquido da árvore, a maximização do valor líquido actualizado, ou seja:

$$VP = e^{-\delta t} [V(t) - c]$$

conduz à regra:

$$\frac{V'(T)}{V(T) - c} = \delta$$

21 A questão «quando abater?», neste estágio, não é fundamentalmente diferente daquela que se coloca a um comerciante de vinho cujas enormes lavras, armazenadas a um custo desprezável, adquirem valor ao envelhecer: quando é que ele deve vendê-las? Se as vende demasiado «jóvens», perde em relação ao seu valor futuro, se as vende demasiado «velhas», estas arriscam a já não serem consumíveis.

O sentido desta equação é que o aumento de valor líquido da floresta no decurso de uma unidade de tempo deve ser igual ao que renderia a receita líquida  $(V(T)-c)$  desta floresta se fosse posta a uma taxa de juro (igual à taxa de actualização)  $\delta$ . Este resultado, que assenta apenas na maximização das receitas actualizadas da venda de árvores, é frequentemente conhecido sob o nome de resultado de Fisher (1930).

Esta expressão permite definir a rotação de corte  $T$ . Efectivamente não se deve esquecer que, uma vez a árvore abatida, uma outra árvore deve ser replantada a fim de obter uma nova floresta. (De facto, raciocina-se sobre um conjunto de árvores em vez de uma árvore tomada isoladamente.) Tem-se portanto uma sequência de tempos  $T_1 < T_2 < T_3 < \dots$ , para a qual em cada  $T_k$  a floresta é abatida e replantada <sup>22</sup>.

Graficamente, como se vê sobre a figura 4.12, em baixo, a determinação de  $T^*$  recorre a um conjunto de curvas representando os valores capitalizados à taxa  $\delta$  de diferentes  $VP(0)$  iniciais dados. O valor actualizado da árvore à taxa  $\delta$  é a curva  $V(T)$ , a qual dá este valor actual em função da idade de abate. O valor  $T^*$  corresponde ao ponto de tangência da curva  $V(T)$  da árvore com a mais alta curva  $VP(0)$  atingível.

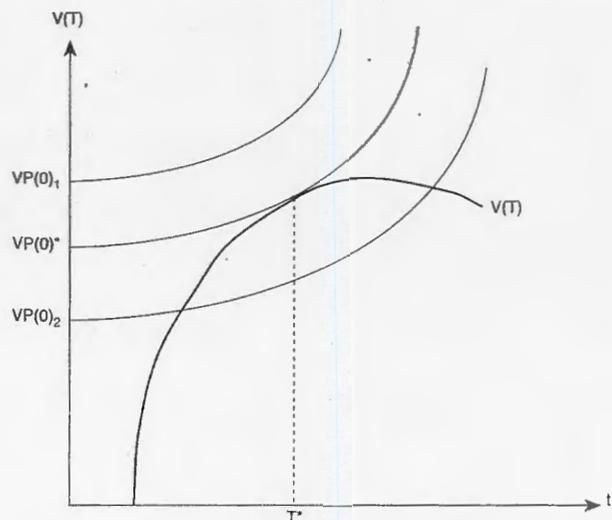


Figura 4.12 - Determinação da data de abate com a ajuda do valor actualizado da árvore

Debruçar-nos-emos agora sobre um modelo que tem em conta as consequências para as gerações futuras de árvores do corte ocorrido presentemente, o que o modelo de Fisher não faz.

22 Considera-se que o custo  $c$  compreende o custo de replantação.

### 3.3. O MODELO DE ROTAÇÃO FLORESTAL DE FAUSTMANN: UM MODELO DINÂMICO DE GESTÃO ÓPTIMA DA FLORESTA

Se nos quisermos dar conta do efeito da rotação de corte sobre o valor actualizado de todas as árvores futuras e não apenas de uma única geração de árvores vendidas, somos levados a reescrever o valor actualizado.

O valor total actualizado dos cortes futuros é então:

$$VP = e^{-\delta T_1}[V(T_1)-c] + e^{-\delta T_2}[(V(T_2)-T_1)-c] + e^{-\delta T_3}[(V(T_3)-T_2)-c] + \dots$$

Também aí, de acordo com as hipóteses estabelecidas, vê-se que as rotações são todas de igual duração, ou seja  $T_k = kT$  com  $k=1, 2, 3, \dots$ , visto que, sendo a floresta totalmente cortada em cada corte, o problema é necessariamente o mesmo em cada rotação e, por conseguinte,  $T_2 - T_1 = T_1$  onde  $T_2 = 2T_1$ .

O valor actualizado dos cortes futuros passa a ser então:

$$VP = \sum_{k=1}^{\infty} e^{-k\delta T} [V(T)-c] = \frac{V(T)-c}{e^{\delta T}-1} \quad (4.48)$$

A maximização de (4.48) em relação a  $T$  requer que:

$$\frac{V'(T)}{V(T)-c} = \frac{\delta e^{\delta T}}{e^{\delta T}-1} = \frac{\delta}{1-e^{-\delta T}} \quad (4.49)$$

Esta equação é chamada fórmula de Faustmann (1849).

A comparação com o resultado da simples maximização das receitas actualizadas ou resultado de Fisher (sem ter em conta a rotação), ou seja:

$$\frac{V'(T)}{V(T)-c} = \delta$$

mostra a existência na fórmula de Faustmann de um factor  $1-e^{-\delta T}$  no denominador do membro direito desta última. Sendo este factor  $<1$ , pode concluir-se que tomar em conta a rotação diminui a idade de abate, como seria de esperar: a necessidade de plantar a geração de árvores seguinte e de as ver «render» mais rapidamente, leva a abater mais cedo a geração anterior.

A fórmula (4.49) pode ser reescrita do seguinte modo:

$$V'(T) = \delta[V(T)-c] + \delta \frac{V(T)-c}{e^{\delta T}-1} \quad (4.50)$$

na qual os dois primeiros termos dependem da regra de optimização sem rotação e o terceiro reflecte a influência da rotação.

Podemos igualmente considerar, se pusermos (4.50) sob a forma:

$$V'(T) = e^{-\delta T} V'(T) + [V(T) - c](-\delta)e^{-\delta T} \quad (4.51)$$

que a variação do valor actualizado das árvores se decompõe numa soma de dois efeitos, um efeito de preço que cria a longanimidade (primeiro termo) e um efeito de actualização que cria a impaciência (segundo termo).

A expressão

$$\frac{V(T) - c}{e^{\delta t} - 1}$$

denominada valor de sítio, representa o valor actualizado de todas as receitas futuras afectadas pelo corte em  $T$ . A fórmula de Faustmann no seu conjunto significa portanto que a floresta deve ser cortada regularmente a uma idade  $T$  para a qual o aumento marginal do valor das árvores é igual à soma dos custos de oportunidade do investimento feito nas árvores que constituem a floresta e no sítio.

Se a taxa de crescimento  $V'(T)$  e o valor líquido  $V(T) - c$  são conhecidos, os ábacos que dão o valor do factor:

$$\frac{\delta}{1 - e^{-\delta T}}$$

para diferentes valores da taxa de lucro (taxa de actualização)  $\delta$  permitem na prática calcular a idade  $T$  do abate. A figura 4.13, em baixo, ilustra este método.

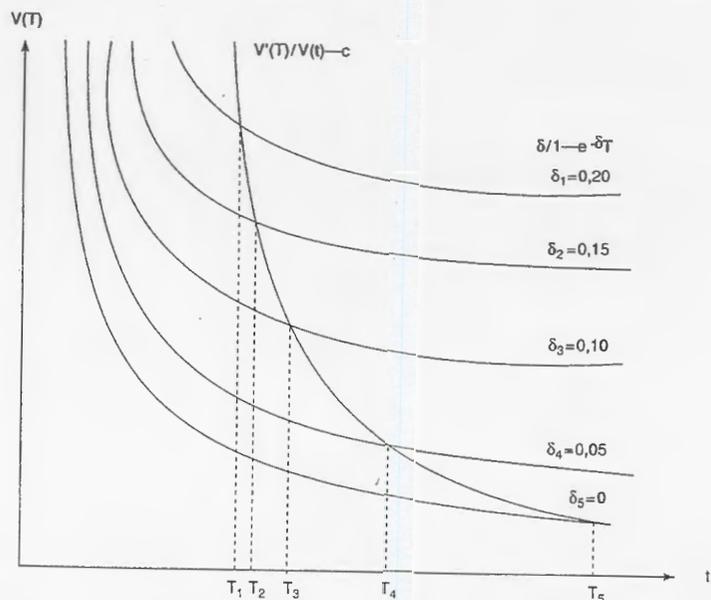


Figura 4.13 - Determinação da rotação do corte para diversos valores da taxa de actualização

Verifica-se que a floresta fornece um domínio de aplicação interessante à teoria dos recursos renováveis. Reencontram-se aí, para a elaboração da análise económica, as mesmas etapas que para a gestão dos stocks de peixes: um primeiro modelo, estático no seu princípio, que não tem em conta a taxa de actualização e se contenta em procurar o corte correspondente ao rendimento máximo sustentável; um segundo modelo, o de Fisher, assenta na maximização do valor actual da floresta mas não tem em conta as consequências do corte sobre a renovação da floresta; um terceiro modelo, por fim, que assenta sobre a fórmula de Faustmann, indica a rotação óptima da floresta numa perspectiva plenamente dinâmica.

Se o modelo geral de gestão de um recurso renovável pôde mostrar, no início deste capítulo, o parentesco existente entre a modelação dos recursos renováveis e a dos recursos esgotáveis, as secções seguintes, através dos dois exemplos dos peixes e da floresta, mostraram, para além de uma diversidade de aparência devida às características e à riqueza destes dois meios, a grande similitude de fundo de todos estes modelos de recursos renováveis entre si. Eles conheceram, aliás, na literatura uma evolução mais ou menos paralela: passou-se de modelos baseados no princípio do rendimento máximo sustentável (RMS), ou seja essencialmente na dinâmica das populações animais ou vegetais, para modelos mais «económicos». Nestes últimos, a necessidade de raciocinar em termos de valor actual, com o conseqüente emprego de uma taxa de actualização não nula, e a necessidade de tomar em conta as consequências da exploração económica do recurso sobre a evolução das populações animais ou vegetais, tiveram como resultado modelos profundamente dinâmicos e de estrutura mais complexa.

## 4. A EXTINÇÃO DOS RECURSOS RENOVÁVEIS E AS PERDAS DE BIODIVERSIDADE

O problema da extinção das espécies pode surgir como um prolongamento da teoria económica dos recursos renováveis. O resultado destas extinções de espécies é uma diminuição deste recurso natural particular e global a que se chama biodiversidade.

### 4.1. A EXTINÇÃO DAS ESPÉCIES NO QUADRO DA TEORIA DOS RECURSOS RENOVÁVEIS

Quando o acesso a um recurso natural renovável, neste caso uma espécie particular, não é regulado, permanecendo portanto livre, são o custo desta espécie e o custo de levantamento que vão determinar a pressão exercida sobre esta espécie. Se o preço é elevado e o custo de levantamento for baixo, a sobreexploração da espécie poderá conduzir à sua

extinção. A política consiste então em baixar o preço ou em aumentar o custo de levantamento: a proibição de comercializar a espécie pode portanto, à primeira vista, revelar-se a solução.

A análise bioeconómica utiliza o modelo de Gordon-Schaefer, tal como foi visto mais acima e tal como foi desenvolvido pelos trabalhos de Clark (1973a e b, 1990). Assenta aquele sobre três elementos: 1) o acesso livre ao recurso; 2) a taxa de crescimento desse recurso; 3) a existência de uma relação entre o preço do recurso e o seu custo.

A dimensão do *stock* afecta a sua taxa de crescimento segundo uma lei logística: para os valores baixos de *stock* a taxa de crescimento é elevada, aquele cresce até um máximo à medida que as ocasiões de reprodução se fazem mais frequentes, depois decresce devido à pressão sobre os recursos, para se tornar nulo ao nível do *stock* correspondente à capacidade máxima de carga do ecossistema respeitante a esta espécie. A taxa de levantamento sobre o recurso é também função do tamanho do *stock*: quando cresce, baixa os custos de localização e de captura e, logo, aumenta a relação preço/custo. A figura 4.14, seguinte, dá a explicação da extinção possível de uma espécie segundo Clark (1990): quanto mais baixa é a taxa de crescimento do recurso e mais elevada for a relação preço/custo, maior é o risco que a recta representando o levantamento corte a curva de crescimento: no gráfico b), haverá extinção<sup>23</sup> porque, para todos os valores do *stock*, a taxa de levantamento é superior à taxa de crescimento: o recurso não pode portanto senão caminhar para a sua extinção.

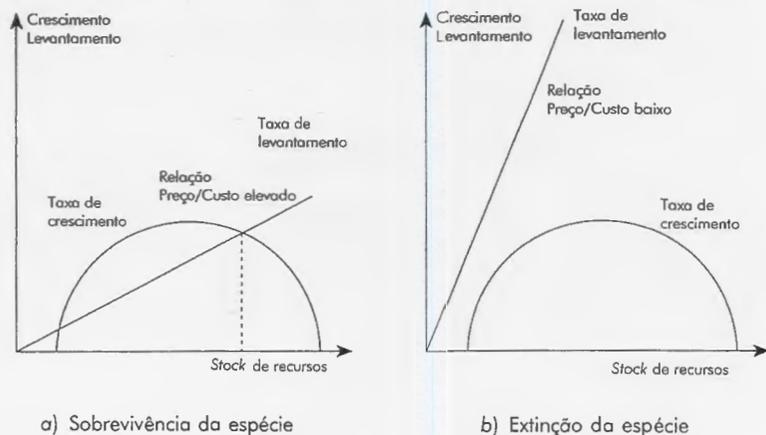


Figura 4.14 – Sobrevivência e extinção de espécie no modelo de Gordon-Schaefer-Clark

23 Em a), em contrapartida, haverá sobrevivência da espécie, já que pode ser atingido um equilíbrio bioeconómico para os valores do *stock* e da taxa de levantamento correspondentes à intersecção da curva de crescimento e da recta de levantamento.

As implicações para a política a efectuar são assim evidentes: sendo a taxa de crescimento do recurso um parâmetro biológico difícil de manipular, a acção incidirá sobre a relação preço/custo, a qual ela procurará fazer diminuir. Por exemplo, restrições ao consumo do recurso nos países importadores tenderão a fazer-lhe baixar o preço, ao passo que a interdição da caça da espécie ameaçada no país de origem, tornando esta ilegal, elevará o seu custo.

Na realidade, a hipótese de base de livre acesso ao recurso<sup>24</sup>, pertinente em matéria de recursos haliêuticos, é-o muito menos para as espécies terrestres, no sentido em que o controlo do acesso a um dado território pode sempre ser efectuado. Pode mesmo pensar-se que esta regulação do acesso é na realidade endógena e não exógena: o controlo depende dos recursos que por ele são afectados e estes últimos dependem por seu turno do rendimento deste tipo de investimento.

Este ponto acarreta uma crítica dos modelos bioeconómicos. Estes últimos, com efeito, estabelecem a maior parte das vezes a hipótese implícita de que «os recursos biológicos são “bens livres” que não requerem nenhum investimento, o que é verdadeiro de modo agregado. No entanto, para uma espécie particular, o investimento desempenha um papel crucial para determinar se um dado *stock* de uma dada espécie continuará a existir. Semelhante investimento deve necessariamente cobrir o seu custo de oportunidade social» (Swanson, 1993a, p. 192).

## UM EXEMPLO DE EXPLORAÇÃO ECONÓMICA DE UM RECURSO RENOVÁVEL: AS BALEIAS DO ANTÁRTICO

Admita-se por hipótese que o recurso constituído pelas baleias azuis do Antártico é gerido por uma única empresa (ou um consórcio) que possua a exclusividade dos direitos de exploração das baleias. Utilize-se o modelo simples do rendimento máximo sustentável (RMS) (ver secção 2). A capacidade de carga do Atlântico é estimada em  $K=150\ 000$  baleias azuis. Avalia-se igualmente o RMS em  $x_{RMS}=2000$  baleias por ano. Se se supuser a curva  $x=G(x)$  simétrica, isso dá uma população  $x_{RMS}$  de 75 000 baleias para produzir o RMS. Se cada baleia valer no mercado 10 000 \$, uma política de exploração das baleias ao nível do RMS renderá à empresa 20 milhões de \$ por ano. Porém, a empresa pode também decidir, visto ter esse direito, capturar todas as baleias existentes, com o risco de impedir qualquer produção ulterior. Contudo na mesma (particularmente no que respeita à procura), ela tiraria daí uma receita de 750 milhões de \$. Colocada a 5 por cento, esta soma renderia à empresa 37,5 milhões de \$ por ano, ou seja, mais que a polí-

24 Vimos na secção anterior que a substituição da hipótese de livre acesso pela de um proprietário único não bastava para afastar todo o risco de sobreexploração e, logo, de extinção do recurso. A maximização do lucro conduz à extinção se a taxa de crescimento do recurso for inferior à taxa de actualização, no caso em que o custo não é dependente da dimensão do *stock* de recursos, e se a taxa de rendimento líquido for inferior à taxa de actualização, no caso em que o custo depende da dimensão do *stock* de recursos. (ver Pearce e Turner, 1990, pp. 268-269.)

tica do RMS (20 milhões de \$). Logo, seria «economicamente racional» para uma empresa posta nestas condições exterminar as baleias e viver do produto da venda deste activo.

Isto passa-se porque a taxa de crescimento das baleias é de 2 a 5 por cento por ano, ou seja, é consideravelmente inferior à taxa de juro que um investimento em capital financeiro pode render. Há portanto pouco incentivo para conservar o activo sob forma natural.

No entanto, felizmente para as baleias, os dados deste exemplo estão muito simplificados! De facto, encontrar as baleias no Antártico acarreta custos: à medida que o nível da população das baleias decresce, a eficácia da caça à baleia relativamente ao seu custo decresce. A existência de custos traz consigo a vontade de preservar uma população de baleias acima daquela que de outro modo seria o caso, e constitui portanto um segundo efeito, de sentido contrário ao primeiro.

Na prática, o facto da baleia ser um activo «inferior» (pela sua taxa de rendimento) impele os baleeiros a não a conservar, no entanto a espécie pode sobreviver porque o extermínio completo não é economicamente rendível.

Outros efeitos podem agir igualmente: o preço das baleias pode variar, seja em função da raridade (oferta), seja em função de alterações exógenas (procura); a taxa de juro pode também variar; os custos podem igualmente variar (no seguimento de uma mudança tecnológica ou como resultado de políticas impostas por conservacionistas).

Podem igualmente existir substitutos, por exemplo, outras espécies de baleias, mais pequenas. A sua caça comum com a da baleia azul pode resultar na condução da população desta última abaixo do nível que seria atingido se só ela fosse caçada.

A maior parte das espécies de baixa taxa de reprodução estão ameaçadas de extermínio segundo um esquema análogo: é o caso, por exemplo, dos elefantes, caçados devido ao seu marfim. Outros recursos naturais de taxas de crescimento mais rápido e que, portanto, não constituem «activos inferiores», podem do mesmo modo conhecer a sobreexploração, ou até a extinção, por causa do livre acesso ao recurso (atum) ou de práticas de exploração que não permitem aos indivíduos jovens chegar à maturidade (malhas de rede demasiado pequenas).

(Segundo Spence, 1973 e Clark, 1990)

Em matéria de despesas de gestão<sup>25</sup>, o montante óptimo destas despesas é alcançado quando o ganho em termos de lucros obtidos da preservação da espécie é igual ao custo de oportunidade representado, por exemplo, pelo salário dos empregados. Dito de outra forma, se este investimento na gestão e na protecção não pode facultar a taxa de rendimento corrente, a espécie ficará não protegida e em livre acesso, conduzindo à sua extinção por excesso de exploração.

De modo mais geral, pode-se pensar, com Swanson (1993a, pp. 191-193) que «as políticas existentes se dirigem mais para as causas secundárias do que para as causas fundamentais do declínio das espécies. As espécies em perigo conhecem todas as mesmas ameaças: a desatenção humana e o subinvestimento. (...) O excesso de exploração é apenas a causa imediata do declínio de uma espécie: a sua causa fundamental é a sua não competi-

25 Por exemplo, através da constituição de uma reserva com uma guarda susceptível de lhe regular o acesso.

tividade enquanto activo. As antigas teorias consideravam como exógenas as instituições que gerem o acesso a uma espécie particular. Este quadro analítico inclui esta decisão e fornece assim uma resposta simples: os regimes de livre acesso são *causados pelas* decisões de não investir em determinados recursos, mais do que são *causa* de semelhantes decisões».

Uma espécie apresenta-se com efeito como um activo natural, no qual o homem investe recursos (quanto mais não fosse para lhe conhecer a existência) e que ele pode arbitrar contra outros activos. O que está em jogo, é a capacidade desta espécie, enquanto activo natural, para gerar um rendimento que se possa comparar aos dos outros géneros de activos. Reencontra-se aí a ideia central da teoria económica dos recursos, quer estes sejam esgotáveis ou renováveis.

Nesta perspectiva, a extinção pode intervir por três razões:

1) a espécie tem, é certo, um valor corrente, mas as suas perspectivas de crescimento e, logo, de rendimentos futuros são tais que não parece justificado guardá-la como activo. Logo, o *stock* inteiro será explorado até ao esgotamento. É este o caso mais frequente na exploração florestal tropical, a qual não substitui as árvores que explora;

2) a espécie não é considerada como susceptível de constituir o objecto de um consumo, mesmo futuro. Logo, nenhum investimento será feito na sua manutenção. Ela extingue-se-á se for encontrada uma utilização mais lucrativa do seu *habitat* natural. Este é o caso de numerosos insectos e vegetais.

3) o valor corrente da espécie existe mas não é suficiente para que aquela possa constituir o objecto de um programa «voluntário» de desinvestimento: este intervém «espontaneamente» através do abandono de todo e qualquer investimento na gestão do acesso à espécie ou ao seu *habitat*. Este é o caso da maior parte dos mamíferos terrestres ameaçados, tal como o elefante.

Estas três razões para a extinção de uma espécie resumem-se todas a uma causa fundamental: a ausência de incentivo para investir nesta espécie.

## 4.2. AS PERDAS DE BIODIVERSIDADE

Os problemas da extinção de espécies podem também ser abordados a partir da noção de biodiversidade, já que a extinção reduz a diversidade.

### 4.2.1. IMPORTÂNCIA ACTUAL DESTAS PERDAS

A diversidade deveria, a rigor, ser apreciada a partir do *stock* genético natural presente num dado ecossistema. O número de genes varia grandemente conforme os organismos<sup>26</sup>, mas pode considerar-se que uma

26 Este é calculado, em função da complexidade do organismo, em cerca de 1000 genes para uma bactéria, 10 000 para certos fungos, 100 000 para um mamífero e mais de 400 000 para uma planta de flor.

maior variedade de material genético permite a existência de uma maior variedade de organismos no presente ou no futuro.

No entanto, por razões de comodidade, a diversidade é avaliada sobretudo pelo número de espécies existentes, resultado de processos de diferenciação e de extinção. Se se pôde considerar que durante muito tempo estes dois processos se equilibraram, o mesmo já não se passa desde o aparecimento dos efeitos da actividade humana, quer dizer, desde há cerca de 10 000 anos<sup>27</sup>. Desde então, a extinção prevalece evidentemente sobre a diferenciação e, para além disso, a extinção de origem humana prevalece actualmente a um factor 3 ou 4 sobre a extinção «natural»<sup>28</sup>. As extinções de espécies conheceram uma considerável amplitude estes cinco últimos séculos, paralelamente à expansão europeia sobre o planeta inteiro. Os ecossistemas insulares são evidentemente os mais vulneráveis, visto que não oferecem às espécies qualquer possibilidade de escapar à destruição: estima-se (World Conservation Monitoring Centre, 1992) que «3/4 das actuais extinções foram respeitantes a espécies insulares».

O quadro 4.2 é bem conhecido mas há que notar que subestima grandemente os desaparecimentos de espécies, visto que numerosas espécies desaparecem mesmo antes da sua existência ser conhecida.

QUADRO 4.2  
Os desaparecimentos de espécies

	Ilhas				Continentes			
	Aves	Mamíferos	Outros	Total	Aves	Mamíferos	Outros	Total
1600-1659	6	0	2	8	0	0	0	0
1660-1719	14	0	2	16	0	0	0	0
1720-1779	14	1	0	15	0	0	0	0
1780-1809	12	1	4	17	0	1	0	1
1810-1869	17	2	6	25	2	3	1	6
1870-1929	35	6	100	141	5	9	14	28
1930-1989	15	5	59	79	4	9	56	69

(Fonte: Pearce D. W., Turner R. K., 1990)

A taxa de extinção actual por decénio é de 5 a 10 por cento do número total de espécies, o que leva alguns biólogos a afirmar que, daqui até

<sup>27</sup> Recorde-se que o homem existe desde há 4 milhões de anos.

<sup>28</sup> Pode-se considerar que a extinção «natural» sobrevém, seja de modo massivo, no seguimento de catástrofes climáticas, resultantes de eventualidades exógenas (colisão com um cometa, grandes erupções vulcânicas, etc.), seja de modo gradual, sob o efeito das radiações naturais que provocam mutações genéticas sobre as quais a pressão selectiva executa uma escolha (há portanto desaparecimento de algumas espécies, espécies primitivas e mutantes mal adaptados, e expansão de novas espécies, os mutantes bem adaptados).

metade do século XXI, poderíamos perder 25 a 50 por cento das espécies actualmente existentes.

Esta perda geral de diversidade é o resultado, independentemente das extinções de espécies devidas à sobreexploração, das quais se acaba de falar, de processos de conversão dos espaços «naturais» em espaços explorados pelo homem, o que implica modificações ou destruições do *habitat* de numerosas espécies. De acordo com Pearce e Turner (1990, pp. 262-263), esta segunda causa do desaparecimento de espécies «é de longe a mais importante e inclui a drenagem de pântanos, a destruição das florestas tropicais húmidas, a inundação de zonas até então selvagens, os efeitos da poluição sobre a fauna e a flora selvagem e a introdução de espécies «exóticas» em meios ambientes até então estáveis».

#### 4.2.2. A EXPLICAÇÃO ECONÓMICA DAS PERDAS DE BIODIVERSIDADE

Mais precisamente, pode-se pensar que as conversões são a maior parte das vezes o resultado de forças económicas que incitam à substituição, à especialização e à globalização das produções agrícolas.

O homem pode escolher entre conservar os recursos sob a sua forma original ou substituí-los por outros recursos. O desenvolvimento económico provém em parte desta *substituição* de activos menos produtivos por activos mais produtivos. Aplicado aos recursos biológicos, isto quererá dizer, por exemplo, que um hectare de terra, sobre o qual originalmente cresciam plantas indígenas, irá ser cultivado a fim de produzir cereais, cuja produtividade é bem superior. Este processo de substituição é globalmente uma das forças que mais contribuem para a perda de biodiversidade. «Disto resulta, por exemplo, que o gado e as outras espécies domésticas substituíram rapidamente numerosos grandes mamíferos nas savanas de África.» (Swanson, 1992b, p. 251.)

Os métodos de produção em vigor comportam uma direcção desfavorável à manutenção da biodiversidade. A *especialização*, por razões de custo, nas produções que asseguram a maior produtividade acarreta, evidentemente, perdas de diversidade. A utilização de capital (adubos, produtos fitossanitários, máquinas agrícolas, etc.) na produção agrícola implica uma produção em massa que requer, por seu turno, a uniformização dos *inputs* e a homogeneidade do *output*. Assim, a maquinismo agrícola necessita de plantações regulares nos campos, do mesmo modo que os produtos químicos são exactamente calculados para eliminar todas as espécies concorrentes da espécie cultivada (herbicidas selectivos).

Os métodos de produção especializados comportam em si próprios riscos suplementares para a biodiversidade, devido à sua generalização ao planeta inteiro, à sua globalização. Na produção de capital utilizado na agricultura existem economias de escala: produzir-se-á, por exemplo, uma máquina agrícola utilizável no mundo inteiro para o mesmo tipo de produção agrícola; de igual modo, preferir-se-ão produtos químicos ajustados

a algumas espécies apenas, os quais serão produzidos em massa, a produtos químicos adaptados a um vasto leque de espécies diferentes, o que seria mais dispendioso.

O resultado destes três factores é que cada vez é mais reduzido o número de espécies que satisfaz as necessidades do homem. Calcula-se que, entre os milhares de plantas comestíveis conhecidas, apenas vinte constituem a base alimentar da humanidade inteira. Por exemplo, as quatro grandes fontes de hidratos de carbono (trigo, milho, arroz, batata) alimentam mais gente que as trinta e seis seguintes tomadas juntas (Wilson, 1988).

As conversões que fazem passar de recursos diversificados a recursos menos diversificados são geralmente percebidas como vantajosas localmente e a curto prazo, não o sendo globalmente nem a longo prazo. Presente-se portanto a existência de um problema de *externalidade* (ver a terceira parte): os indivíduos não tomam em conta nas suas decisões os custos da conversão para o planeta no seu conjunto, em particular aqueles que a perda de biodiversidade implica. Tudo se passa como se os recursos biológicos diversificados fossem sistematicamente subavaliados, o que os leva a ser mais facilmente convertidos. Pode pensar-se que a origem desta subavaliação pode ser encontrada em duas faltas do mercado, relativas à diversidade, e três faltas respeitantes às políticas governamentais.

Cada uma destas faltas leva a reduzir aquilo que se pode considerar como a procura de diversidade. Esta representa a avaliação agregada dos fluxos de bens e serviços ligados à utilização não especializada, ou seja comportando recursos diversificados, de uma terra marginal. Pode igualmente ser definida uma oferta de diversidade: esta corresponde aos benefícios que se pode tirar da utilização especializada da terra marginal. Trata-se portanto do custo de oportunidade da utilização não especializada da terra marginal, e, logo, da produção de recursos diversificados.

Estas faltas, reduzindo a procura de diversidade face a uma oferta de diversidade sem alteração, explicam que, na realidade, se obtenha um nível de diversidade ( $Q_s$ ) claramente inferior àquilo que deveria ser o *optimum* ( $Q^*$ ). O *optimum* de biodiversidade representa o ponto em que a terra marginal continua não convertida a uma utilização especializada porque os benefícios potenciais da sua conversão são justamente iguais aos benefícios efectivos resultantes da sua manutenção no estado natural.

As faltas, cujas duas primeiras, são faltas de mercado e as três seguintes dizem respeito às políticas seguidas, são as seguintes:

1. Incapacidade dos agentes para se apropriar, no mercado, do fluxo de serviços informativos que emana dos recursos diversificados.

Um dos mais importantes serviços prestados pela diversidade é a informação: constituindo a presença de variedades uma informação e a ausência de informação uma uniformidade, pode considerar-se que a biodiversidade é geradora de informação. Substâncias químicas existentes nos recursos biológicos podem servir de princípios activos na indústria farma-

cêutica, seja directamente, seja à título de modelos para compostos sintéticos ulteriores. A etnobotânica, por exemplo, pode permitir mobilizar a informação contida nos conhecimentos que os povos aborígenes obtiveram da sua interacção com o seu meio ambiente biológico. O desaparecimento de uma espécie selvagem é sempre inquietante visto ignorar-se se ela não continha uma informação genética que permitisse lutar contra uma doença ou resistir a condições adversas. Por exemplo, foi um trigo selvagem turco que permitiu obter, a partir de uma cepa americana, um trigo resistente à carie, o que evita o emprego de fungicida. As perspectivas abertas pelas técnicas de manipulação genética reforçam ainda mais o interesse de dispor de um *stock* importante de informação genética, ou seja, de espécies diversificadas. No entanto, apesar deste valor da diversidade no plano informativo, é óbvio que o mercado não é capaz de o transmitir integralmente aos proprietários das terras onde se encontram estes recursos ou aos seus descobridores. Isto está ligado a um aspecto paradoxal da informação: esta não tem valor até que seja revelada e que esta se torne inapropriável. Logo, é muito possível adquirir os serviços informativos da biodiversidade sem pagar um preço num qualquer mercado. Isto reduz igualmente a procura potencial de biodiversidade.

2. Incapacidade dos agentes para se apropriar, no mercado, do fluxo de serviços de segurança provenientes de serviços diversificados.

A biodiversidade exerce igualmente um verdadeiro papel de seguradora. Isto é de algum modo uma aplicação do efeito de carteira. Se numa carteira de activos diversificados o rendimento tem um componente de *stock*, o rendimento do conjunto dos activos tomados como um todo terá uma variação mais fraca que a de cada um dos seus elementos. Se se considerar os recursos biológicos como activos produtivos, a sua diversidade vai fazer actuar esse efeito de carteira e garantir a minimização do risco na produção biológica. Inversamente, a diminuição da diversidade aumenta a variabilidade da produção. Por exemplo, os rendimentos do milho nos Estados Unidos aumentaram consideravelmente a partir de meados dos anos 50, passando de 57 kg/ha em 1935 para 133 kg/ha em 1985, devido à uniformização das sementes e dos métodos de cultura. Durante o mesmo tempo, a variabilidade média (coeficiente de variação) das colheitas aumentou cerca de 100 por cento, passando de 0,06 a 0,105. Tudo se passa como se a biodiversidade funcionasse como um seguro: se, por exemplo, a produção agrícola de uma região se torna homogénea nas espécies cultivadas e nos métodos utilizados, a mutualização dos riscos na base do seguro não poderá actuar, sendo todos os agricultores vítimas dos mesmos dissabores, ao mesmo tempo. Para mais, pensa-se que as culturas especializadas e homogéneas, que perderam qualquer variabilidade interior à espécie, se tornam extremamente vulneráveis aos choques exteriores: devastações, doenças, secas, etc. Entretanto, uma vez mais, o mercado dificilmente pode fazer beneficiar os proprietários do recurso biológico do valor dos serviços de segurança oferecidos pela biodiversidade. Estes serviços têm com efeito um carácter de bem público: pouco importa

quem possui os recursos diversificados, desde que estes continuem a existir. Logo, cada pessoa tem interesse em deixar os outros preservar um certo nível de diversidade, prosseguindo por si mesmo a especialização. Pode portanto haver uma procura de serviços de segurança oriundos da diversidade sem que haja o consentimento correspondente em pagar. Isto vai diminuir mais uma vez a procura potencial de diversidade.

3. Políticas que impedem a apropriação do valor dos fluxos de serviços informativos provenientes de recursos diversificados.

Viu-se, mais acima, não haver incentivos provenientes do mercado ao investimento em activos susceptíveis de fornecer informação, visto que os agentes não se podem apropriar dos benefícios resultantes desse investimento. No entanto, o regime legal da propriedade intelectual, em particular o das licenças e das marcas, tende a assegurar essa protecção do investimento em informação. Do mesmo modo, o regime de protecção dos direitos de propriedade intelectual aplicado aos sistemas informáticos visa permitir aos criadores destes programas recuperar uma parte do rendimento financeiro do seu investimento. No caso dos recursos naturais, a legislação, como a jurisprudência, são muito menos favoráveis à protecção de direitos sobre as descobertas respeitantes à utilização de princípios já existentes na natureza<sup>29</sup>. A este princípio, geralmente admitido, de não licenciabilidade do «vivo» natural, junta-se a liberdade de acesso aos bancos de genes, o qual, por um lado, desapossa os países de origem do organismo da disposição do seu património biológico e, por outro lado, retira qualquer valor comercial aos esforços de prospecção<sup>30</sup>. O conjunto destas perdas de valor representa uma diminuição suplementar da procura.

4. Políticas que subvencionam a subscrição de seguros relativos às colheitas na agricultura especializada.

Os serviços de segurança oferecidos pela biodiversidade na agricultura também não são, como se viu, reconhecidos pelo mercado. A política seguida pelos governos em matéria de seguros vai ao encontro de semelhante reconhecimento, na medida em que favorece, subvencionando-o, o seguro das perdas de exploração dos agricultores. Deste modo, substitui-se o seguro «gratuito», fornecido pela biodiversidade, por um seguro das colheitas, for-

necido pelo mercado. Para mais, os riscos respeitantes às colheitas, na medida em que são devidos à especialização e à perda de diversidade, são dificilmente mutualizáveis, visto que se realizam simultaneamente para todos os agricultores a que dizem respeito. O sistema não pode portanto funcionar sem importantes subvenções públicas. Precavendo-se os agricultores contra os riscos corridos pela sua colheita através de um seguro, em vez de o fazerem através da biodiversidade, mais esta última se vê reduzida.

5. Políticas que subvencionam a agricultura especializada e praticam a discriminação para com os recursos diversificados.

A decisão de converter terras a uma utilização especializada depende da comparação das avaliações dos dois estados feita pelo proprietário. Numerosas políticas governamentais têm como efeito reduzir o valor atribuído ao estado «natural» das terras e aumentar, pelas subvenções que comportam, o valor das produções agrícolas especializadas e, logo, o da terra convertida a esta utilização. Isto produz-se, evidentemente, nas agriculturas dos países desenvolvidos, todas fortemente subvencionadas, mas também nos países em vias de desenvolvimento. Pôde demonstrar-se, por exemplo, no caso da Amazônia brasileira, que a conversão da floresta em pastagens para gado não teria sido financeiramente possível sem importantes subvenções governamentais (Browder, 1988). Do mesmo modo, numerosos governos não fazem suficientes esforços para capturar em seu proveito o essencial do valor dos recursos naturais renováveis que exportam. Assim, foi mostrado que numerosos países da Ásia não recebem mais de 10 a 30 por cento do valor da madeira das suas florestas exportada por companhias estrangeiras. No que respeita aos elefantes, estima-se igualmente entre 5 e 15 por cento apenas a parte do valor do marfim que volta aos países africanos em causa. Isto provém em parte da proibição do comércio de marfim, que rejeita a produção deste produto para a caça furtiva e as acções clandestinas. Estas diferentes políticas reduzem mais ainda a procura de diversidade.

Deste modo, a teoria dos recursos naturais renováveis que temos vindo a estudar neste capítulo 4 manifesta semelhanças muito nítidas com certos aspectos da teoria dos recursos naturais esgotáveis, dominada pelo pensamento de Hotelling e os seus prolongamentos. A especificidade dos problemas dos recursos vivos (peixes, árvores) sujeitos às suas próprias leis biológicas confere-lhe, contudo, uma certa originalidade.

Vê-se então que se a exploração dos recursos naturais renováveis não é a única causa do desaparecimento das espécies, ela contribui no entanto para isso cada vez que a taxa de levantamento ultrapassa um determinado limiar que garante o equilíbrio entre o recurso e o seu meio. Porém uma abordagem em termos de diversidade permite igualmente afastar outras causas de empobrecimento do meio natural e da diminuição do número de espécies. É na transformação de espaços naturais diversificados em terras agrícolas entregues à monocultura intensiva que reside o essencial das ameaças de desaparecimento para numerosas espécies ou variedades, tanto vegetais como animais.

29 Por exemplo, o artigo 53 (b) da Convenção Europeia sobre as Licenças não estabelece nenhuma protecção para «as variedades de plantas ou de animais ou os processos de natureza essencialmente biológica utilizáveis para a produção de plantas ou de animais». Do mesmo modo, o Supremo Tribunal dos Estados Unidos declarou ser possível licenciar plantas ou animais vivos, na condição de que o «licenciado» tenha produzido um organismo «que apresente características manifestamente diferentes de todas aquelas que se pode encontrar na natureza».

30 É este o caso do International Board for Plant Genetic Research, cuja política consiste em retirar o material genético das plantas do seu país de origem a fim de as colocar em bancos de genes e a oferecer de seguida um acesso gratuito a estes bancos. O número crescente de pedidos de acesso a estas colecções genéticas mostra a amplitude do espoliamento operado em detrimento dos países de origem e a fragilidade de qualquer estabelecimento de um direito de prospecção.

TERCEIRA PARTE

**A ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE**

## INTRODUÇÃO

A economia padrão do meio ambiente constitui um universo teórico organizado em torno de conceitos tais como o de *externalidade* ou o de bem colectivo, que representam casos particulares de «falência do mercado». Em que é que tais construções intelectuais podem concernir ao ambiente?

Do ponto de vista desta corrente do pensamento, a economia do meio ambiente resume-se a maior parte das vezes a uma economia da poluição<sup>1</sup>. Esta última pode ser encarada como a conjunção de um efeito físico, químico, biológico, auditivo, etc., produzido por um desperdício no meio ambiente, e de uma reacção humana a este efeito físico. Esta última, frequentemente qualificada de prejuízo ou incómodo, pode ser considerada como uma perda de bem-estar, a qual a teoria padrão rapidamente assimila a uma perda de utilidade ou de satisfação<sup>2</sup>.

O «problema do ambiente» surge, nesta óptica, quando semelhantes perdas de utilidade ou de satisfação dos agentes económicos não são tomadas em conta pelos mecanismos da regulação comercial. A característica principal desta perda de bem-estar é efectivamente não ser compensada pelo desempenho do mercado, ou seja, não ser objecto de um

---

1 No entanto, os conceitos de património natural ou de capital natural são para a teoria padrão um outro modo, ligado à teoria do capital, de considerar os problemas do meio ambiente. (Ver a quarta parte) Esquemáticamente, o capital natural agrupa funções ambientais que, independentemente dos agentes, concorrem à dispersão e à assimilação das emissões poluentes.

2 Esta necessidade de uma perda de bem-estar torna difícil, no quadro da teoria padrão, a definição de uma atitude preventiva perante a poluição.

pagamento monetário compensatório. Deste ponto de vista, Godard (1993) tem razão para afirmar: «O critério de existência dos problemas não pertence à esfera do meio ambiente. Ele é exclusivamente interno da teoria da regulação económica pelo mercado.» (p. 66). Como indicam Pearce e Turner (1990): «A presença física de poluição não significa que uma poluição exista “economicamente”. (...) Mesmo que uma poluição exista “economicamente”, não é seguro que ela deva ser eliminada.» (p. 62)

Nos dois capítulos desta terceira parte, vai-se estudar o modo como a teoria padrão trata os problemas do meio ambiente e, singularmente, os problemas de poluição. O capítulo 5 é consagrado às consequências da aplicação a estas questões da teoria das *externalidades* e da teoria dos direitos de propriedade, o que constitui a contribuição essencial da teoria padrão. O capítulo 6 trata da avaliação do meio ambiente e dos diversos métodos oriundos da teoria neoclássica e utilizados para alcançar este fim.

## 5

### TEORIA DAS EXTERNALIDADES, DIREITOS DE PROPRIEDADE E MEIO AMBIENTE

A teoria económica do meio ambiente propõe uma formalização dos problemas «ambientais» conforme ao quadro da microeconomia neoclássica (Fisher e Peterson, 1971; Cropper e Oates, 1992). Ela encara o seu tratamento sob o prisma da procura de uma solução que tenha todas as características de *estado óptimo* (poluição óptima, por exemplo).

A economia neoclássica, cuja análise assenta sobre o sistema de mercados concorrenciais, poderia parecer bastante desprovida para tomar em conta fenómenos claramente pertencentes ao domínio do extra-económico, ou até ao domínio da natureza, pela sua origem, mas que, no entanto, não deixam de ter vínculos com a esfera das actividades económicas.

Ela gerou, contudo, com o conceito de *efeito externo* (ou, mais precisamente, com o de *deseconomia* externa), uma representação da «falência» do mercado susceptível, ao mesmo tempo, de oferecer uma descrição dos fenómenos de nocividade e de poluição coerente com a sua definição do económico e também de fornecer instrumentos de correcção de tais fenómenos, correcção susceptível de reconduzir a economia ao seu estado de *optimum*. É pois necessário demorarmo-nos neste conceito de efeito externo. Mostrar-se-á como a teoria das *externalidades*, nascida com Pigou, se vai desenvolver até cobrir numerosos casos de «falência» do mercado e, de seguida, se vai inflectir em direcção à teoria dos direitos de propriedade. Ver-se-á igualmente como todas estas abordagens se reúnem em torno da noção de *optimum*. Este será o objecto da secção 1 deste capítulo, consagrada à teoria das *externalidades*. Um determinado número de instrumentos económicos derivam directamente desta análise neoclássica e constituem os meios essenciais das políticas de ambiente. Estas compor-

tam igualmente instrumentos não económicos. O conjunto destes instrumentos será estudado na secção 2 deste capítulo, relativo aos instrumentos das políticas de ambiente.

## 1. A TEORIA DAS EXTERNALIDADES

No segundo capítulo da primeira parte, viu-se que a análise, em Marshall, do conceito de economia externa constitui a fonte histórica desta teoria. Porém, é com Pigou (1920) que são colocados os fundamentos da teoria padrão das *externalidades* (Mishan, 1971; Laffont, 1977; Bohm, 1987).

Pigou dá do efeito externo uma definição mais clara que a de Marshall, definição que insiste no carácter exterior-ao-mercado do efeito: «A essência do fenómeno é que uma pessoa A, ao mesmo tempo que fornece a uma outra pessoa B um determinado serviço pelo qual recebe um pagamento, ocasione na mesma altura vantagens ou inconvenientes de uma natureza tal que não possa ser imposto um pagamento àqueles que delas beneficiam, nem uma compensação antecipada em proveito daqueles que as sofrem.»

Notam-se imediatamente dois pontos inteiramente novos em Pigou:

O efeito é positivo ou negativo, ou seja, perfeitamente simétrico: falar-se-á a partir daí de economia externa se o efeito for positivo, e de *deseconomia* externa se o efeito for negativo.

A ausência de compensação por um pagamento exprime o carácter não comercial que está na origem da economia ou da *deseconomia*. Externa não quer dizer externa à empresa, como para Marshall, mas exterior à troca comercial.

Há que juntar aí um terceiro ponto, não aparente na citação acima apresentada: é que, para Pigou, a economia ou a *deseconomia* externa é analisável em termos de divergência entre custo privado e custo social (sendo o custo social tomado no sentido de custo para o conjunto dos agentes económicos que formam a colectividade) (Jessua, 1968; Boisson, 1970).

Pode, com efeito considerar-se que qualquer actividade económica tem um custo. O conjunto dos custos impostos por uma actividade à colectividade constitui o *custo social*. Uma parte deste custo social é compensada pelos pagamentos efectuados pelo agente que está na origem da actividade: tais são, por exemplo, os custos das matérias-primas ou do factor trabalho. Estes são *custos privados* do agente. Podem contudo existir outros custos impostos a outros agentes sem que um pagamento venha proporcionar a mínima compensação: tais são os custos ocasionados pela poluição emitida por ocasião de uma actividade de produção industrial. Uma poluição da água, por exemplo, acarretará toda uma série de custos: perda do carácter estético de um curso de água (perda de amenidades), impossibilidade de praticar certos entretenimentos (banho), utilização da água tornada impossível ou mais dispendiosa (água potável, água destinada a processos industriais), perdas devidas à mortalidade dos peixes, etc. Nenhum destes custos é compensado pecuniariamente.

Para Pigou, as vantagens ou os inconvenientes «ocasionados» sem compensação pecuniária podem, todavia, ser avaliados monetariamente. Desde então, se este custo (ou este benefício) for tomado em conta na soma dos custos (ou dos benefícios) que determinam o custo social, vê-se que este custo social é na realidade maior que o custo privado suportado pelo emissor (ou menor, no caso de uma economia externa positiva).

Admita-se por hipótese uma actividade de produção industrial de um qualquer bem. Na ausência de qualquer regulamentação antipoluição ou intervenção e admitindo um mercado de concorrência perfeita para esse bem, o preço e a quantidade produzida de equilíbrio serão respectivamente P e Q (fig. 5.1). Se se admitir que são infligidos a outros agentes custos não compensados por esta produção, ou seja, que existe, devido à poluição, uma *externalidade*, pode dizer-se que o preço de mercado P não reflecte a totalidade dos custos gerados pela dita produção. O custo privado de produção deve na realidade ser aumentado aos elementos do custo social até então não tomados em conta, o que se traduz, na figura 5.1, por um deslize da curva de oferta de S para S', quer dizer, pela passagem do custo marginal privado ao custo marginal social. A tomada em conta destes custos, que corresponde à internalização da *externalidade*, provoca a determinação de um novo preço P' mais elevado para o bem e de uma menor quantidade produzida.

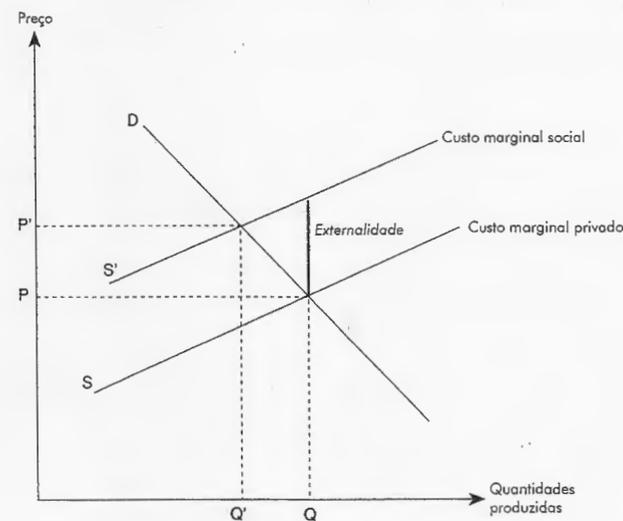


Figura 5.1 – A *externalidade* rigorosa, afastamento entre custo social e custo privado

Nos 40 anos que seguem a obra de Pigou, o debate acerca dos efeitos externos continua. São propostas tentativas de clarificação que acabam todas por situar as *externalidades* relativamente ao *optimum* paretiano,

definido como a situação fora da qual ninguém pode aumentar os seus ganhos sem diminuir os de um outro.

Por outras palavras, se toda a gente se concilia para qualificar de não óptima uma situação que comporte *externalidades*, as opiniões começam a divergir no que respeita aos efeitos sobre um eventual retorno ao *optimum* das medidas correctivas tomadas para suprimir (para *internalizar*) as *externalidades*. O debate foca-se rapidamente sobre o modo desta internalização.

### 1.1. A INTERNALIZAÇÃO PIGOVIANA: A SOLUÇÃO FISCAL

O ensinamento da economia do bem-estar na época de Pigou é pois que, se a produção de uma empresa acarreta uma nocividade qualquer que afecte directamente, e sem compensação possível pelo mercado, o bem-estar de outros agentes económicos, o custo marginal social da produção é mais elevado que o custo de produção marginal privado.

Este afastamento faz com que já não nos encontremos numa situação correspondente a um *optimum* paretiano. O único meio de voltar a uma situação óptima em termos paretianos é preencher o afastamento entre custo social e custo privado. Isto é aquilo a que se chama *internalização da externalidade*.

A modalidade de *internalização* proposta por Pigou é preencher o desvio custo social – custo privado fazendo pagar uma taxa ou uma renda<sup>1</sup> ao emissor da nocividade, taxa cujo montante é evidentemente igual à diferença entre custo social e custo privado.

A *internalização da externalidade*, fenómeno exterior ao mercado, traduz-se por um pagamento que, de algum modo, vem atribuir um preço à nocividade. O preço do bem produzido é então igual ao custo marginal social do bem (custo marginal privado + taxa). Pode-se também dizer que a instauração desta taxa equivale a fazer tomar em consideração a *deseconomia* entre os custos do emissor (ela é de facto considerada sob a forma da taxa que o emissor paga).

Esta solução de *internalização* através de uma taxa, preconizada por Pigou, é conhecida pelo nome de solução pigoviana da *externalidade*, e foi desenvolvida e formalizada em particular por Meade (1952).

Um debate tem todavia lugar em torno desta solução fiscal proposta por Pigou. Ele diz respeito à *optimalidade* da situação proveniente desta solução. Para Pigou, o carácter óptimo da solução da taxa não deixa qual-

1 Empregar-se-á indiferentemente os termos «taxa» e «renda». Uma distinção entre estes dois termos não poderia com efeito ser pertinente de um ponto de vista fiscal, e tem pouco interesse do ponto de vista económico, que aqui nos ocupa. Em termos fiscais, distingue-se a taxa, levantamento sem contrapartida em proveito do Estado ou das colectividades locais, geralmente não aplicado, e a renda, levantamento como contrapartida de um serviço (foro por serviço prestado) e aplicado a fins específicos.

quer dúvida, sendo isto de facto proveniente da definição que ele dá de exterioridade como divergência entre custo social e custo privado. Números autores liberais, pouco inclinados a preconizar soluções fiscais, contestam evidentemente a optimalidade da posição pigoviana e exigem, para o alcance do *optimum*, uma condição suplementar: que o produto da taxa seja entregue à vítima do efeito externo, a fim de que esta última veja o prejuízo residual compensado.

### 1.2. CLASSIFICAÇÕES DAS EXTERNALIDADES E «FALÊNCIAS» DO MERCADO<sup>2</sup>

Como se viu a propósito de Pigou, os efeitos externos podem ser positivos ou negativos. Os termos economias externas e *deseconomias* externas foram os que se impuseram para designar respectivamente estes dois tipos de efeitos.

É claro que, em matéria de economia do meio ambiente, são os efeitos externos negativos (*deseconomias* externas) que permitem representar os fenómenos de nocividade e de poluição. Os efeitos externos positivos também podem, contudo, justificar certas situações, por exemplo, no domínio da paisagem: assim, pode-se considerar que o proprietário de um jardim particularmente cuidado e visível da rua fornece um efeito externo positivo a todos os transeuntes.

De modo mais geral, tais economias externas provocam o aparecimento no mercado de uma oferta de bens ou de recursos inferior ao que ela seria na ausência de *externalidade*.

Uma outra distinção importante é oriunda da discussão sobre o conceito de *externalidade*, discussão à qual os nomes de Buchanan (1969) e de Meade (1952, 1973) ficaram ligados. Trata-se da distinção a fazer entre as *externalidades pecuniárias* e as *externalidades não pecuniárias*<sup>3</sup>.

As primeiras, as *externalidades pecuniárias*, sobrevivem quando a interacção entre agentes, característica da *externalidade*, passa pelos preços, por exemplo, através de um aumento do preço de mercado de um bem. Suponhamos que uma nova empresa se instala numa dada região e que esta instalação acarreta um aumento do aluguer de terrenos industriais. Este aumento dos alugueres cria uma *externalidade* negativa para as empresas já instaladas, que vêem crescer sem contrapartida as suas despesas de aluguer.

Evidentemente, pôde contestar-se o carácter de *externalidade* de tal efeito. Tudo depende da definição que se dê de *externalidade*: se se incluir a necessidade de que a interacção entre agentes se faça fora do mercado, é claro que a *externalidade* pecuniária não corresponde à definição de

2 Esta expressão (*market failure*) deve-se a Bator (1958) e visa englobar numa mesma categoria *externalidades* e bens colectivos. Tanto num caso como no outro o sistema de preços não conduziria a um *optimum*.

3 A distinção foi pela primeira vez introduzida por Viner (1931) e retomada por Scitovsky (1954).

*externalidade*; se a definição for mais geral e incluir todos os casos de interação entre agentes, está-se seguramente na presença de um tipo particular de *externalidade*.

A *externalidade* pecuniária, com efeito, não acarreta uma falência do mercado, ou seja, uma concessão não óptima dos recursos, como o faz a *externalidade* não pecuniária. No caso acima citado, o mercado de terrenos industriais fornece um mecanismo com a ajuda do qual as empresas podem arbitrar a satisfação das suas necessidades de terrenos: os preços que daí resultam reflectem o valor do terreno nas suas diferentes utilizações, podendo mesmo afirmar-se que sem *externalidade* pecuniária (e sem a alta de preços que a causa) os avisos de preço não chegariam a fazer alcançar uma nova concessão óptima dos recursos.

A distinção entre *externalidades* dependentes do *optimum* de Pareto (*Pareto relevante*) e *externalidades* não dependentes do *optimum* de Pareto (*Pareto irrelevante*) é igualmente interessante (Buchanan e Stubblebine, 1962). Pode considerar-se como «Pareto relevante» qualquer *externalidade* cuja *internalização* conduz a uma melhoria no sentido do *optimum* de Pareto, quer dizer, a um ganho social líquido. Inversamente, é considerada como *Pareto irrelevante* qualquer *externalidade* cuja *internalização* não ocasionaria um ganho social líquido. A *internalização* de tal *externalidade* não parece portanto necessária na visão do critério de *optimum* de Pareto<sup>4</sup>.

Finalmente, Pearce (1976) introduziu a distinção, particularmente importante em matéria de ambiente, entre *externalidades* estáticas e *externalidades* dinâmicas. As primeiras são em geral específicas, localizadas e reversíveis, e a sua solução depende da *internalização* entre agentes económicos. As segundas implicam efeitos ecológicos prolongados sobre o meio ambiente<sup>5</sup> e, não podendo ser reduzidas a uma relação além mercado entre agentes, dependem de outros métodos de solução que não apenas a *internalização*.

A excessiva generalidade do conceito de *externalidade* nas suas relações com aquilo a que se convencionou chamar as falências do mercado levou a ligá-lo preferencialmente aos direitos de propriedade.

### 1.3. A TEORIA DOS DIREITOS DE PROPRIEDADE E O TEOREMA DE COASE

A posição de Pigou não implica qualquer espécie de compensação pelos prejuízos sofridos pela vítima em virtude da existência da *externalidade* e o levantamento fiscal basta para assegurar o desaparecimento desta última.

<sup>4</sup> Sobre «a melhoria paretiana», ver Dragun e O'Connor (1993).

<sup>5</sup> Tais são as poluições globais (alteração da camada de ozono, aumento do efeito estufa), caracterizadas pela sua globalidade, a sua irreversibilidade, a incerteza e a complexidade.

Se se exigir que o produto da taxa compense efectivamente a perda de bem-estar sofrida pela vítima, é óbvio que se entra num *mundo simétrico*, caracterizado por relações bilaterais entre emissor da deseconomia externa e «vítima».

#### 1.3.1. O TEOREMA DE COASE E A NEGOCIAÇÃO BILATERAL

Para Coase (1960), a *internalização* não pode provir senão de uma negociação bilateral entre emissor e vítima, ou seja, de uma discussão de preços entre os agentes económicos em causa, desde que, esclarece, o custo da organização dessa negociação não seja proibitivo e nunca ultrapasse o ganho social que dele se pode esperar. Há que insistir nesta condição de nulidade dos custos de transacção (ou de organização da negociação), essencial para a demonstração de Coase e por vezes omitida por alguns comentadores.

O que preocupa efectivamente Coase, na crítica que articula da posição tradicional da *internalização*, é o carácter unilateral da solução fiscal pigoviana. Ele escreve: «A questão é comumente posta nos seguintes termos: A inflige um dano a B e deve decidir-se como restringir as actividades de A. Porém, isto é erróneo. Na realidade, somos confrontados com um problema de natureza recíproca. Evitar lesar B lesará A. A verdadeira questão a colocar é a de saber se se deve permitir a A lesar B ou a B lesar A.»

Para Coase, só a *negociação bilateral* dá lugar, por definição – por construção, poderia dizer-se –, a duas variantes simétricas:

*Variante 1*: O pagamento pelo emissor da *externalidade* de uma indemnização compensatória dos prejuízos sofridos pela vítima em virtude da manutenção da sua actividade.

*Variante 2*: O pagamento pela vítima potencial de uma soma susceptível de dissuadir o emissor de se entregar à sua actividade nociva.

O *teorema de Coase*<sup>6</sup> consiste em dizer que, tanto num caso como no outro, é o montante que cada um aceita receber e/ou pagar que determina o ponto de equilíbrio da negociação. Este ponto é idêntico em ambos os casos e constitui um *optimum*.

O tipo de variante 1 ou 2 que se estabelece no decurso da negociação depende, como nos diz Coase, da *concessão inicial dos direitos de propriedade* entre os agentes, o que torna a admitir *a priori* uma regra de responsabilidade.

No caso de uma poluição oriunda de A e que atinge B, se A possui os direitos de propriedade sobre o ambiente, prossegue Coase, então B, a «vítima», deve indemnizá-lo a fim de o impedir de prejudicar. Se é B, pelo contrário, quem possui estes mesmos direitos, A deve então compensar os prejuízos sofridos indevidamente por B.

<sup>6</sup> O teorema de Coase deu lugar a uma abundante literatura, uma parte da qual se encontra no «Coase Theorem Symposium», *Natural Resource Journal*, (1973 e 1974) vol. 13-14. Para uma perspectiva mais recente, ver Canterbury e Marvasti (1992), Ragni, (1992) ou Caron (1994).

A validade do teorema de Coase necessita da ausência de custos de transacção. No caso em que os custos de transacção são elevados e ultrapassam os benefícios que as partes podem obter de uma negociação, nenhuma negociação terá lugar. Este resultado, que pode parecer evidente, coloca no entanto um problema lógico à argumentação de Coase. Como o lembram Pearce e Turner (1990): «Se a negociação tem lugar, o montante da *externalidade* daí resultante é óptimo em virtude do teorema de Coase. Se esta não tem lugar, encontramos-nos também no *optimum*, pela simples razão que os custos de transacção ultrapassam então os benefícios líquidos aguardados da negociação. Tem-se pois uma teoria irrefutável<sup>7</sup> da *externalidade* ideal: o que quer dizer que todas as *externalidades* que se podem observar são ideais e que não existe portanto nenhuma razão para fazer seja o que for a seu respeito. Porém, esta demonstração, que apela a proposições irrefutáveis é, ela própria, irrefutável.»

Apercebemo-nos já, na análise de Coase, do destaque dado aos direitos de propriedade. Este aspecto é desenvolvido por Dales, o qual proporciona simultaneamente uma nova definição de *externalidade* e um novo modo de *internalização* desta.

### 1.3.2. DALES E A TROCA DE DIREITOS DE PROPRIEDADE

O economista canadiano Dales (1968) atribui a existência das *externalidades* a uma causa exclusiva: a ausência ou a má definição dos direitos de propriedade sobre os bens.

Segundo Dales, que nisso segue toda uma corrente neoclássica que desenvolveu a teoria dos direitos de propriedade (Bromley, 1991), os direitos de propriedade devem ser exclusivos e transferíveis a fim de permitir a troca mercantil. Pode efectivamente dizer-se, numa primeira aproximação, que só se troca aquilo que se possui, e que somente um direito de propriedade exclusivo e transferível dá o poder de mudar a forma, a substância e o local de um bem, ou de o transferir totalmente ou em parte para outrem.

De modo mais geral, uma dada estrutura de direitos de propriedade, em situação de concorrência, só permite atingir um *optimum* se possuir quatro características:

– *universalidade*: todos os recursos existentes devem ser apropriados privativamente e os correspondentes títulos de propriedade não devem ter qualquer ambiguidade;

– *exclusividade*: todos os custos e todos os benefícios gerados pela posse e a utilização do recurso devem estar a cargo do proprietário ou voltar a ele, e só a ele, seja directamente, seja indirectamente através de uma troca mercantil;

– *transferibilidade*: todos os direitos são livremente transferíveis através de uma troca voluntária;

<sup>7</sup> Recorde-se que, para Popper, o critério essencial de cientificidade é a refutabilidade das proposições.

– *aplicabilidade*: os direitos de propriedade devem ser respeitados e protegidos contra as usurpações involuntárias ou voluntárias de outrem.

As *externalidades*, as quais são interacções exteriores à troca mercantil, correspondem portanto a uma carência de direitos de propriedade sobre os «bens ambientais». Pode ver-se aí um retomar da ideia dos clássicos (particularmente desenvolvida por Say), considerando, em conformidade com a velha concepção do direito romano das «coisas sem dono» (*res nullius*), o ar, a água, etc., como «bens livres», quer dizer, não apropriados e, logo, não económicos.

Há igualmente bens sobre os quais os direitos de propriedade são «atenuados». É o caso, por exemplo, dos bens públicos que podem ser consumidos por todos *sem rivalidade*, por outras palavras, o seu consumo por um agente não diminui o seu consumo por um outro, e *sem exclusão*, quer dizer, os consumidores não podem excluir os outros eventuais consumidores.

Se forem definidos direitos de propriedade exclusivos e transferíveis sobre estes bens ambientais, os problemas ambientais podem efectivamente regrar-se pelo método já recomendado por Coase, a saber a negociação bilateral directa entre detentores de direitos de propriedade.

Se não for esse o caso, Dales propõe estabelecer um leque de direitos de propriedade exclusivos e transferíveis cada vez que for necessário sobre os bens até então considerados como não apropriáveis e, como tal, fonte de *externalidades*. É este o caso, em particular, quando os bens em questão são utilizados com a finalidade de evacuação ou de armazenamento de desperdícios ou de recursos (água, ar, solo). Estes direitos de utilização, os quais constituem afinal verdadeiros «direitos a poluir», podem ser objecto, como qualquer direito de propriedade, de troca mercantil num mercado que Dales aspira a ver possuir características concorrenciais. Neste mercado, organizado, por exemplo, sobre o modelo bolsista, vai-se fixar um preço de equilíbrio: este será igual ao custo marginal de depuração para um dado montante de poluição.

Trata-se portanto, uma vez mais, de um modo de *internalização* da *externalidade*: encontrando a sua origem numa falência dos direitos de propriedade, a reconstituição destes e a sua troca mercantil tem como resultado a fixação de um preço de equilíbrio que tem todas as características de um *optimum* paretiano: com efeito, a este preço, a *externalidade* é reintegrada no cálculo económico dos agentes e desaparece enquanto fenómeno exterior ao mercado.

### 1.4. O OPTIMUM DE POLUIÇÃO

Para além das suas diferenças, as três análises precedentes (Pigou, Coase, Dales) têm em comum o facto de dependerem da mesma análise microeconómica neoclássica e de terem como resultado, todas as três, a determinação de um *optimum* paretiano. Mais precisamente, este *optimum* surge como um *optimum* económico de poluição. Este ponto, que

pode ser atingido, por exemplo, pela redução da produção do agente poluidor, manifesta o retorno à esfera económica mercantil de fenómenos até então situados fora do mercado. O facto do *optimum* de poluição se situar algures entre o nível, alto de poluição, na ausência de qualquer processo de *internalização* da *externalidade*, e o nível «zero» de poluição significa também a existência de um compromisso entre as exigências da economia (a produção e os valores mercantis) e a ecologia (favorável à poluição «zero», que tenderia a ser o seu *optimum*).

Em caso de *deseconomia* externa, a quantidade de bens produzidos por uma empresa poluente será superior à quantidade óptima cada vez que uma parte dos custos criados pela sua actividade (e que são, portanto, incluídos no custo social desta) não seja suportada pela empresa (e, logo, não figurará nos seus custos privados).

Admita-se por hipótese, por um lado, uma empresa A, por exemplo uma empresa açucareira que fabrique açúcar com a ajuda de um processo de via húmida que resulte no despejo de resíduos num rio, e, por outro, uma empresa B situada a jusante da precedente sobre este mesmo rio, por exemplo uma piscicultura, que tem necessidade de uma água pura para a sua actividade. A poluição da água devida a A vai gerar perdas de produção de peixe em B.

Admite-se, em primeiro lugar (fig. 5.2), que os danos infligidos a B são proporcionais à produção  $q$  e, por conseguinte, que eles sobrevêm para qualquer nível de produção de A.

Este gráfico de base é denominado *gráfico de Turvey* (Turvey, 1963).

Sobre este gráfico, a recta PM representa o lucro marginal  $\pi$  da empresa A. Presume-se que esta empresa realiza a sua produção de açúcar num mercado concorrencial no qual a receita marginal é igual ao preço de mercado. Supõe-se que a empresa produz a rendimentos decrescentes com, por conseguinte, custos de produção crescentes, particularmente o seu custo marginal. A diferença preço-custo marginal, ou seja, o lucro marginal  $\pi$ , é portanto decrescente com a produção, como na figura 5.1.

A empresa açucareira A maximiza o seu lucro  $\Pi$  quando o preço=custo marginal, quer dizer, quando o lucro marginal  $\pi$  se torna nulo. A quantidade de açúcar produzida é neste caso OM. O lucro é então:

$$\Pi = \int_0^M \pi(q) dq = \text{área OPM} \quad (5.1)$$

$\Pi$ , ou seja a área OPM sobre o gráfico 5.2 corresponde ao máximo benefício privado de A.

A recta OL representa, por seu turno, a perda marginal de B, ou seja a avaliação marginal pela piscicultura B da *deseconomia* externa que ela suporta. Admite-se por hipótese, por exemplo, que os custos dos prejuízos gerados pela poluição são crescentes à medida que A aumenta a sua produção de açúcar. Quando a produção de açúcar atinge OM, a perda total E suportada por B é igual a:

$$E = \int_0^M e(q) dq = \text{área ORM} \quad (5.2)$$

E, ou seja a área ORM sobre o gráfico corresponde à máxima perda privada de B.

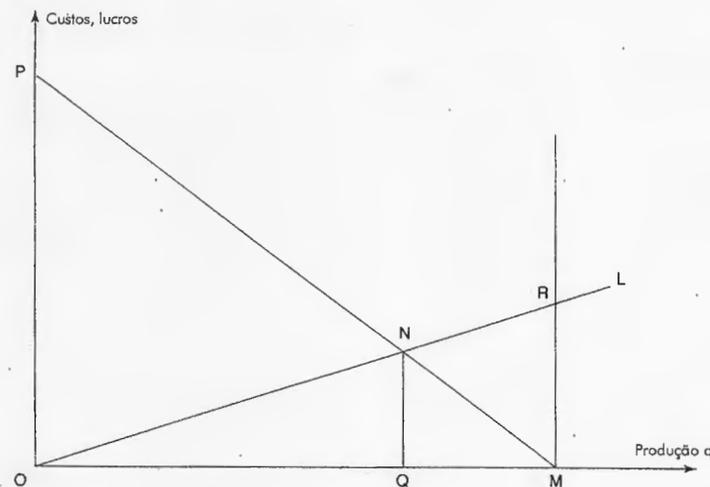


Figura 5.2 - O gráfico de Turvey

O ganho colectivo  $G$  (ou social) para um qualquer nível de produção  $x$  de açúcar é:

$$G = \Pi - E = \int_0^x \pi(q) dq - \int_0^x e(q) dq \quad (5.3)$$

Este ganho social líquido é, no gráfico, a diferença das áreas OPM-ORM, ou seja

$$\text{OPN} - \text{NRM}$$

O ganho social é máximo para a quantidade  $Q$  que anula a derivada de  $G$ , ou seja:

$$(Q) = \pi(Q) - e(Q) = 0, \text{ ou seja } p.(Q) = e(Q) \quad (5.4)$$

quer dizer, quando a quantidade de açúcar produzida por A é tal que o lucro marginal de A é exactamente igual à perda marginal de B, quer dizer, para a abcissa da intersecção de PM e OL. Para esta quantidade  $Q$ , a diferença das áreas OPM-ORM, ou seja o ganho social líquido, é máxima, visto que então NRM=0 e este ganho social líquido máximo é igual à área OPN. A perda sofrida por B para uma produção  $Q$  é então ONQ, que representa o nível óptimo da *externalidade*. Esta *externalidade* é «Pareto irrelevante», no sentido em que não existe nenhuma necessidade de a internalizar nem nenhum incentivo a fazê-lo, já que  $Q$  é um *optimum*. Em contrapartida, os níveis de *externalidade* representados pela área QNRM são «Pareto relevantes», na medida em que a sua supressão ocasiona um aumento do bem-estar social até ao *optimum*  $Q$ .

Para além disso, verifica-se que no *optimum*, por um lado, o nível de ganho privado (área OPNQ) é maior que o nível de ganho social (área OPN), e, por outro lado, a diferença entre os dois representa o nível óptimo da *externalidade*. A internalização desta representa portanto um meio de reencontrar a igualdade dos dois ganhos privado e social.

Pode-se evidentemente levantar a hipótese de proporcionalidade da poluição emitida na produção  $q$ , qualquer que seja o nível de  $q$ . Tentar-se-á assim (fig. 5.3) uma reaproximação com a realidade, na qual existe uma capacidade natural de assimilação da poluição. Seja  $A$  o nível desta capacidade e  $Q_A$  e  $W_A$  respectivamente a produção e a quantidade de poluição correspondente a esta capacidade. Enquanto o nível de poluição emitido  $W$  for inferior a  $W_A$ , o meio ambiente natural pode degradar, sem problema, os poluentes emitidos, não havendo acumulação líquida de poluentes no meio. Se  $W > W_A$ , em contrapartida, a produção não é toda assimilada, há acumulação líquida no meio e pode supor-se que o próprio nível  $A$  da capacidade de acumulação irá diminuir. Vejam-se as consequências destas hipóteses no gráfico de Turvey, acrescentando-lhe um eixo representativo da poluição  $W$ .

O gráfico não é fundamentalmente alterado. A única diferença notável é que a poluição zero, ou seja  $W_A$ , não corresponde mais a uma produção nula mas sim à produção  $Q_A$ . Ela permanece não óptima mas já não corresponde a uma ausência de actividade produtiva.

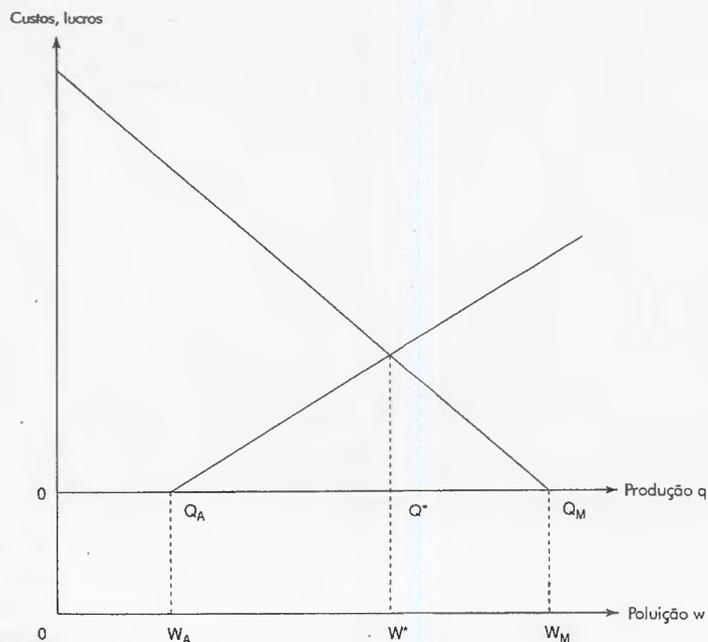


Figura 5.3 – Gráfico de Turvey com limiar natural de assimilação da poluição

A produção óptima é  $P^*$ , determinada, como anteriormente, pela intersecção das duas rectas de lucro marginal e de custo de prejuízo marginal. Do mesmo modo, o nível de poluição  $W^*$  é óptimo, correspondendo também a uma ultrapassagem da capacidade de assimilação do meio ( $W^* > W_A$ ). O *optimum* de poluição não é portanto um *optimum* ecológico, mas um *optimum* unicamente económico.

## 2. OS INSTRUMENTOS DAS POLÍTICAS AMBIENTAIS

As diferentes concepções que se revelaram em matéria de *externalidades* tiveram o seu prolongamento directo nos instrumentos que foram elaborados com a finalidade de agir, através de uma política deliberada, sobre os problemas ambientais.

Uma distinção clássica consiste em opor, no seio das políticas dirigidas ao meio ambiente, os instrumentos económicos e os instrumentos não económicos. Esta distinção, por cómoda que ela seja, nem sempre é operatória, na medida em que é raro que uma política utilize um dos dois tipos de instrumentos com a exclusão do outro. A maior parte das políticas ambientais combinam com efeito as duas categorias de instrumentos.

Os instrumentos não económicos tais como as interdições ou as autorizações, as normas, são de ordem administrativa ou jurídica, enquanto que se reserva a qualidade de instrumentos económicos aos que incidem directamente sobre a actividade económica, a qual tentam modificar num sentido favorável ao meio ambiente com a ajuda de medidas tais como taxas, subvenções, mercados de direitos ou de permissões, etc.

Isto não quer dizer que os instrumentos não económicos não tenham consequências económicas: é claro que a regulamentação através da administração de uma actividade pode, por exemplo, ter incidências sobre os níveis dos custos de produção e, logo, sobre a actividade das empresas.

### 2.1. A UTILIZAÇÃO DE INSTRUMENTOS NÃO ECONÓMICOS

Distinguir-se-á em primeiro lugar entre os instrumentos não económicos aquilo a que se pode chamar a regulamentação e que diz respeito aos regimes complexos de proibição ou de autorização, de vigilância e de controlo editados pelos poderes públicos e tendo por objecto a defesa do meio ambiente. Serão vistas em particular as obrigações jurídicas de fazer ou de não fazer, que se aplicam às actividades que têm incidência sobre o meio ambiente, e o controlo judiciário da responsabilidade daí resultante.

Dedicar-nos-emos, em seguida, essencialmente às normas, as quais constituem um tipo de criação administrativa original e desenvolvida em matéria de meio ambiente.

## 2.1.1. REGULAMENTAÇÃO, OBRIGAÇÃO, PROIBIÇÃO

A tradição regulamentar, particularmente forte em determinados países, particularmente em França, visa tentar reger directamente os problemas ambientais através de políticas de protecção ambiental. Estas políticas estabelecem objectivos de qualidade ambiental, respeitantes, por exemplo, à água ou ao ar, e normas de qualidade. Elas fixam em seguida os limites a não ultrapassar para as emissões de poluentes ou obrigam a escolher um determinado tipo de processo produtivo, com a ajuda de um sistema de autorizações e de controlo. O não respeito pela regulamentação estabelecida (normas, autorizações, proibições) é sancionado penalmente ao mesmo título que a violação de qualquer regra jurídica de ordem pública.

O controlo directo da poluição representa a forma mais difundida de política de protecção ambiental e aquela que é melhor recebida junto das autoridades públicas legislativas ou executivas. Pôde assim falar-se de «preferência administrativa muito forte pela regulamentação directa» (Beckerman, 1972b). As autoridades administrativas resumem assim a protecção do meio ambiente a uma questão de aplicação de uma regulamentação, questão bem conhecida da administração visto ser essa a sua razão de ser. As políticas de controlo directo consistem em interditar certas formas de poluição, proibindo totalmente o despejo no ambiente deste ou daquele produto, ou então apenas em estabelecer limites às emissões de certos poluentes. É assim que, para melhorar a qualidade do ar, numerosas autoridades municipais interditaram a utilização de combustíveis com alto teor de enxofre e que numerosas instituições de gestão de ribeiras ou de rios impuseram limites em termos de DBO aos despejos de poluentes orgânicos pelos utilizadores da água. O controlo directo pode também comportar a obrigação de adoptar certos equipamentos ou certas técnicas tanto para a produção de bens como para a despoluição. Decidir-se-á, por exemplo, que todos os automóveis deverão ser equipados com um tubo de escape catalítico, reduzindo sensivelmente a poluição.

Se o controlo directo assenta no estabelecimento de limites às emissões poluentes, a administração encarregue do ambiente deve estar em condições de conhecer perfeitamente as descargas efectuadas, especialmente medindo permanentemente o nível de emissão de cada poluente. Em contrapartida, este conhecimento não é necessário se a política assenta na obrigação de utilizar processos de produção ou de instalar dispositivos antipoluição cujas características e, conseqüentemente, os efeitos são *a priori* bem conhecidos. Neste último caso, um acompanhamento da eficácia a longo prazo dos processos ou dispositivos prescritos pode sem embargo obrigar a medidas periódicas.

As disposições regulamentares inscrevem-se geralmente num quadro legislativo. Deste modo, há em França, no domínio do meio ambiente, algumas grandes leis-quadro como as leis sobre as instalações classificadas (19 de Julho de 1976 e 3 de Julho de 1985), a lei sobre a protecção da na-

tureza (13 de Julho de 1976) e leis sobre a água (16 de Dezembro de 1964, 13 de Julho de 1984 e 3 de Janeiro de 1992).

Entretanto, a elaboração da regulamentação faz-se cada vez mais ao nível europeu. A regulamentação francesa surge então como uma aplicação ao nível nacional de directivas comunitárias que, em geral, deixam poucas margens de interpretação.

Sobre um plano mais teórico, pode-se, obviamente à luz da economia das convenções (Orléan, 1994), considerar a gestão regulamentar do meio ambiente como um caso de definição de uma convenção comum onde a acção do mercado se revela demasiado dispendiosa (elevados custos de transacção) ou os custos dos prejuízos potencialmente demasiado importantes (prejuízos para a saúde pública). Encontram-se então indícios geralmente favoráveis à emergência de uma convenção: homogeneidade dos custos, das oportunidades de acção e das características dos agentes, o que reduz a quantidade de informação a reunir, acesso livre a esta informação (sendo esta reputada de «senso comum»), presença de incerteza ou de irreversibilidades.

Desde aí, a comparação dos elementos favoráveis ao emprego de instrumentos regulamentares e ao de instrumentos económicos pode ser estabelecida segundo o seguinte quadro 5.1:

QUADRO 5.1  
Comparação das condições de emprego da regulamentação  
e dos instrumentos económicos

Influência Circunstâncias	Favorável ao emprego da regulamentação	Favorável ao emprego dos instrumentos económicos
Problema central	Definição de uma convenção comum	Concessão de um recurso raro
Número de agentes em causa por concessão	Baixo	Elevado
Acesso à informação	Senso comum	Informação assimétrica Expedientes estratégicos
Forma da curva de prejuízos	Declive elevado Presença de limiares	Declive baixo Sem limiares
Heterogeneidade das características dos agentes	Fraca	Elevada
Efeito aguardado da inovação técnica	Fraca	Elevado
Efeito aguardado da normalização	Elevado	Fraca

(Fonte: Commissariat général du Plan, 1993)

## 2.1.2. AS NORMAS

O controlo directo toma muito frequentemente a forma da definição de normas. Existem quatro grandes tipos de normas em matéria de meio ambiente (Barde, 1992).

– Normas de qualidade ambiental (ou norma de ambiente) aparentadas com objectivos a atingir. Estas definem as características às quais os grandes meios físicos (taxa máxima admissível de nitratos na água ou de  $SO_2$  ou  $NO_x$  no ar) devem corresponder.

– Normas de emissão que fixam as quantidades máximas rejeitadas de um dado poluente (pesos de matéria oxidável que podem ser despejados na água, limite de emissão de ruído dos veículos). Trata-se essencialmente de uma obrigação de resultado.

– Normas de produto, definindo as características próprias dos produtos (teor de enxofre de um combustível, teor de chumbo de uma gasolina, presença ou não de fosfatos nas lixívias).

– Normas de procedimento, fixando os processos técnicos de produção a empregar, os equipamentos antipoluição a instalar (altura das chaminés, tipo de aspiradores). Trata-se essencialmente de uma obrigação de meios.

O carácter unilateral e arbitrário das normas, assim como a sua ausência de dimensão económica, foram várias vezes sublinhados pelos economistas do meio ambiente. Com efeito, é absolutamente necessário ver que a norma, enquanto tal, não constitui um modo de resolução das *externalidades*: ela previne apenas a vinda destas últimas já que visa interditar ou reduzir os prejuízos resultantes da acção de um agente.

O modo de elaboração da norma também é importante. Pode tratar-se de um puro processo de decisão política com tudo o que isso comporta de compromissos e de promessas redobradas, sem grande relação com os dados científicos e técnicos. A norma pode ser mais ou menos directamente negociada entre a administração e os industriais poluidores, que procuraram então assegurar-se da sua relativa «neutralidade» económica. Isto explica que em França os industriais, durante muito tempo, não tenham sido desfavoráveis às normas, na medida em que eles lhes controlam mais ou menos a elaboração. A passagem progressiva à elaboração e à entrada em vigor de normas comunitárias, alargando a zona de aplicação e separando os centros de decisão sobre a matéria, fez evoluir esta posição.

O carácter não incitativo das normas foi também frequentemente sublinhado. O industrial procura atingir a norma e não ultrapassá-la. «Um poluidor será tanto menos incitado a fazer, espontaneamente, melhor que a norma quanto tema um efeito de carambola por parte dos poderes públicos, os quais serão tentados a homologar o processo tecnológico através de um reforço geral das normas.» (Barde, 1992). Um sistema de normas vai portanto ter tendência a perpetuar um dado estado da técnica, o que

serviu para o estabelecimento da norma. Como escrevem Godard e Salles (1991): «A cristalização dos compromissos sociais em sistemas técnicos e em infra-estruturas, e nas rotinas sociais que eles implicam, opõe uma fortíssima resistência a um questionamento da norma.»

– Os critérios de determinação das normas.

Uma das questões essenciais que se colocam a propósito das normas é saber segundo que princípios estas são fixadas. A determinação do nível de uma norma responde essencialmente a imperativos técnicos ou a imperativos económicos.

– A determinação técnica das normas.

As normas referem-se frequentemente à exequibilidade técnica, por exemplo, através da imposição da escolha da «melhor tecnologia disponível». O problema é evidentemente a definição dessa técnica, algures entre o conservadorismo tecnológico e a aposta absoluta no porvir. O carácter «disponível» pode ser objecto de várias cambiantes: falar-se-á pois de «melhor técnica conhecida» ou de «melhor tecnologia aplicável». É claro que uma técnica, para ser aplicável, deve ser conhecida, ter sido o objecto de pesquisa-desenvolvimento, estar largamente disponível, etc. Os termos «melhor tecnologia economicamente utilizável» ou «melhor tecnologia rendível» fazem intervir as condições económicas de utilização de uma tecnologia, o que se aparenta já a uma determinação económica da norma.

– A determinação económica das normas.

Se a norma era determinada segundo critérios exclusivamente económicos, a sua fixação deveria intervir ao nível de produção (ou de poluição) correspondente ao *optimum* após internalização das *externalidades*, a saber o nível de produção (ou de poluição) que iguala o custo marginal da luta contra a poluição e o custo marginal dos prejuízos.

A incerteza acerca das funções de prejuízo constitui obviamente uma limitação ao emprego das normas. Sobre a figura 5.4, a recta  $CmE$  representa o custo marginal de depuração, supostamente conhecido, e  $CmD^*$  a função de prejuízo «efectivo».  $N^*$  representa o nível óptimo de uma norma (nível para o qual o custo marginal de depuração é igual ao custo marginal «efectivo» dos prejuízos). Se existe uma incerteza acerca do nível exacto dos prejuízos, haverá tendência para fixar em  $N_1$  ou  $N_2$  o nível da norma, conforme se estime respectivamente por  $CmD_1$  ou  $CmD_2$  o nível dos custos marginais dos prejuízos.

Se a norma é fixada em  $N_1$ , isso quer dizer que se subestima o prejuízo (prejuízo «efectivo»  $ODN_1$  > prejuízo estimado  $OCN_1$ , sendo a subestimação representada pela área a cinzento  $ODC$ ). Inversamente, se a norma é fixada em  $N_2$ , sobrestima-se o prejuízo (prejuízo estimado  $OAN_2$  > prejuízo «efectivo»  $OFN_2$ , sendo a sobreavaliação representada pela área tracejada  $OAF$ ).

Logo, uma norma, devido a esta incerteza acerca do nível das funções de prejuízo, não tem grandes possibilidades de corresponder a uma situação de *optimum* económico de poluição.

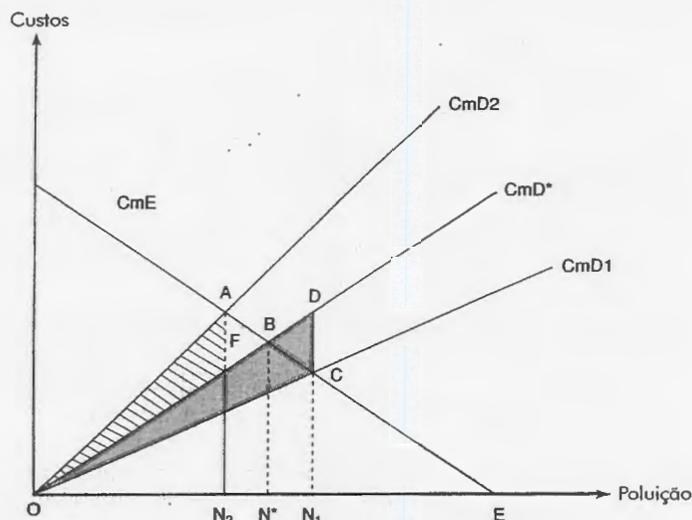


Figura 5.4 - Estabelecimento de uma norma e incerteza acerca destas curvas de custo dos prejuízos

A determinação da norma do ponto de vista estritamente económico não tem também qualquer razão para conduzir à satisfação de um objectivo ecológico (Pearce, 1976). Este, como, por exemplo, o respeito pela capacidade de carga do meio ambiente, não está de modo algum ligado a esta determinação económica.

Isto justifica uma determinação «extra-económica» da norma, tal como ela é recomendada, por exemplo, por Baumol e Oates (1971).

Finalmente, se à transgressão da norma está associada uma coima, pode mostrar-se que esta última não melhora a eficiência da norma. Admita-se por hipótese, num gráfico de Turvey (fig. 5.5), um nível de coima A e uma norma de poluição e/ou de produção  $N_A$ .

É evidente, de acordo com o que se acaba de dizer, que a norma  $N_A$  não tem nenhuma razão para conduzir a um *optimum* de poluição (este só seria o caso com a norma  $N^*$ ). Entretanto, para qualquer produção para além de  $Q_A$  (e, logo, para qualquer poluição para além de  $N_A$ ) a coima A intervém. Esta vai induzir no poluidor um incentivo a produzir até  $Q_B$  (e, logo, a poluir até  $N_B$ ), na medida em que o custo da coima é em toda esta zona sempre inferior ao lucro marginal obtido continuando a poluir. Em contrapartida, para além de  $Q_B$  o custo da coima excede o lucro marginal.

Na realidade, é preferencialmente o nível da coima multiplicado pela probabilidade de se deixar apanhar que o produtor poluidor tomará em consideração e confrontará com o seu lucro marginal. Isto reduz de novo a eficiência da coima. Se a coima é certa (probabilidade=1), é-se reconduzido ao caso exposto acima.

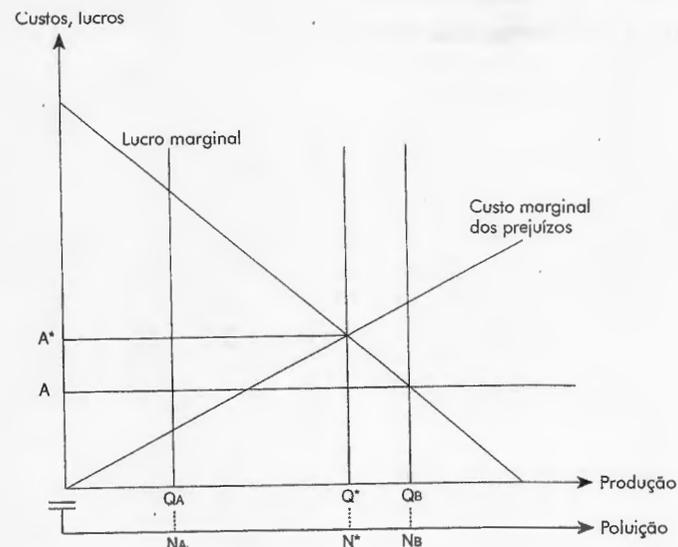


Figura 5.5 - Optimum de poluição com norma e coima

## 2.2. A INTERNALIZAÇÃO COM AJUDA DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS<sup>8</sup>

As análises microeconómicas de equilíbrio parcial oferecem métodos práticos de correcção das *externalidades* por *internalização* que permitem à economia reencontrar o *optimum* do qual a presença de elementos externos a havia afastado. Trata-se portanto, em todos os casos, de modelos que visam a determinação de um *optimum* de poluição.

<sup>8</sup> Recordaremos aqui apenas de memória aquilo que se entende por *internalização* em *stricto sensu*. Uma vez a exterioridade definida como uma interacção entre dois agentes não mediatizada pelo mercado, vem efectivamente à ideia uma primeira possibilidade de solução, a qual consiste em impedir a interacção em vez de lhe corrigir os efeitos. Este tipo de solução, que elimina «na origem» a própria *externalidade* pode ser qualificado de solução trivial por comparação às verdadeiras soluções que constituem as diversas modalidades da *internalização*.

Deste ponto de vista, a *externalidade* pode desaparecer de dois modos: seja porque os agentes emissores e vítimas das *externalidades* se tornam hermeticamente separados e, portanto, já não têm a possibilidade de agir um sobre o outro, e esta é a *solução de separação*; seja porque os agentes se fundem de modo a passar a formar um único agente, e esta é a *solução de fusão*. A primeira está na origem de todos os comportamentos que visam eliminar as nocividades antes que estas produzam e provoquem a criação de uma *externalidade* (Mishan, 1969): isso vai da criação de compartimentos ou de lugares para «fumadores» e «não fumadores» nos comboios e aviões (*separate facilities*) às políticas «territoriais» em matéria de ordenamento, que evitam, por exemplo, situar bairros de habitação sob a atmosfera de uma zona industrial, ou até mesmo à política de desenvolvimento separado ou *apartheid* praticada ainda há poucos anos na África do Sul.

Diversas modalidades de internalização podem ser representadas graças ao gráfico de Turvey, o qual tem um alcance mais geral. Considerem-se sucessivamente todos os métodos propostos para este efeito.

### 2.2.1. A TAXAÇÃO

A *internalização* fiscal, solução pigoviana, consiste, como se viu, em fazer pagar pelo agente emissor da *deseconomia* uma taxa igual ao montante desta *deseconomia*<sup>9</sup>. Isto pode ser representado pelo seguinte gráfico de Turvey (fig. 5.6). A recta  $PQ_M$  representa a curva de lucro marginal do poluidor. Na ausência de *externalidades*, o nível a produção fixa-se no ponto  $Q_M$ , que maximiza o lucro total. A recta  $OL$  representa a curva de custo marginal dos prejuízos da poluição. O nível de produção socialmente óptimo, como foi visto, situa-se em  $Q^*$ .

Se a taxa imposta ao poluidor é fixada num montante uniforme  $t^*$ , igual ao custo marginal da poluição no *optimum*, o lucro marginal do poluidor encontra-se reduzido do montante da taxa e obtém-se uma nova recta de lucro marginal  $P-t^*$ .

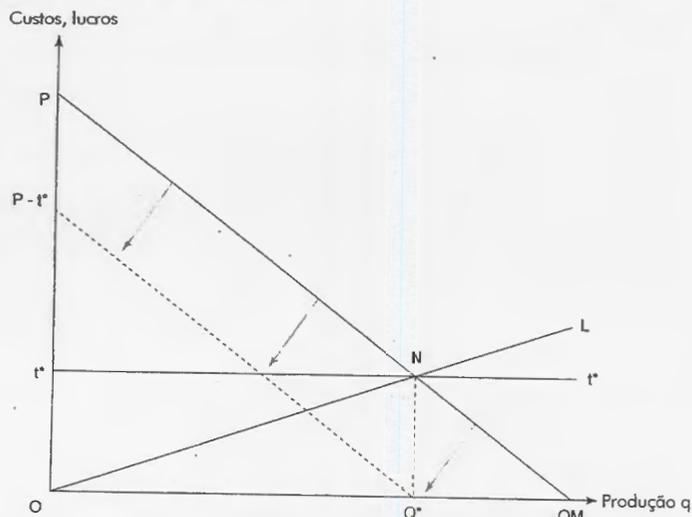


Figura 5.6 - A internalização através de uma taxa

A segunda consiste em fundir os centros de decisão susceptíveis de fazer nascer uma *externalidade* (Crocker e Rogers, 1971). Por exemplo, numa situação em que uma empresa de tratamento de alumínio polui e impede a exploração normal de um pomar de laranjeiras, a empresa industrial vai comprar o pomar. Ela torna-se assim um produtor conjunto de alumínio e de laranjas e é a ela que cabe orientar o mais eficazmente possível os seus recursos entre estas duas produções. Logo, deixa de haver *externalidade*.

<sup>9</sup> No que se segue, em matéria de taxaço de tipo pigoviano, só nos interessaremos pela hipótese de concorrência pura e perfeita. Para um tratamento em concorrência imperfeita, ver Buchanan (1969) ou Pearce e Turner (1990), pp. 91-94.

No nosso exemplo anterior, a fábrica de açúcar A fabricará pois até ao ponto em que o seu lucro marginal menos a taxa seja nulo, quer dizer  $OQ^*$ , que corresponde bem ao *optimum* de poluição anteriormente definido.

Para determinar a taxa óptima  $t^*$  do imposto, há que conhecer a curva de custo marginal dos prejuízos. Se se conhecer esta curva, pode-se interpretar melhor o pagamento do imposto. O poluidor submetido à taxa óptima do imposto  $t^*$  suporta de facto, como o mostra a figura 5.7, na qual o custo marginal de despoluição  $C$  é comparado com o custo marginal dos prejuízos  $L$ , três espécies de custos<sup>10</sup>:

1º o custo da despoluição efectuada (zona 1 em branco), ou seja  $Q^*NQ_M$ ;

2º o prejuízo residual (zona 2 em tracejado), ou seja  $ONQ^*$ ;

3º um imposto residual (zona 3 em cinzento), ou seja  $Ot^*N$ , interpretável como uma «renda» paga pela utilização do meio ambiente como poço para a poluição residual.

A soma das zonas 1 e 2 representa a internalização total da *externalidade* (custo de depuração + custo dos prejuízos), ao passo que a soma das zonas 2 e 3 representa o imposto pago<sup>11</sup>.

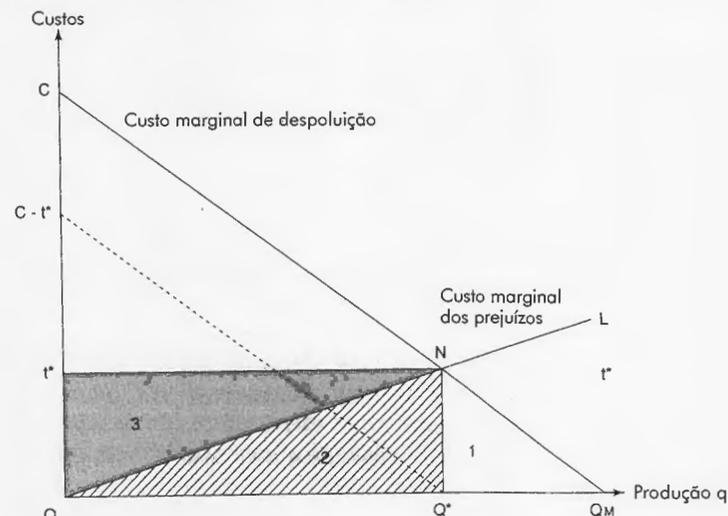


Figura 5.7 - Caso de um poluidor submetido a uma taxa \*

<sup>10</sup> Recorde-se que uma norma apenas acarretaria para aquele que se lhe submetesse uma só espécie de custo, na ocorrência o custo de despoluição (zona 1 em branco).

<sup>11</sup> Percebe-se aí uma das características do imposto «pigoviano», o seu valor uniforme, idêntico para todas as quantidades produzidas e que está portanto na origem de uma «renda». Isto opõe-se aos pagamentos compensatórios preconizados por Coase, que são exactamente iguais aos prejuízos sofridos. Interpretados como um imposto, estes corresponderiam a um imposto a uma taxa marginal crescente em função da poluição e/ou da produção.

\* Taxa, no sentido de imposto. No sentido de evitar a confusão entre taxa (valor, juro, nível) e taxa (imposto), que, no original francês, são respectivamente «taux» e «taxe», optou-se por utilizar, sempre que necessário, por traduzir «taxe» por imposto, em vez de taxa. (N.T.)

Se introduzirmos uma capacidade de assimilação do meio ambiente OE (quer dizer, se os prejuízos só sobrevêm a partir de um certo nível da produção OA) e se se fixar uma taxa pigoviana uniforme segundo as modalidades habituais, obtém-se o seguinte gráfico de Turvey (fig. 5.8).

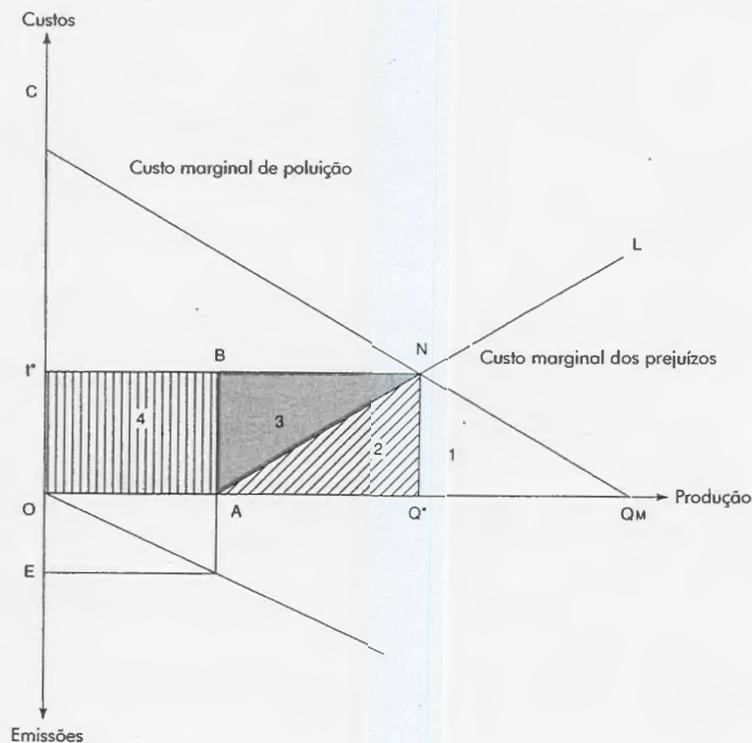


Figura 5.8 – Caso de um poluidor submetido a uma taxa (com limiar natural de assimilação da poluição)

O produtor deve, para que se atinja uma situação de *optimum*, pagar uma taxa  $Ot^*NQ^*$ . Vê-se que a taxa paga ultrapassa ainda o montante da *externalidade* experimentada pela (ou pelas) vítima (s)  $ANQ^*$  e compreende, em particular neste caso,  $Ot^*BA$  (zona 4, tracejado vertical), que corresponde a uma «renda» paga pelo uso da função de assimilação do meio ambiente (Com efeito, se  $Q < A$  a capacidade de assimiladora máxima não é atingida). Nesse caso, a «renda» total (quer dizer, a parte da taxa paga que ultrapassa o montante da *externalidade* residual) libertada em favor do ambiente corresponde à soma das utilizações de assimilação e de não assimilação da poluição.

Tudo isto leva a interrogarmo-nos acerca do objectivo real da taxa: deverá o poluidor pagar por todas as emissões correspondentes à produção  $OQ_M$ , pelas que provocam prejuízos  $AQ^*$  e  $Q^*Q_M$ , como pelas que não os provocam (OA), ou apenas pelos prejuízos não óptimos  $Q^*Q_M$  a fim de atingir o prejuízo óptimo  $AQ^*$ ?

## 2.2.2. A SUBVENÇÃO

Vimos que Pigou preconizava a solução fiscal para a resolução das *deseconomias* externas. No seu espírito, a subvenção estava reservada para o caso simétrico, o das economias externas ou *externalidades* positivas. Entretanto, Coase (1960) introduz, unicamente para o caso das *externalidades* negativas, a possibilidade de dois pagamentos simétricos: pagamento compensatório do emissor à vítima e pagamento «dissuasivo» da vítima potencial ao emissor potencial. Mesmo se o contexto coasiano é antes o de uma negociação bilateral directa entre agentes do que o de taxas ou de subvenções, que necessitam do recurso ao Estado, nada interdita *a priori* considerar que, no segundo caso, se trata de uma subvenção igual ao ganho social resultante da abstenção de prejudicar, contanto que ela seja paga pela vítima potencial.

Na prática, pode imaginar-se subvencionar a despoluição estabelecendo uma subvenção proporcional à redução da poluição. Admite-se por hipótese que é fixado um nível máximo  $L_1$  e que uma empresa se apronta a poluir ao nível  $L_2$ ,  $L_2 < L_1$ . Seja  $S$  a subvenção por unidade de poluição eliminada, de onde um montante da subvenção

$$S(L_1 - L_2).$$

O gráfico (fig. 5.9) apresenta, à esquerda, a situação da empresa e, à direita, a do ramo. O ponto de partida é o equilíbrio correspondente aos pares de valor dos preços e das quantidades produzidas ( $p, q$ ) para a empresa e ( $P, Q$ ) para o ramo. Ele corresponde, para a firma, ao ponto mínimo do custo médio e à intersecção com o custo marginal  $e$ , e para o ramo, à oferta agregada  $S$ . Se lhe estabelecermos uma taxa, isto vai, evidentemente, deslocar para cima as curvas dos custos médio e marginal. Obtém-se então um novo equilíbrio de curto termo para a empresa, para o qual o preço dado  $p$  intersecta o novo custo marginal  $C_m + \text{Taxa}$ , determinando assim a nova produção  $q_1$  da empresa. Estando agora o preço situado abaixo do novo custo médio ( $CM + \text{Taxa}$ ), estabelecer-se-á um novo equilíbrio, este a longo prazo, pela saída das empresas do ramo aos preços  $P_1$  e quantidade  $Q_1$ , para o ramo, e aos preços  $p_1$  e quantidade  $q$ , para a empresa, o que implica um deslocamento da curva de oferta agregada para a esquerda em  $S_1$ .

Por comparação, o efeito de uma subvenção é mais complexo<sup>12</sup> e pode ser analisado como se segue: a curva de custo marginal da empresa, in-

12 Essencialmente em razão da assimetria dos efeitos da subvenção sobre o custo marginal e o custo médio.

cluída a subvenção, sobe na mesma posição que a de  $C_m + \text{Taxa}$  (se o montante absoluto da subvenção é o mesmo que o da taxa), na medida em que a um aumento da produção da empresa corresponde uma redução da subvenção, ou seja, a mesma coisa que uma taxa; em contrapartida, o custo médio diminui devido à subvenção. O equilíbrio de curto termo da empresa é portanto o mesmo que no caso da taxa, ou seja  $p, q_1$ . O equilíbrio a longo prazo  $p_2, q_2$  é diferente: estando o preço doravante situado acima do custo médio, haverá entrada de empresas no ramo e, de seguida, deslize da curva de oferta agregada do ramo para a direita em  $S_2$ .

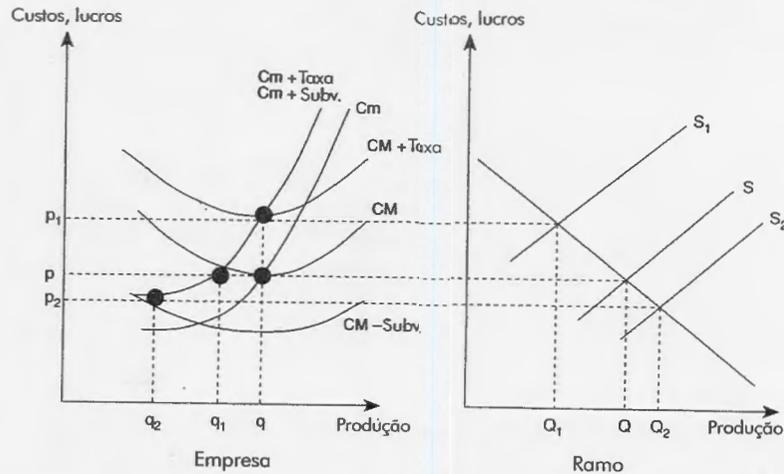


Figura 5.9 – Comparação da taxa e da subvenção ao nível da empresa e do ramo

O que este exemplo mostra é que, se para uma empresa tomada isoladamente a subvenção pode de facto levar a uma redução da produção e, logo, da poluição, em contrapartida, para o conjunto do ramo, tem-se (o que aliás não constitui novidade) um aumento da produção e, logo, da poluição. Este resultado é inteiramente diferente do obtido pela acção de uma taxa.

### 2.2.3. A NEGOCIAÇÃO E O ACORDO VOLUNTÁRIO ENTRE AS PARTES

A propósito de Coase, vimos que a negociação bilateral entre agentes, ou seja o método que consiste em deixar poluidores e vítimas realizar livremente um acordo entre si, tinha a opinião favorável dos economistas liberais do ambiente.

Tal solução não implica qualquer intervenção do Estado ou de uma qualquer autoridade (contrariamente à solução fiscal) e pode constituir uma solução mutuamente vantajosa.

O gráfico de Turvey pode de novo servir de ilustração para as duas variantes (fig. 5.10). PM representa o lucro marginal e OL o prejuízo marginal.

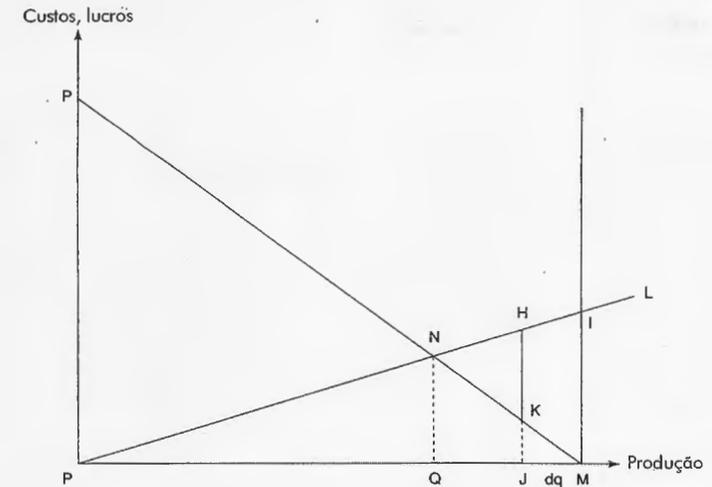


Figura 5.10 – A internalização por meio de uma negociação bilateral

– A vítima indemniza o emissor.

Neste gráfico, a soma máxima que a piscicultura B está disposta a pagar à fábrica de açúcar A para que esta reduza a sua produção numa quantidade  $dq$  é igual à área do trapézio JHIM, visto que esta superfície representa as despesas de despoluição da água evitadas por B se A reduz a sua produção em  $dq$ .

A redução de produção  $dq$  reduz o lucro de A em

$$\Pi_1 = \int_J^M \pi(q) dq \quad (5.5)$$

ou seja da área JKM.

Esta área JKM representa a soma mínima exigida por A para reduzir a sua produção em  $dq$ .

Como a área JHIM > área JKM, é possível um acordo. O ganho colectivo deste acordo é igual à diferença entre as duas áreas, ou seja, a área MKHI, no exemplo da redução  $dq$ .

Qual deve ser a amplitude desta redução para que se chegue a um optimum? Esta é a redução que maximiza o ganho colectivo, quer dizer, que iguala a perda marginal de B (mais exactamente, o seu ganho marginal no acordo = perda evitada) e o lucro marginal de A (mais exactamente, a sua perda marginal no acordo = lucro perdido). Este é de novo o ponto Q.

– O emissor indemniza a vítima.

Pode-se evidentemente encarar o caso simétrico na negociação, quer dizer, aquele em que a fábrica de açúcar indemniza a piscicultura para compensar as perdas sofridas por esta última em virtude da poluição.

de partida da negociação é então uma produção nula a partir para aumentar a sua produção indemnizando B. É claro que, em termos de produção em que o lucro marginal de A é superior à perda de B, A tem interesse em indemnizar B. A vai pois aumentar a produção até um nível OQ.

O ganho colectivo é igual à diferença:

$$\text{área OPNQ} - \text{área ONQ} = \text{área OPN}$$

É também preciso notar que, por possível que seja, o acordo voluntário entre as partes não está necessariamente assegurado: tudo vai depender dos custos associados à negociação e, em particular, do número dos agentes em causa do lado das vítimas: se estas forem numerosas e for difícil assinalá-las, o custo da negociação vai subir. Se o custo da negociação ultrapassa o ganho social que se pode esperar do acordo, este não se realizará <sup>13</sup>.

#### 2.2.4. O MERCADO DOS DIREITOS DE POLUIR

A análise de Dales pode igualmente dar lugar à elaboração de um instrumento de *internalização* específica, o mercado de direitos de poluição.

Em conformidade com esta concepção, propõe-se estabelecer um conjunto de direitos de propriedade exclusivos e transferíveis, logo trocáveis num mercado, sobre os bens até então livres (água, ar, etc.). O preço do direito de poluição fixar-se-á livremente neste mercado, o qual deverá ter todas as características de um mercado concorrencial.

O funcionamento é o seguinte: o Estado, ou o organismo de tutela deste mercado, decide de antemão sobre a quantidade de poluição aceitável no meio ambiente (através da fixação, por assim dizer, de uma norma de qualidade do ambiente) e põe à venda no mercado de títulos os direitos de poluição, representando a quantidade de poluição correspondente a este objectivo de qualidade.

Cada detentor destes títulos ou certificados terá portanto o direito de verter uma quantidade de poluição correspondente ao montante detido. Quanto ao resto, ele deverá despoluir. Se um industrial for susceptível, nas condições comuns da sua produção, de rejeitar uma quantidade de cem unidades de poluição e se ele detém títulos para 60 unidades de poluição, ele deverá depurar ou suprimir os desperdícios de 40 unidades não cobertas pelos títulos. O princípio é portanto «não há poluição sem título».

Assim se encontra criado um mercado de títulos, que pode ser também considerado como um mercado da poluição, na medida em que os títulos representam exactamente quantidades de poluição.

<sup>13</sup> Também aí, a hipótese de concorrência pura e perfeita pode, como no caso da taxaço, ser facilmente levantada sem voltar a pôr em causa o essencial das conclusões de Coase (Buchanan, 1969).

Os títulos são trocados a uma cotação resultante da oferta e da procura, que, para uma quantidade oferecida fixada, vai depender essencialmente das condições da procura: conforme as condições nas quais possam despoluir, os industriais poluidores comprarão ou não no mercado títulos suplementares.

A cotação do título no mercado tenderá a fixar-se ao nível do custo marginal de redução da poluição (da despoluição) para o conjunto dos poluidores. Com efeito, cada industrial poluidor tem interesse em comprar títulos até ao momento em que a cotação destes direitos seja justamente igual ao custo marginal de despoluição; para lá disso, comprar títulos torna-se mais dispendioso que despoluir. Se cada poluidor agir assim, a cotação vai fixar-se a um nível que iguala os custos marginais de despoluição dos diferentes poluidores (são as quantidades de poluição que vão variar conforme as empresas, e, logo, as quantidades de títulos detidas).

Nesta situação, pode dizer-se que o custo é então mínimo para a colectividade, visto que cada um iguala a cotação do título (quer dizer, o preço da poluição) com o seu custo marginal de despoluição. Cada um está portanto situado no *optimum* e, por consequência, o *optimum* social é atingido.

No plano da *externalidade*, esta é obviamente *internalizada*, já que a poluição possui manifestamente um preço (materializado pela cotação do certificado), que os agentes podem integrar o custo da despoluição no seu cálculo económico e que os direitos de propriedade foram especificados sobre os bens livres, direitos cuja ausência era para Dales a origem da *externalidade*.

Graficamente, podem-se representar as coisas da seguinte forma (fig. 5.11).

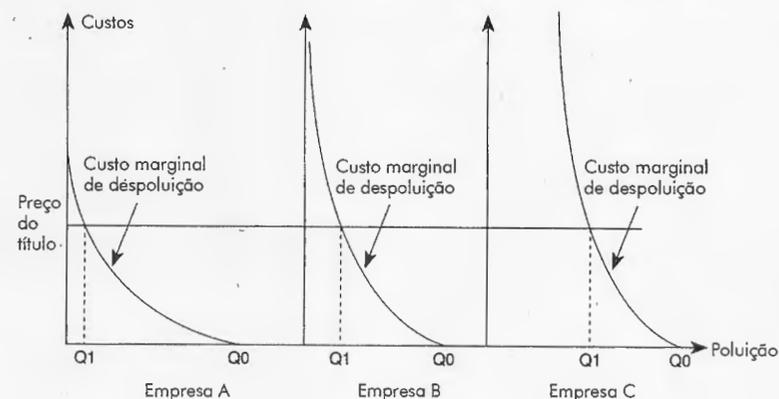


Figura 5.11 – A internalização através de um mercado de «direitos de poluir» (caso de empresas múltiplas)

Em primeiro lugar, pode-se representar os custos de despoluição individuais de três empresas. Estes custos surgem como funções decrescentes da poluição visto tratarem-se de custos da *redução da poluição*. Pode

pensar-se que quanto mais importante for a redução, mais elevado é o custo marginal.

É claro que, confrontadas com uma cotação do direito a poluir (para além disso, determinado pela sua procura de direitos face a uma oferta fixa de direitos pelo Estado ou o organismo gestor), as três empresas vão efectuar reduções da poluição diferenciadas em função dos seus custos marginais de despoluição. A empresa A, que tem os custos de despoluição mais baixos, efectua a maior redução de poluição, etc.

Globalmente, obtém-se a seguinte representação (fig. 5.12).

A curva CmDep representa o custo marginal de despoluição para o conjunto dos poluidores. Ela é a soma das curvas de custo marginal de despoluição de A, B e C do gráfico precedente. Ela constitui portanto a síntese das curvas de custo de cada poluidor individual.

A recta vertical AQ<sub>1</sub> representa a quantidade de poluição total aceitável pelo Estado ou a autoridade de tutela. Ela é fixada de modo exógeno.

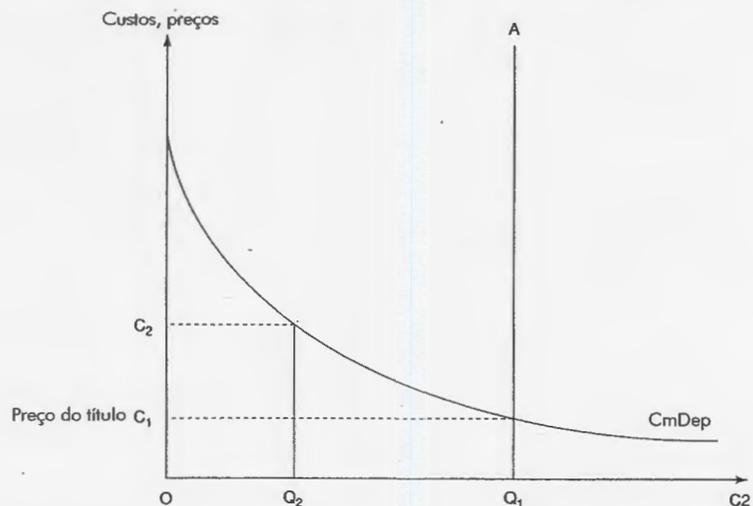


Figura 5.12 – A internalização por meio de um mercado de «direitos de poluir» (caso do ramo)

A cotação do certificado determinada pelo conjunto das empresas a partir da sua posição em matéria de despoluição vai ser igual ao custo marginal de despoluição do conjunto para a quantidade de poluição OQ<sub>1</sub>.

Este mesmo gráfico pode também ser interpretado em termos de mercado da própria poluição. A recta AQ<sub>1</sub> surge então como oferta constante e inelástica de poluição (aquela que representa o conjunto dos títulos emitidos). A curva CmDep representa a procura de poluição pelas empresas

(que resulta directamente da forma das suas curvas de custos marginais de despoluição). O preço da poluição estabelece-se na intersecção das duas curvas. A poluição, até então sem preço, como fenómeno exterior ao mercado, recebe um preço e é reintegrada na esfera mercantil. Deixa de haver *externalidade*. A quantidade de poluição OQ<sub>1</sub> é a poluição de equilíbrio, e este equilíbrio tem todas as características de um *optimum*.

Para lá deste funcionamento teórico, existem alguns problemas práticos (Tietenberg, 1980, 1985; Hahn e Hester, 1989).

No caso que se acabou de ver, tem-se uma oferta fixa exógena de direitos postos à venda pelo Estado. Pode imaginar-se que as vítimas da poluição ou as associações que as representam ou que representam a «defesa da natureza» possam igualmente intervir sobre o mercado como detentores de títulos. Eles podem comprar alguns dos títulos emitidos e «esterilizá-los», o que vai reduzir ainda mais a oferta disponível para os poluidores. Ter-se-á então – aliás, como usualmente acontece, particularmente na procura de títulos procedendo das empresas poluidoras – uma subida da cotação do título, por exemplo de C<sub>1</sub> a C<sub>2</sub> (passagem de OQ<sub>1</sub> a OQ<sub>2</sub>) e uma redução ainda maior da quantidade de poluição resultante.

#### UM EXEMPLO DE LICENÇA DE EMISSÕES NEGOCIÁVEIS: O PROGRAMA AMERICANO DE LUTA CONTRA AS EMISSÕES DE SO<sub>2</sub>

Por ocasião da votação, em 1991, das emendas ao Clean Air Act de 1990, foi estabelecido nos EUA um programa de redução das emissões de SO<sub>2</sub>. O objectivo é lutar contra as chuvas ácidas resultantes do transporte a longa distância de sulfatos e nitratos provenientes do SO<sub>2</sub> e dos No<sub>x</sub> entre os Estados do Middle West e os da Nova-Inglaterra e, de modo mais geral, do Nordeste. Como base de referência para esta política foi escolhido o nível das emissões e não a incidência final sobre a qualidade do ar ambiente. O grande número de fontes implicadas nestas emissões e a grande amplitude geográfica do fenómeno das chuvas ácidas militaram para a utilização de um sistema de troca comercial de licenças de emissão. As instalações em causa são exclusivamente centrais termo-eléctricas de mais de 25 Mw<sup>14</sup>. A redução das emissões de SO<sub>2</sub><sup>15</sup> efectuar-se-á em duas etapas, tendo início a primeira a 1 de Janeiro de 1995 e permitindo uma redução das emissões em 5 milhões de toneladas comparativamente ao seu nível de 1980, e começando a segunda a 1 de Janeiro do ano 2000, assegurando a nova redução necessária para satisfazer o objectivo de uma redução para 8,9 milhões de toneladas do volume anual das emissões admissível a prazo para fazer face ao problema das chuvas ácidas. O número total de licenças emitidas anualmente durante a segunda fase do programa estabelece-se portanto em 8,9 milhões, cada licença autorizando uma fonte a emitir uma

14 A participação das fontes industriais de SO<sub>2</sub> no sistema de troca de licenças é facultativa. Um fundo de emissão de 5,6 milhões de toneladas por ano é fixado no que respeita às licenças das fontes que não participem no sistema.

15 A redução das emissões de No<sub>x</sub> não recorre aos mecanismos de mercado mas unicamente a normas de inspiração técnica baseadas na utilização de aparelhos de combustão de baixa emissão de No<sub>x</sub>, sem que esteja estabelecido um qualquer nível de referência.

tonelada de SO<sub>2</sub>. As licenças podem ser livremente vendidas e compradas entre centrais eléctricas sem exame nem aprovação prévia pela EPA. Esta conserva contudo o registo de cada transferência de licença. Uma verificação anual do respeito pelas normas de emissão permite assegurar-se que as fontes não ultrapassem o volume de emissões coberto pelas licenças que aquelas detêm. A dotação inicial estabelece uma distinção<sup>16</sup> entre as centrais «mais poluentes» (as mais antigas), que devem assegurar desde 1995 uma redução efectiva das suas emissões de SO<sub>2</sub>, as centrais «poluentes», submetidas à redução em 2000, e as centrais «não poluentes», que vêem ser-lhes atribuída uma margem de crescimento de 20 por cento das suas emissões anuais. A primeira etapa do programa apenas visa as centrais mais poluentes; a segunda repartirá o fundo de 8,9 milhões à quota-parte das emissões ao longo dos anos 80, atribuindo contudo 120 por cento de licenças às fontes «não poluentes». Todas as novas centrais deverão, a partir de 2000, conseguir as licenças correspondentes às suas emissões. Os proprietários das centrais existentes continuarão a receber as licenças correspondentes mesmo após o seu encerramento, a menos que transfiram estas licenças para outras fontes. As disposições permitem que se reserve ou se adie as licenças não utilizadas. Para além disso, no decurso da primeira etapa certas fontes receberão incentivos a favor da depuração, sob a forma de licenças e não em dinheiro. Além das companhias de electricidade e das fontes industriais voluntárias, participantes que não efectuem emissões podem participar na troca das licenças: corretores especializados em licenças, empresas de carvoaria, grupos de defesa do meio ambiente, etc. O funcionamento concreto do sistema é muito simples e análogo ao de uma conta de cheques bancários: as licenças são depositadas ou retiradas como quantias de dinheiro, transferindo a EPA anualmente para a conta as licenças atribuídas. Cada notificação de emissão é debitada na conta, uma possibilidade existente de «inventário», na medida em que o saldo só é feito no fim do ano.

(Segundo Kete, 1992.)

O próprio Estado pode, em lugar de conceder uma oferta de títulos fixos, variar as quantidades disponíveis intervindo sobre o mercado através de compras e de vendas, quer dizer, praticando uma verdadeira política de *open market*.

O problema das modalidades de concessão inicial é, também ele, interessante. Os partidários desta solução tiveram tendência para dizer que a concessão inicial não tinha importância já que a acção do mercado ia de qualquer modo reatribuir os direitos entre as empresas. Esta concessão pode fazer-se gratuitamente em proporção às poluições existentes aquando do estabelecimento do sistema. No entanto, pode-se também imaginar fazer pagar às empresas os direitos iniciais através de um mecanismo de licitações, com as empresas apresentando propostas, por exemplo, para obter os títulos correspondentes à sua poluição. Isto apresenta a vantagem de fixar, logo na altura da concessão inicial dos direi-

16 O critério de repartição entre estas categorias é o débito E de emissão de SO<sub>2</sub>, ou seja respectivamente  $E \geq 2,5$  libras por milhão de BTU para «os mais poluentes»,  $2,5 > E > 1,2$  libras por milhão de BTU para «os poluentes» e  $E \leq 1,2$  libras por milhão de BTU para «os não poluentes».

tos, uma avaliação do curso do direito que poderá guiar o mercado quando as trocas de direitos começarem a ter lugar.

O grande problema prático do sistema é o respeito da regra «não há poluição sem título», quer dizer, que a autoridade encarregada do sistema possa assegurar-se em permanência que nenhuma poluição será vertida sem a posse dos títulos correspondentes e que estes estão bem «neutralizados», uma vez que os desperdícios que eles cobrem são efectuados. Este controlo pode acarretar elevados custos de gestão do sistema.

A vantagem essencial do sistema de direitos de poluição consiste no facto que, contrariamente ao sistema de *internalização* através de uma taxa, aquele não necessita do conhecimento da curva dos prejuízos, mas apenas da dos custos de despoluição, a qual é, frequentemente, muito mais fácil de estabelecer. Apresenta igualmente uma imensa vantagem, que é a de permitir à autoridade fixar as quantidades de poluição e deixar que o preço se ajuste. Em contrapartida, no sistema da taxa fixa-se o preço (o nível da taxa), e o resultado acerca da poluição depende das características dos custos e dos lucros marginais.

Nunca se está seguro de ter fixado o nível da taxa ao nível adequado para atingir um dado objectivo de despoluição. No sistema de direitos de poluição, pelo contrário, o objectivo de qualidade constitui a variável exógena do sistema, e está-se seguro que ele será alcançado com o menos custo<sup>17</sup>.

## 2.3. POLÍTICAS COMPLEXAS

Nada proíbe, evidentemente, de utilizar simultaneamente diferentes instrumentos no seio de uma mesma política, quer se trate de instrumentos económicos (combinação de taxas e de subvenções) ou do uso simultâneo de normas e de instrumentos económicos.

### 2.3.1. A COMBINAÇÃO DE TAXAS E DE SUBVENÇÕES

Segundo o teorema de Coase, o *optimum* não depende do sentido em que se faz a resolução da *externalidade*. Uma mesma situação óptima pode resultar de ajustamentos simétricos, interpretáveis, como já foi assinalado, em termos de imposto e de subvenção. Se impostos e subvenções são equivalentes, pode utilizar-se qualquer combinação dos dois. Pode-se, por exemplo, operar por subvenção para cá de um certo nível de produção nocivo, e por taxação para lá deste. Trata-se então da combinação de uma norma quantitativa arbitrária, que é o nível de produção (e, logo, de poluição) para lá do qual se vai taxar o poluidor; abaixo deste nível, pelo

17 Para outros elementos de comparação entre licenças negociáveis e taxas, ver Hourcade e Baron (1991).

contrário, vai-se deixar a vítima potencial oferecer ao causador de nocividades uma subvenção para fazer baixar a sua produção. Um gráfico de Turvey permite de novo figurar esta situação (fig. 5.13). LM representa o lucro marginal e OL o prejuízo marginal.

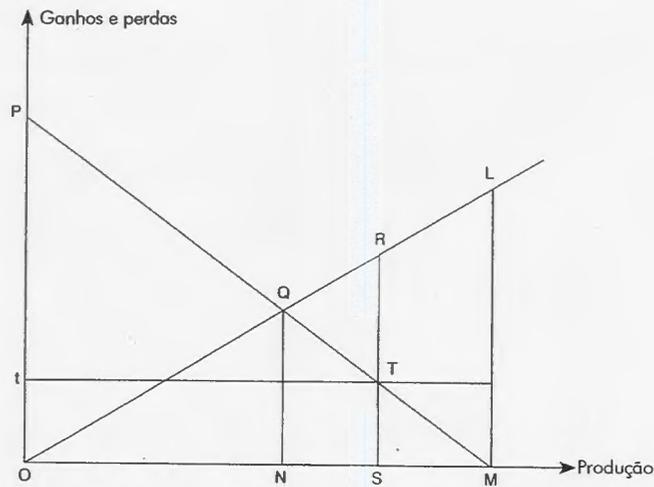


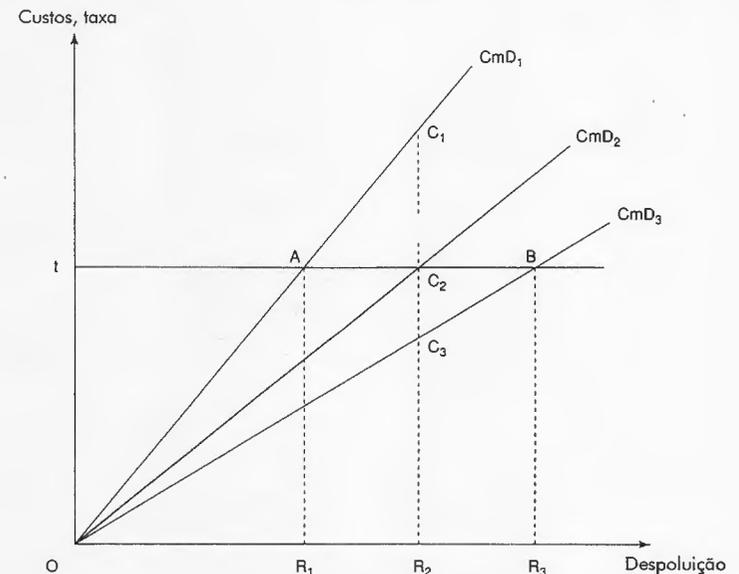
Figura 5.13 – A combinação de uma subvenção e de uma taxa

Se o nível de produção para lá do qual se estabelece a taxa é OS, pode-se assim decompor o andamento a partir da produção OM maximizando o ganho do poluidor: redução de produção de OM a OS obtida pela instituição de uma taxa ao nível t, redução de produção de OS a ON, obtida por pagamento de uma subvenção NSQT pela vítima.

### 2.3.2. A UTILIZAÇÃO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA O RESPEITO DE UMA NORMA

A taxa pode também ser considerada como um meio de obter o alcance de uma norma pelo menor custo económico. Nisso, a instituição de uma taxa distingue-se da instauração de uma simples norma e dá à combinação norma-taxa, na falta de estado óptimo, uma certa eficiência. Baumol e Oates (1971) foram os primeiros a propor esta combinação de instrumentos para resolver os problemas ambientais. O interesse desta abordagem reside, obviamente, no abandono do objectivo habitual de optimização (pela busca de um nível óptimo de poluição), e a sua substituição pela fixação de uma norma estabelecida sobre bases exógenas (por exemplo, a partir de critérios ecológicos), não tendo os instrumentos económicos outra função senão garantir economicamente o respeito pela norma.

Na figura 5.14 transporta-se para a abcissa o nível de redução da poluição (ou seja, a despoluição) e para a ordenada os custos. Admita-se por hipótese três empresas que produzam o mesmo produto com custos marginais de poluição diferentes  $CmD_1$ ,  $CmD_2$  e  $CmD_3$ <sup>18</sup>. Para um dado nível de despoluição, a empresa 1 tem o custo marginal de despoluição mais elevado, seguido da empresa 2 e da empresa 3. Admita-se, para simplificar, que se tem  $R_1R_2 = R_2R_3$  e, logo, que  $OR_1 + OR_2 + OR_3 = 3OR_2$ .



(Segundo Pearce e Turner, 1990)

Figura 5.14 – Combinação de uma norma e de uma taxa (caso de empresas múltiplas)

Se for fixada uma norma exigindo às empresas que atinjam um nível  $OR_2$  de despoluição e que apliquem todas esta norma de modo uniforme, isto acarretará custos marginais respectivos  $C_1$  para a empresa 1,  $C_2$  para a empresa 2 e  $C_3$  para a empresa 3. Globalmente a despoluição será  $3OR_2$ . Se se elevar uma taxa ao nível  $t^*$ , as despoluições respectivas serão  $OR_1$ ,  $OR_2$  e  $OR_3$  mediante custos marginais A,  $C_2$  e B. Também aí, a despoluição total é  $3OR_2$ , ou seja que a norma é respeitada globalmente, mas não por cada empresa individualmente, sendo a repartição da

18 Dado que a despoluição é medida sobre o eixo horizontal, as curvas de custo marginal de despoluição revelam-se crescentes.

despoluição feita em função dos respectivos custos de despoluição das empresas.

O custo total de despoluição CTD para o conjunto das empresas difere também entre o caso da norma e o da taxa. No primeiro caso, é igual a  $CTD_n = OC_1R_2 + OC_2R_2 + OC_3R_2$ , e no segundo caso é  $CTD_t = OAR_1 + OC_2R_2 + OBR_3$ .

Se fizermos  $CTD_n - CTD_t$ , vem  $CTD_n - CTD_t = OC_1R_2 + OC_3R_2 - OAR_1 - OBR_3 = R_1AC_1R_2 - R_2C_3BR_3$ . Como  $R_1AC_1R_2 > R_2C_3BR_3$ , tem-se  $CTD_n > CTD_t$ . Isto significa claramente que a fixação de uma norma de despoluição custa mais caro que o atingir desta mesma despoluição com a ajuda de uma taxa. A taxa permite portanto atingir o nível fixado pela norma ao menor custo <sup>19</sup>.

### 2.3.3. INCENTIVOS AO ESTABELECIMENTO DE DISPOSITIVOS ANTIPOLUIÇÃO

O Estado pode também obrigar as empresas poluentes a munir-se de dispositivos antipoluição destinados a suprimir ou a reduzir os danos ocasionados pela actividade produtiva. É então preciso ter em conta o efeito deste equipamento sobre o bem-estar das vítimas. Se se retomar um gráfico de Turvey (fig. 5.15), tem-se as seguintes modificações:

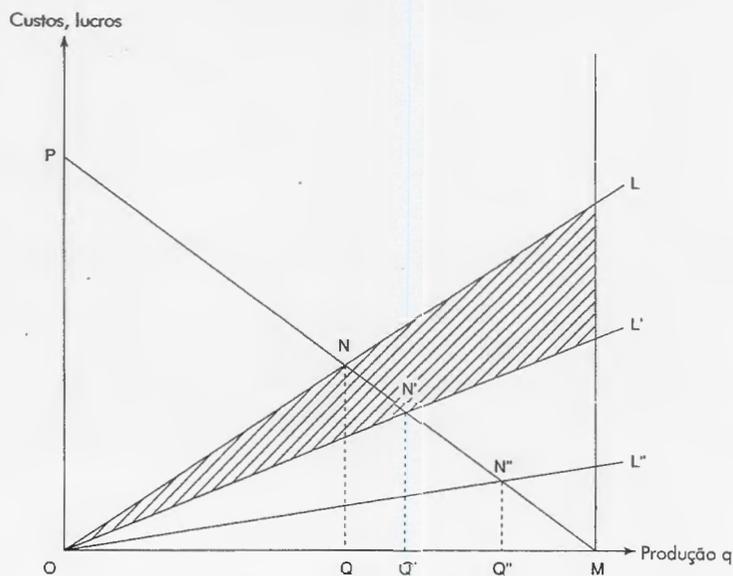


Figura 5.15 - Efeito de um equipamento antipoluição

<sup>19</sup> Excepto, evidentemente, se existe um instrumento económico mais perfeito (por exemplo, licenças negociáveis) para atingir esta norma.

Na medida em que, em virtude do equipamento antipoluição, a poluição é menor, as vítimas vão estar dispostas a pagar uma soma inferior a fim de suprimir cada unidade suplementar de poluição, quer dizer que a avaliação da nocividade marginal diminui. Tem-se pois a recta OL' em lugar da recta OL como custo marginal dos prejuízos. LM, como sempre, representa o lucro marginal.

A superfície compreendida entre as duas rectas OL e OL' mede a melhoria do bem-estar das vítimas. Este montante deve ser, evidentemente, comparado com o custo da aparelhagem antipoluição. Com efeito, enquanto este ganho ultrapassar o custo, obtém-se um ganho social líquido. Este ganho social é maximizado para o valor que iguala a avaliação marginal da deseconomia e o ganho marginal da empresa.

Observa-se que a produção permitida por este sistema é superior à que é dada pelo sistema inicial OQ. Quanto mais eficaz é o método de despoluição, ou seja, quanto maior for a diminuição do valor marginal da nocividade, mais a produção óptima se vai aproximar de M, nível de produção que maximiza o benefício privado da empresa A na ausência de qualquer obrigação de equipamento antipoluição.

Nisto, aliás, todas as coisas foram consideradas iguais, particularmente a curva de lucro marginal, da qual se pode pensar que seria modificada pelo aparecimento deste custo de equipamento suplementar.

Vimos que o essencial dos desenvolvimentos que a teoria padrão consagrou à economia do meio ambiente permanece marcado pela aplicação do conceito de *externalidade*. Os instrumentos das políticas ambientais, quer se trate de taxas, de subvenções ou de licenças negociáveis são também directamente tributários de desenvolvimentos analíticos no domínio das *externalidades* (Bohm e Russel, 1985). Se as taxas ou rendas correspondem estreitamente à óptica pigoviana, o aparecimento das licenças negociáveis no arsenal de instrumentos das políticas ambientais segue de perto o retorno da problemática das *externalidades* introduzido por Ronald Coase (1960). Do mesmo modo, o recurso à norma combinada com o uso de um instrumento económico incitativo, taxa ou licença, é uma consequência directa da contribuição de Baumol e Oates (1971, 1988), que representa uma etapa importante no enfraquecimento da racionalidade económica optimizadora em matéria de solução dos problemas ambientais.

## A AVALIAÇÃO DO MEIO AMBIENTE

Vimos no capítulo 5 que a pesquisa de um *optimum* de poluição necessitava do conhecimento da curva marginal de prejuízo e que, frequentemente, esta informação faltava. A ideia de medir estes prejuízos e, sobretudo, de os avaliar a fim de minorar esta falta prejudicial ao cálculo económico encontra aí a sua justificação.

Se abandonamos a ideia da *internalização* da *externalidade*, que representa uma poluição ou dano, numa base microeconómica, a análise económica padrão pode ainda levar a elaborar métodos de avaliação dos ganhos (concebidos como danos evitados) decorrentes das políticas de protecção ou melhoramento do ambiente (Pearce e Markandya, 1989). Dentro do mesmo espírito, pode-se procurar avaliar as funções ambientais não comerciáveis, desempenhadas pela natureza (os serviços ambientais) ou mesmo os próprios bens ambientais.

O economista, em particular o economista neoclássico, permanece, em geral, preso a uma avaliação do tipo monetário (Pearce e Markandya, 1989)<sup>1</sup>. Ora, no que respeita às vantagens decorrentes da política de protecção ou de melhoramento do ambiente, é claro que estas não se traduzem por ganhos monetários imediatos, contrariamente aos investimentos, os quais têm um custo monetário evidente. Do lado da avaliação dos bens e serviços ambientais, o seu carácter não comercial e portanto a ausência de preço de mercado torna *a priori* difícil a sua avaliação monetária.

<sup>1</sup> No contexto da *internalização* das *externalidades*, a curva de custo marginal de prejuízo deve ser expressa em termos monetários, se se pretende confrontá-la com uma curva de lucro marginal que se apresenta necessariamente sob esta forma.