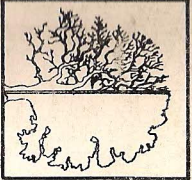


REVISTA FLORESTAL



Sociedade
Portuguesa
de Ciências
Florestais

Janeiro / Abril 1994
Vol. VII - N.º 1



INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA
BIBLIOTECA

R-1509-29

Ecologia, modelos e impactes

Crítérios para uma *ética* do uso (agroflorestal) do solo

José Casquilho*

JA 97 N 673

RESUMO

A problemática da afectação racional do uso dos recursos naturais tem uma amplitude crescente, na medida em que crescem o horizonte de planeamento e a consciência da eventual fragilidade dos ecossistemas. Um exemplo extremo pode ser ilustrado com os fenómenos de desertificação potencial.

Desenvolve-se um modelo matemático que unifica hipóteses de dinâmicas (com interpretação ecológica) entre os limites paradigmáticos do *deserto* e do *climax*. Introduzem-se os conceitos de *trajectória*, *equilíbrio*, *estabilidade*, *resiliência* e *perturbação*.

Discute-se o alcance e as limitações dos modelos matemáticos e da percepção empírica na compreensão, previsão e gestão do comportamento dos ecossistemas.

Sintetiza-se a concepção de *impactes ambientais* relativos a projectos com incidência na paisagem.

Propõe-se um critério baseado na teoria da informação (Shannon-Weaver) para aferir dos níveis de existência associáveis a cada biótopo e avaliar o impacto associado à sua alteração.

Este critério é enquadrável na lógica do desenvolvimento sustentado dos recursos agro-florestais. Justifica-se que esta perspectiva é a única capaz de viabilizar o *valor dos recursos* no seu sentido mais abrangente (Pearce), incluído no conceito de contrato intergeracional (Page). A questão, em última análise é de ordem *ética*.

ABSTRACT

Problems concerning the rational allocation of land use resources are getting bigger, since are larger both the planning time horizon and the conscience of the possibility of breaking the ecosystems' resistance points. An extreme example could be the potential desertification induced by anthropic pressure.

It is presented a mathematical model that exemplifies how this could happen, between the so-called climax and desert points. We discuss how mathematical models and empirical perception work together in order to build tools that allow a consistent simulation of ecosystem's behaviour, although with the risk of facing chaotic dynamics and global unpredictability.

It's proposed a criterion to evaluate environmental impacts (associated with different land use systems) justified at the level of information theory (Shannon-Weaver). Such a criterion is admissible in a sustainability strategy, in particular the one we consider derived from Pearce and Page.

* Departamento de Matemática (UTL/ISA)

INTRODUÇÃO

Desde sempre o Homem participou (e interferiu) na dinâmica e estabilidade dos ecossistemas em que se insere, quer enquanto colector, caçador, ou pastor, em regra numa primeira fase historicamente considerada nómada, e posteriormente como agricultor.

Com a emergência das grandes civilizações (e em particular com os impérios), opera-se uma mudança de escala nas extensões agricultadas, não só pelas disponibilidades tecnológicas crescentes como pela necessidade de corresponder ao fluxo alimentar induzido por concentrações urbanas cada vez mais significativas.

Desde a *Revolução Industrial* que a situação mudou qualitativamente e a enorme capacidade actual de intervenção tecnológica sobre o meio biofísico, coloca problemas crescentes no âmbito das medidas que afectam o binário produção/conservação da Natureza. Para citar um exemplo, em 1984 as florestas tropicais desapareciam a uma taxa de 11 milhões de hectares por ano; em 1992 passou a 17 milhões $Ha.ano^{-1}$ (Brown, 1993).

Por outro lado, existe evidência documental sobre a existência de regiões, outrora produtivas, por exemplo na bacia Mediterrânica, e que hoje constituem desertos, ou pelo menos zonas em estádios avançados de desertificação (Ribeiro, 1962; Hare, 1977). A esta situação não será estranho o efeito acumulado de longos processos erosivos associados a práticas agrícolas extensivas.

Pode-se concluir que a *pressão antrópica*, embora não constitua o único factor em jogo, pode induzir, por via das estratégias de intervenção produtiva decorrentes de uma época, transformações radicais na paisagem; e, em particular, reportando-nos aos processos de desertificação, originar transições de equilíbrio onde a fase biótica degenera irreversivelmente (pelo menos numa certa escala de *espaço-tempo*). Num plano menos evidente produzem-se alterações significativas na biodiversidade o que, como se terá ocasião de desenvolver, poderá implicar transições *catastróficas*, no sentido de Thom (1980).

Este tipo de questões é tanto mais pertinente quanto mais se sistematiza a noção de que vivemos num mundo limitado, com indicadores cada vez mais nítidos de alterações ambientais e de irreversibilidade na depleção de recursos.

Essa evidência é francamente preocupante a uma escala Mundial, conforme se observa nos relatórios "State of the World" (Brown, 1992; 1993), confirmando as preocupações expressas em estudos anteriores como por exemplo "Our Common Future" nos aspectos conhecidos por *efeito de estufa, camada de ozono, biodiversidade*, etc.

Também entre nós, na sequência das designadas *companhas do trigo* fomentadas desde a década de 1930, se originou, em particular no Alentejo, um fluxo de erosão com consequências nítidas na quebra da capacidade de sustentação. Por outro lado, recentemente, verificou-se a expansão de área

de *eucaliptal* para níveis que, em algumas zonas (por exemplo nas Serras de Ossa ou de Monchique), podem ter determinado uma redução significativa em *habitats* e nos recursos genéticos associados.

A perspectivação do uso múltiplo dos recursos naturais exige estratégias, com dimensões espacial e temporal, que implementem mosaicos diversificados na paisagem, capazes de viabilizar as diferentes componentes do valor económico total dos recursos, no sentido proposto pela OCDE (Pearce, 1989). Dito por outro forma, é cada vez mais pertinente a perspectiva do *desenvolvimento sustentado* do território, entendida como a viabilização de um conceito de progresso que não comprometa o futuro, na perspectiva do contrato intergeracional proposto por Page (Pearce, 1987; Barbier, 1990).

O exemplo da *desertificação*, enquanto dinâmica regressiva, não deve reduzir a apreciação dos impactes associáveis a diferentes iniciativas de ocupação do solo. No entanto, pela sua natureza *limite* constitui o melhor ponto de partida para situar o alcance e as limitações da problemática em que se insere.

SUCESSÃO ECOLÓGICA E *CLIMAX*

Os ecologistas teóricos caracterizam frequentemente um ecossistema pela sua posição no quadro da sucessão ecológica em que (previsivelmente) se insere.

Esta é definida como um processo ordenado que envolve mudança na estrutura das espécies e da comunidade, culminando num limiar estabilizado que maximiza a biomassa e os laços simbióticos por unidade de fluxo de energia (Odum, 1971). Esta hipótese (numa forma simplificada) foi primeiramente formulada por Clements no início do século. Supõe antes do mais a estabilidade climática, ou seja a constância do padrão macro-meteorológico global.

O estado terminal do sistema designa-se por *climax* e encontra-se em equilíbrio com o ambiente físico envolvente, ora num plano genérico onde o macro-clima é determinante (*climax climático*) ora num nível mais restrito onde concorrem condições locais de substracto que se tornam limitantes (*climax edáfico*). Este segundo nível caracteriza a concepção de *poli-climax* ou de padrões climáticos (Collier *et al.*, 1974) que fragmenta a anterior no quadro de um mosaico da paisagem.

Uma análise do caso português (Cruz, 1986) associa ao gradiente climático no sentido NW-SE uma sequência de quercíneas (carvalhos) caracterizadas pelo nível de persistência das folhas; cada espécie tipificaria a vegetação *climax* (climática) de uma dada região. Por exemplo o sobreiro (*Quercus suber*) caracterizaria o Alentejo mais litoral enquanto que a azinheira (*Quercus rotundifolia*) tipificaria o Alentejo mais interior.

A noção de *climax* é pois necessariamente local embora possa ser utilizada num sentido mais ou menos abrangente. Sintetiza o paradigma da *evolução*

natural de um ecossistema, convergindo para um estado limite que se mantém em equilíbrio dinâmico, isto é onde a comunidade ecológica permanece qualitativamente invariante e quantitativamente estável, embora em renovação permanente, situação a que corresponde biomassa máxima e produtividade líquida nula.

Em qualquer dos casos e numa perspectiva pragmática, se num período da ordem dos 500 anos não ocorrem mudanças significativas na composição em espécies a comunidade é definida como *climax* (Barbour *et al.*, 1987).

Registe-se que existem autores que contrariam a universalidade daquela solução. Wissel (1992) constatou, numa floresta da Bavaria, que a sucessão ecológica processa-se em cadeia recorrente. Donde o conceito de estado terminal é substituído por outro tipo topológico de estacionaridade, a de *ciclo*. Não obstante subsiste a noção de permanência de um quadro típico.

Esse é o sentido actual do conceito, onde a noção de estado terminal é substituída pela de *estado estacionário*, com alguma medida de estabilidade associada (Grimm *et al.*, 1992), sendo o resultado de alguma evolução progressiva.

Correlativamente, a adopção de hipóteses de estabilidade em ecologia teórica implica excluir *a priori* os comportamentos indefinidamente erráticos (caóticos). Porventura essa não será tanto uma restrição imputável à ecologia mas à nossa percepção racional onde avaliar a mudança pressupõe contrastá-la com uma qualquer forma persistente, o que implicitamente exige um referencial estável.

Em síntese e no seu sentido mais amplo, o conceito de *climax(es)* é uma referência a partir da qual se podem avaliar as expectativas de impacte relativas a diferentes cenários de intervenção/gestão num ecossistema.

REGRESSÃO E DESERTO

Num outro extremo situam-se os problemas relativos à desertificação. O deserto, em particular nas regiões áridas e semi-áridas, é um cenário potencial que se pode materializar por via de uma dinâmica regressiva da sucessão ecológica. Essa regressão, de alguma maneira sempre relacionada com um ambiente vulnerável e uma forte pressão antrópica, manifestada por exemplo nas "queimadas" e sobrepastoreio, conduz a uma rarefacção do coberto vegetal e correlativamente a longos processos erosivos (hídricos e eólicos) do solo, tendencialmente anulando o seu potencial de fertilidade quer ao nível de disponibilidade em nutrientes quer no plano da retenção hídrica.

O Secretariado da Conferência das Nações Unidas sobre Desertificação (S.C.N.U.D., 1977) considera que, uma vez iniciado, este efeito pode induzir retro-alimentação positiva e conseqüentemente acelerar-se irreversivelmente.

A mesma entidade refere que são susceptíveis a fenómenos de desertificação não só as regiões tipicamente áridas, (com precipitação anual inferior a 200-250 mm.) mas também as semi-áridas (valores da ordem dos 200-600 mm.) e

respectivas bordaduras sub-húmidas (valores de 600-800 mm.). Existe portanto uma larga faixa climática onde o problema é potencialmente pertinente. A sua manifestação precoce salienta-se por quebras na produtividade primária.

Por exemplo em zonas semi-áridas do Paquistão, sujeitas a sobre-pastoreio, Brown (1993) refere que a produtividade actual atinge valores na ordem dos 15% da potencial.

Em Portugal, vários autores (Ramalho, 1986) consideram que se constata desertificação do Alentejo interior em particular nas regiões de montado de azinho onde se tem removido repetidamente a vegetação.

O controlo do coberto vegetal é aliás considerado o aspecto chave de correcção do processo de desertificação (Hare, 1977).

UM MODELO UNIFICADOR

O modelo heurístico que se vai desenvolver sintetiza um conjunto de informação pluridisciplinar numa estrutura matemática cuja generatividade permite situar (e discriminar) as dinâmicas de sucessão ecológica de que falámos.

A razão de ser da sua apresentação radica no facto de ser um instrumento (potencialmente) operacional, que integra diferentes componentes de ordem ecológica, e que serve de exemplo para as potencialidades hermeneuticas de um sistema dinâmico. Para aliviar o formalismo, optou-se por omitir alguns aspectos de técnica matemática que poderão ser revistos noutra lado (Casquilho, 1991).

Na metodologia de análise sistémica há que distinguir entre as variáveis intrínsecas (endógenas) de um sistema, as que o regem no seu interior, e as que são extrínsecas (exógenas), que de algum modo participam no ambiente envolvente mas cuja origem não é afectada pelo sistema propriamente dito. Neste sentido, e para exemplificar, a precipitação ou a radiação incidente são variáveis exógenas enquanto que o solo ou a vegetação já serão endógenas. Dito de outro modo para que as variáveis possam ser consideradas intrínsecas é necessário que se operem ciclos de retro-alimentação no interior do sistema que afectem (significativamente) os respectivos "inputs".

Vamos designar o conjunto das variáveis endógenas de um ecossistema por *espaço abstracto*, conforme a denominação proposta por Thom (1980, 1991) enquanto que as variáveis remanescentes incluem-se no seu *espaço ambiente* actuando no primeiro enquanto parâmetros sujeitos a *perturbações*.

Formulação

Consideremos um ecossistema terrestre individualizável do ponto de vista do seu coberto vegetal (fitocenose) e do seu *espaço abstracto* edáfico (solo/clima) constituindo portanto uma unidade homogénea.

Defina-se então x_1 como a fertilidade de um solo por unidade de área (de alguma maneira relacionada com a profundidade afectada por índices de disponibilidade de nutrientes e de retenção hídrica) e x_2 como a biomassa da fitocenose, também por unidade de área; x_1 e x_2 são portanto variáveis de estado endógenas cujas derivadas em ordem ao tempo (x_1, x_2) reflectem a sua variação contínua (fluxo). Por hipóteses serão variáveis não negativas. Considere-se o sistema:

$$\begin{cases} \dot{x}_1 = f_1(x_1, x_2) = k_1 x_1 (a - x_1)(x_2 - b) \\ \dot{x}_2 = f_2(x_1, x_2) = k_2 x_2 (c - x_2)(x_1 - d) \end{cases} \quad (1)$$

Os parâmetros k_1, k_2, a, b, c, d são positivos e têm significados que serão discutidos posteriormente.

O sistema (1) é um sistema de duas equações diferenciais designado por *autónomo* porquanto a variável independente, *o tempo*, não figura explicitamente nos segundos membros das equações. É além disso um sistema não-linear na medida que $f_1(x_1, x_2)$ e $f_2(x_1, x_2)$ são funções não lineares de x_1 e x_2 ; mais concretamente são polinómios (mistos) do 3.º grau. Sendo não lineares são no entanto funções diferenciáveis (e ainda continuamente diferenciáveis) o que significa que numa vizinhança (suficientemente pequena) de qualquer ponto podem ser "bem" aproximadas por linearização (diferenciação).

Constata-se também que (1) verifica as condições para a *existência e unicidade* (local) de soluções a portanto garante-se a sua equivalência a um sistema do tipo (2) designado por *solução* do problema de valores iniciais com origem em $x_{1,0}, x_{2,0}$, no instante t_0 :

$$\begin{cases} x_1 = \phi_1(t) \\ x_2 = \phi_2(t) \\ \phi_1(t_0) = x_{1,0} \\ \phi_2(t_0) = x_{2,0} \end{cases} \quad (2)$$

Caracterização das Equações e dos Parâmetros

Considere-se isoladamente cada uma das equações propostas. Observando de novo o sistema (1) ou utilizando a seguinte representação equivalente:

$$\dot{x}_i = k_i x_i (u_i - x_i)(x_j - v_j), \quad x_i, x_j, u_i, v_j > 0, \quad i, j = 1, 2 \quad i \neq j$$

obtemos a primeira equação para ($i=1, j=2, u_1=a, v_2=b$) e a segunda para ($i=2, j=1, u_2=c, v_1=d$). Fixando x_j ($x_j = \text{constante}$) a equação remanescente em x_i é do tipo logístico, portanto uma curva sigmóide com assíntotas respectivamente em $x_i=0$ e $x_i=u_i$ e comportamento crescente (respectivamente decrescente) se o sinal de $(x_j - v_j)$ for positivo (respectivamente negativo).

Podemos agora ensaiar uma interpretação dos parâmetros. Em primeiro lugar os k_i referir-se-ão às taxas intrínsecas de crescimento das respectivas variáveis. Em primeira aproximação serão considerados como valores mé-

dios (constantes) típicos de um solo ou de um coberto vegetal, que de alguma forma reflectem um equilíbrio potencial com o ambiente envolvente.

Os u_i são os limiares de saturação, as assíntotas superiores, respectivamente $u_1 = a$ na equação de fertilidade do solo e $u_2 = c$ na equação da biomassa vegetal. Analisemos mais pormenorizadamente estes aspectos.

A existência de um patamar para a máxima biomassa (vegetal) acumulável no quadro de um dado ecossistema é um fenómeno adquirido cuja fundamentação de base deriva da própria dinâmica de acumulação; esta é determinada pelo balanço entre a fotossíntese e a respiração; a primeira componente é limitada pelo fluxo de radiação disponível que se vai extinguindo na medida em que é interceptado pela folhagem. Jarvis *et al.* (1989) referem que para um índice de área foliar de 6 toda a radiação é virtualmente extinta. Esta (e outras) observação corrobora a existência de um limite máximo de área foliar e portanto de fotossíntese (bruta) realizável.

Por outro lado, na medida em que toda a biomassa (viva) respira, anabolismo e catabolismo convergem para um equilíbrio onde a biomassa é máxima e a produtividade líquida se anula. Ao nível da fitocenose os fenómenos de auto-desbaste, e mais geralmente de mortalidade no âmbito da competição pela luz, podem ser interpretados como uma evidência (no plano demográfico) daquela tendência central.

A existência de um limiar máximo de fertilidade do solo também é plausível; a sua negação implicaria uma evolução ilimitada, o que não é credível.

O último aspecto que importa analisar são os termos na outra variável ($u_2 - u_1$) onde os parâmetros de transição, $v_2 = b$ e $v_1 = d$, referem-se valores particulares que as variáveis x_1 e x_2 podem tomar; b será o valor (em biomassa) correspondente ao "fecho do coberto" expressão que caracteriza o momento em que as copas das plantas se tocam e onde a biomassa foliar estabiliza; situa-se aqui a transição entre um regime de depleção de nutrientes (por parte do coberto relativamente ao solo) e um regime posterior de reciclagem (quase) integral. Este aspecto foi estudado para povoamentos puros de folhosas de rápido crescimento (Miller, 1989; Madeira, 1989). Ao nível da equação isto quer dizer que a fertilidade do solo (x_1) decresce ($x_1 < 0$) desde o ponto de partida até ao fecho do coberto e cresce a partir deste ($x_1 > 0$).

Da mesma forma $x_1 = d$ define o "limiar mínimo de fertilidade" do solo para que possa ocorrer crescimento da vegetação; é admissível a existência de um limite inferior que afecte o sinal do metabolismo embora dependente do tipo de coberto; para valores anteriores a d a biomassa tende a decrescer ($x_2 < 0$) enquanto que para valores superiores o fluxo já é positivo e ocorre crescimento.

Equilíbrios e Estabilidade

Os equilíbrios (pontos de estacionaridade) correspondem às soluções do sistema quando as derivadas se anulam, originando portanto soluções constantes:

$$\begin{cases} x_1 = k_1 x_1 (a - x_1)(x_2 - b) = 0 \\ x_2 = k_2 x_2 (c - x_2)(x_1 - d) = 0 \end{cases}$$

Resolvendo as equações e conjugando os valores (sem restrições nos parâmetros), as soluções possíveis são os pontos (x_1, x_2) :

$$(0, 0) \vee (0, c) \vee (a, 0) \vee (d, b) \vee (a, c) \quad (3)$$

O tipo dos equilíbrios encontrados é a questão fulcral que se coloca, em particular no que se refere à sua estabilidade; a razão deriva do facto de o sistema estar definido apenas nas suas variáveis intrínsecas (fertilidade do solo e biomassa vegetal), que conjuntamente definem o *espaço substracto*, todas as outras actuando como *perturbações*. Neste contexto só serão pertinentes os equilíbrios que resistam pelo menos numa certa amplitude, pois serão os únicos que se podem manifestar. Esses são os equilíbrios *estáveis*.

Existem uma metodologia que permite avaliar qualitativamente o tipo de equilíbrios e a natureza da sua estabilidade (Hirsch e Smale, 1974; Verhulst, 1990).

Sem entrar em detalhes técnicos as conclusões que se podem extrair são as seguintes:

- o ponto $(0,0)$ é um equilíbrio estável (nodo atractor-sumidoiro).
- os pontos $(a,0)$ e $(0,c)$ são equilíbrios instáveis (nodos repulsivos ou fontes).
- o ponto (d,b) é um equilíbrio instável de tipo diferente (sela).
- o ponto (a,c) é um equilíbrio estável (nodo atractor - sumidoiro).

Bacias de Atracção

A informação antes apresentada é suficiente para reconstituir globalmente o comportamento qualitativo do sistema. Observe-se a fig. 1.

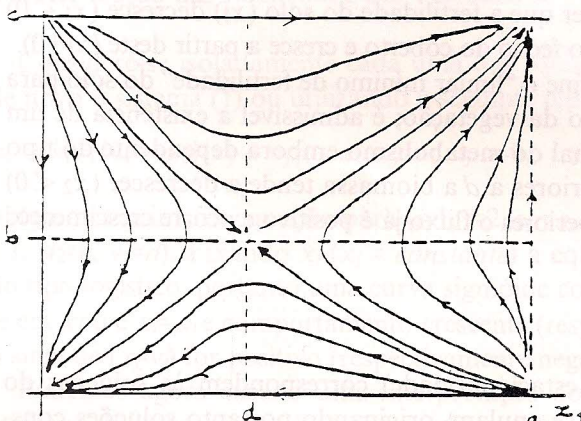


Fig. 1 — Estrutura (qualitativa) do comportamento do sistema (1).

As linhas (orientadas) aí apresentadas são as órbitas regulares e os “pontos” correspondem à projecção das soluções constantes, isto é, são os equilíbrios. Pode constatar-se imediatamente que quase todas as órbitas convergem para um dos dois atractores. O foco da convergência é determinado pela localização da órbita em relação à “linha central” que compreende os “braços” atractivos do ponto de sela; essa curva é sugestivamente designada por *separatriz*.

Outra forma possível de visualizar a fig. 1 é como o lugar (da projecção) das órbitas descritas por uma esfera (ideal) em movimento numa superfície (ideal). Observe-se a justificação do termo “separatriz”.

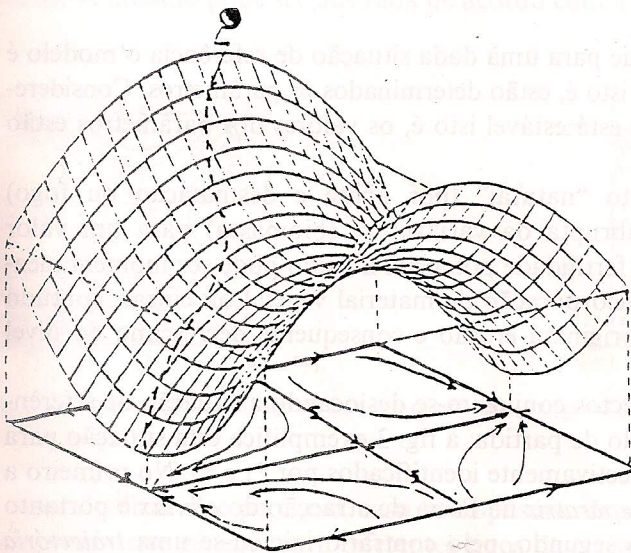


Fig. 2 — Bacias de atracção e *separatriz(s)*.

Interpretação Ecológica

Sintetizemos os aspectos importantes. Recordemos que o modelo atrás apresentado:

- restringe a análise do ecossistema ao seu designado *espaço substracto* definido apenas por variáveis adstritas às componentes *solo* e *vegetação*; consequentemente qualquer outra variável manifestar-se-á por uma perturbação na dinâmica “de fundo”.

- estabelece que cada variável tem um comportamento intrinsecamente logístico; qualquer das equações ao incluir um termo na outra variável gera interdependências e o sistema no seu todo adquire um grau de complexidade superior.

- Com base nesta hipóteses os resultados desenvolvidos manifestam:

— a existência de apenas dois equilíbrios estáveis, os pontos $(0,0)$ e (a,c) , respectivamente interpretáveis como o “deserto”, onde qualquer das variáveis tendencialmente se anula, ou pelo contrário o “climax” onde atingem os respectivos limiares máximos de existência.

— a ocorrência de uma *separatriz*, a “fronteira perigosa” cuja passagem induz uma transição (endógenamente) irreversível.

E este último aspecto é o fulcro que justifica este exercício de modelização, já que permite colocar uma questão central. Uma pequena ultrapassagem da separatriz e a dinâmica (endógena) do sistema altera-se radicalmente. Isto é opera-se uma *transição qualitativa* e o sistema inicia uma trajectória dentro de outra bacia de atracção.

Exemplifiquemos.

Consideremos então que para uma dada situação de referência o modelo é aplicável e está calibrado, isto é, estão determinados os parâmetros. Considere-se ainda que o *ambiente* está estável isto é, os valores dos parâmetros estão fixos.

A remoção do coberto “natural” (por abate e desmatação ou fogo) traduz-se na transição abrupta da variável x_2 (biomassa) para um valor bastante inferior ($x_2 \downarrow$). A fertilidade potencial do solo pode ser momentaneamente amplificada pela incorporação de material vegetal ou cinzas, contudo a exposição do solo nú originará erosão e conseqüente decréscimo do nível global de fertilidade ($x_1 \downarrow$).

Em conjunto estes aspectos conjugam-se deslocando a situação de referência ($*_0$) para um novo polo de partida; a fig. 3 exemplifica esta situação para dois casos diferentes respectivamente identificados por $*_1$ e $*_2$. No primeiro a órbita inicia-se além da *separatriz* na bacia de atracção do *climax* e portanto para aí vai convergir; no segundo, pelo contrário iniciou-se uma *trajectória desertificante*, que é endogenamente irreversível.

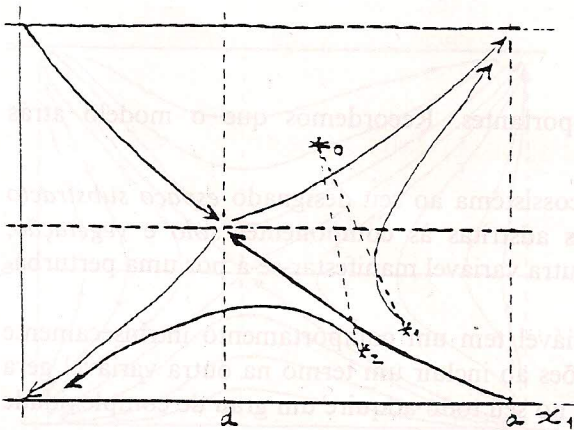


Fig. 3 — Alterações no coberto ($*_0$) e hipóteses de trajectórias subsequentes: não-desertificante ($*_1$) e desertificante ($*_2$).

Observe-se que a *irreversibilidade endógena* não obsta a que esta última situação possa ser eventualmente corrigida por uma ocorrência *exógena*, programada (por exemplo, mobilização do terreno, rega e fertilização), ou não (por exemplo, uma modificação favorável do clima). Em termos da análise do sistema e em qualquer dos casos tratar-se-ia de um problema de alteração dos valores dos parâmetros.

A modificação dos valores dos parâmetros não é no entanto arbitrária. Por exemplo não pode inverter as relações de ordem, o que seria paradoxal de acordo com a respectiva interpretação biofísica. Neste âmbito o espaço de fase (e a localização dos equilíbrios) pode deformar-se mas não se altera qualitativamente (topologicamente); o sistema permanece *estruturalmente estável*. A questão pode ser ilustrada de acordo com a fig. 4.

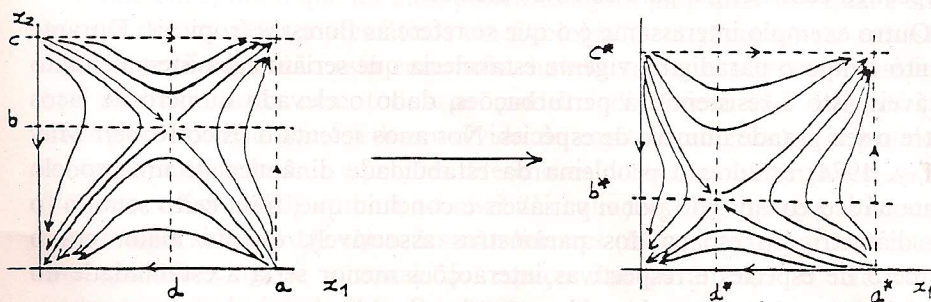


Fig. 4 — Deformação do espaço de fase por ocorrências exógenas (alterações nos parâmetros).

Para finalizar este percurso, caso se dispusesse de uma *cartografia espaço-temporal* deste género, para diferentes tipos de ecossistemas terrestres, seria possível que uma iniciativa de intervenção produtiva fosse confrontada com a trajectória “natural” do ecossistema, por um lado, e o limiar de risco associado à eventual regressão ecológica (e desertificação) por outro; dever-se-iam ponderar aspectos como a *resiliência* do sistema — taxa de retorno para o *climax*, ou o seu inverso — o tempo de recuperação — e equacionar a problemática do valor dos recursos associados ou do custo de reposição da situação de referência (Casquilho, 1990). Mais adiante aprofundar-se-ão estes assuntos.

MODELOS DINÂMICOS EM ECOLOGIA: ALCANCE E LIMITAÇÕES

O modelo apresentado atrás unifica, de forma relativamente simples, hipóteses de dinâmicas que, se forem decompostas analiticamente em componentes cada vez mais recuadas, em particular pela modelização sequencial da informação condensada nos parâmetros, originam equações com um nível de complexidade que obsta à sua resolução.

Observe-se que a *irreversibilidade endógena* não obsta a que esta última situação possa ser eventualmente corrigida por uma ocorrência *exógena*, programada (por exemplo, mobilização do terreno, rega e fertilização), ou não (por exemplo, uma modificação favorável do clima). Em termos da análise do sistema e em qualquer dos casos tratar-se-ia de um problema de alteração dos valores dos parâmetros.

A modificação dos valores dos parâmetros não é no entanto arbitrária. Por exemplo não pode inverter as relações de ordem, o que seria paradoxal de acordo com a respectiva interpretação biofísica. Neste âmbito o espaço de fase (e a localização dos equilíbrios) pode deformar-se mas não se altera qualitativamente (topologicamente); o sistema permanece *estruturalmente estável*. A questão pode ser ilustrada de acordo com a fig. 4.

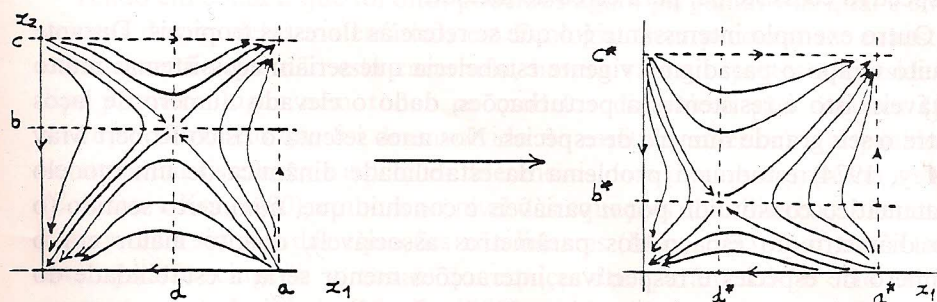


Fig. 4 — Deformação do espaço de fase por ocorrências exógenas (alterações nos parâmetros).

Para finalizar este percurso, caso se dispusesse de uma *cartografia espaço-temporal* deste género, para diferentes tipos de ecossistemas terrestres, seria possível que uma iniciativa de intervenção produtiva fosse confrontada com a trajetória “natural” do ecossistema, por um lado, e o limiar de risco associado à eventual regressão ecológica (e desertificação) por outro; dever-se-iam ponderar aspectos como a *resiliência* do sistema — taxa de retorno para o *climax*, ou o seu inverso — o tempo de recuperação — e equacionar a problemática do valor dos recursos associados ou do custo de reposição da situação de referência (Casquilho, 1990). Mais adiante aprofundar-se-ão estes assuntos.

MODELOS DINÂMICOS EM ECOLOGIA: ALCANCE E LIMITAÇÕES

O modelo apresentado atrás unifica, de forma relativamente simples, hipóteses de dinâmicas que, se forem decompostas analiticamente em componentes cada vez mais recuadas, em particular pela modelização sequencial da informação condensada nos parâmetros, originam equações com um nível de complexidade que obsta à sua resolução.

E este é um problema que se revela central em Ecologia. É óbvio que a Ecologia não se reduz a modelos matemáticos, porquanto a observação empírica tem o lugar fundamental de identificar os aspectos sensíveis, os nexos pertinentes e a sua natureza, bem como fornece a base estatística para as abordagens quantitativas. Mas também é verdade que sem modelos matemáticos, pela sua consistência lógica e generatividade, não haveria possibilidade de simular comportamentos, estabelecer zonas de risco e realizar previsões.

Com efeito a percepção sensível é insuficiente para aferir desta problemática, embora sendo sem dúvida um dos seus eixos. Existem vários exemplos de factos contra-intuitivos ou pelo menos inesperados. Por exemplo (Hofbauer e Sigmund, 1989) a remoção de um predador do topo da cadeia alimentar, provocou, passados alguns anos, uma quebra global da biodiversidade do respectivo ecossistema, para cerca de metade.

Outro exemplo interessante é o que se refere às florestas tropicais. Durante muito tempo o paradigma vigente estabelecia que seriam ecossistemas muito estáveis, isto é resistentes a perturbações, dado o elevado número de laços entre o seu grande número de espécies. Nos anos setenta o físico Robert May (May, 1974) estudou o problema da estabilidade dinâmica de um modelo matemático constituído por n variáveis e concluiu que, num certo sentido (o do diâmetro do espaço dos parâmetros associável), quanto maior era o número de espécies e respectivas interacções menor seria a estabilidade do modelo. Nos programas de exploração das florestas tropicais que ocorreram recentemente, em particular na floresta Amazónica, veio-se a constatar precisamente a fragilidade daqueles ecossistemas.

Os dois tipos principais de modelos dinâmicos utilizados designam-se de *equações diferenciais*, quando se supõe uma variação contínua (como no caso exemplificado anteriormente), e *equações com diferenças* se, pelo contrário, a variação é discreta. Ora, em qualquer dos tipos (excepto no caso *linear* onde existe solução analítica explícita), a regra geral é que, embora se possam frequentemente garantir um certo número de propriedades, entre as quais a *existência e unicidade* (local) das soluções, não se conhece a técnica para obter a sua explicitação. Resta então a possibilidade de simulá-las computacionalmente.

E é aqui precisamente que surgiu em qualquer daqueles tipos de sistema dinâmico, o conjunto de problemas que foram reunidos sob a designação genérica de *Teoria do Caos*.

O meteorologista Lorenz, utilizando equações diferenciais nos anos sessenta, e o físico May, através de uma equação de diferenças nos anos setenta, verificaram a chamada *dupla dependência sensível* das soluções (simuladas), quer dos valores utilizados para inicializar o processo, quer dos valores atribuídos aos parâmetros. Isto é, diferenças ínfimas amplificam-se enormemente no decorrer da simulação por forma a que “às tantas” o ruído sobrepe-se à informação e as soluções simuladas não são mais credíveis. É

o designado *efeito borboleta* (Gleicke, 1986) consubstanciado na metáfora de que, um bater de asas de uma borboleta em Tóquio provocaria um tufão em Nova Iorque.

Os fenómenos caóticos revolucionaram o problema epistemológico da oposição entre o determinismo e o aleatório, na medida em que toda uma gama de fenómenos com comportamento errático puderam ser reconcebidos como provenientes de geradores determinísticos. Por outro lado, e no reverso da medalha, tornaram as classes de modelos com aquela natureza inoperativos do ponto de vista da sua relação com o real.

De facto, nas Ciências da Natureza, e em particular em Ecologia, a avaliação dos parâmetros é sempre necessariamente por *estimação*, e portanto aproximada, pelo que indutora de perturbações que podem distorcer brutalmente o problema em análise.

Tendo em conta o que foi dito, podemos agora perguntar-nos qual é então o lugar dos modelos matemáticos em Ecologia. Sem procurar ser exaustivo numa questão que não está encerrada, haverá vários aspectos a considerar. Em primeiro lugar nem todos os modelos dinâmicos são caóticos (por exemplo o modelo que foi desenvolvido no capítulo anterior). Tal problema só surge em sistemas de equações diferenciais com dimensão mínima de três (Schafter e Kot, 1990), embora ao nível das equações com diferenças aconteça com a mais simples das equações não-lineares (May, 1975); por outro lado, esta questão cinge-se a zonas do espaço dos parâmetros e não ocorre portanto em todo o lado (Markus, 1992), podendo acontecer que seja(m) a(s) zona(s) não caótica(s) a(s) pertinente(s) na simulação.

Finalmente, e este será o aspecto nuclear, um modelo *não* coincide com a realidade que visa modelizar. Idealmente será, quando muito, tangente ao real numa vizinhança mais ou menos abrangente, e aí terá pertinência na descrição e na explicação dos vínculos causais que possam gerir (localmente) os aspectos típicos dessa realidade. Um modelo também está limitado pelo *princípio da identidade* no sentido em que não pode conter a sua própria alteração.

Correlativamente o modelo deve ser *parcimonioso* (Muller *al*, 1992) o que se opõe à ilusão de procurar articular uma cascata de variáveis relativas aos diferentes níveis de organização do sistema; aliás este aspecto decorre como corolário do paradigma da *emergência de propriedades novas* em cada nível sistémico. O processo de abstracção, restringindo a variabilidade e heterogeneidade do real, deve estar adequado ao nível de descrição que se pretende simular (Breckling, 1992).

Em conclusão, um modelo deve estar estruturado de acordo com a *escala de espaço-tempo* em que visa incidir. Digamos que há um nível óptimo de *complexidade* para além do qual a eficiência do processo de modelização e a sua pertinência, decrescem. Assim sendo, não há que ter a pretensão de construir o modelo absoluta e definitivamente formulado para uma situação em estudo, mas apenas *um* modelo adequado, no triplo sentido de contem-

plar os aspectos qualitativos evidentes, de articular logicamente o jogo das variáveis pertinentes e de constituir um instrumento de simulação quantitativa com potencial predictivo.

IMPACTES AGROFLORESTAIS

Impactes agroflorestais é uma designação sintética para os impactes ambientais relativos às intervenções na paisagem, decorrente de projectos com componentes agrícola (incluindo pastagem) e florestal. Actualmente esta questão só incide, em termos jurídicos, nas arborizações com espécies de crescimento rápido exploradas intensivamente, o que em Portugal significa, por enquanto, eucalipto (*Eucalyptus globulus*), e potencialmente poderá abranger os choupos (*Populus sp.*).

O núcleo do problema num projecto de arborização, e por generalização, agroflorestal, é o da substituição de determinado(s) tipo(s) de coberto(s) vegetal(ais) existente(s) por outro(s) projectado(s). Em termos práticos a legislação obriga a que o projecto seja revisto mediante um *Estudo de Impacte Ambiental* quando a área proposta de eucaliptal, conjugada com idênticas áreas vizinhas, ultrapasse 350 Ha. (1Ha. = 10000 m²).

É provável, e desejável, que a curto/médio prazo a obrigatoriedade de estudos de impacte seja estendida a todas as propostas de ocupação do solo que tendam a uniformizar grandes extensões.

Infelizmente não se dispõe de cartografias dinâmicas, do tipo daquela que inicialmente se introduziu, que permitissem calibrar diferentes cenários de risco associáveis a horizontes de planeamento do uso do solo.

Por outro lado, conforme foi referido, além das possibilidades teóricas da ocorrência de transições catastrofistas, existem evidências de ordem empírica que corroboram essa virtualidade.

Finalmente, a economia ambiental introduziu conceitos como sejam os de *valor de existência* e de *valor de opção* (da utilização futura) de um recurso natural (Pearce, 1987; 1989), que vêm legitimar a necessidade de ponderar componentes que não têm uma expressão imediata no mercado.

Conjugando estes aspectos, parece-me legítimo poder concluir que na impossibilidade de dispôr de um conhecimento adequado sobre a dinâmica e estabilidade dos ecossistemas, há que preservar a biodiversidade, não só no plano genotípico das espécies, como à escala da sua estruturação em biótopos, ou seja ao nível paisagem.

Um critério de diversidade

Em primeiro lugar situemo-nos no âmbito dos recursos *regulares*, isto é, fora do contexto dos recursos *singulares*, que serão aqueles que por qualquer

razão própria (espécie em vias de extinção, paisagem protegida), merecem uma avaliação particular.

Parece razoável considerar que um recurso abundante tem um *valor de existência* (unitário) intrinsecamente inferior aquelas noções.

Por volta de 1950, Shannon e Weaver formularam os conceitos e métodos da *Teoria da Informação* e introduziram as designadas *funções de informação*. A função de informação mais usual, também designada função de *entropia* em Mecânica Estatística, tem a seguinte formulação:

$$I_k = - \sum_{i=1}^k x_i \log_2(x_i), \quad 0 \leq x_i \leq 1, \quad \sum_{i=1}^k x_i = 1 \quad i = 1 \dots k$$

Em termos gerais pode-se dizer que I_k mede a quantidade de informação associável em termos binários (ausência/presença) a um contexto em que interferem K variáveis distintas. A fundamentação desta fórmula pode-se encontrar, por exemplo, em Thornton (1992). A sua aplicação em ecologia, ao nível da contabilização da diversidade em espécies, tem uma longa tradição e tem sido utilizada para novos desenvolvimentos (Jizhong *et al.*, 1992).

Ora, é interessante verificar (pelo método dos multiplicadores de Lagrange) que o *máximo de diversidade* que pode ocorrer, estando as k variáveis em jogo, acontece quando todas tomam *igual valor*, isto é $x_i = 1/k$, $i = 1 \dots k$; nesta situação o valor do máximo ($I_{\leq k}$) é de $I_{\leq k} = \log_2(k)$.

Transpondo esta abordagem para uma situação de mosaico de paisagem, composto por k tipos diferentes de biótopos, isto é onde coexistem outros tantos tipos diferentes de formações vegetais (por exemplo, montado de sobre, pinhal, vinha, eucaliptal, culturas arvenses, matos, etc.) conclui-se que do ponto de vista informacional, numa *escala de espaço* suficientemente vasta, o ideal seria que todas aquelas componentes totalizassem proporções iguais da área total. O que foi dito para o *espaço* poderá eventualmente ser generalizado, embora com algumas dificuldades adicionais, para o *espaço-tempo*, através do conceito de área temporal.

Conforme se pode inferir este é um critério que visa ponderar objectivamente o problema da *existência*, isto é, através de uma medida de informação intrínseca.

Daqui decorrerá que, utilizando a fórmula de Shannon-Weaver, no confronto entre o que existe e o que é projectado, é possível calibrar uma medida do impacte associado, tendo em conta o desvio induzido relativamente ao cenário de ocupação ideal, ou actual.

Refira-se adicionalmente que o problema está aqui colocado numa forma simplificada. Haverá ainda que ter em conta, numa segunda apreciação, vários outros factores como sejam a *resiliência* dos biótopos em causa, a sua diversidade intrínseca, a sua raridade específica, etc.

A questão adicional da arquitectura espacial das áreas em causa, em particular a sua configuração, poderá ser avaliada por uma medida de dimensão *fractal* associada.

Fica portanto aqui proposto um critério, que poderá constituir um *termo de referência* relativamente ao equilíbrio de um mosaico agroflorestal de paisagem, e que pode ser útil pelo contraste entre a sua natureza simples e globalizante, por um lado, e a dificuldade ou impossibilidade de articular num modelo quantitativo, toda a complexidade inerente à dinâmica e estabilidade da sua ecologia.

Para uma ética do uso (agroflorestal) do solo

Uma estratégia de *desenvolvimento sustentado* é a única capaz de viabilizar o contrato intergeracional subjacente à concepção de que as gerações vindouras têm o *direito* a conviverem num ambiente preservado. Este critério tem sido aliás proposto repetidamente, também entre nós (Alves, 1984; Gomes, 1985; Oliveira e Alves, 1986).

A(s) lógica(s) económica(s) tradicionais não garantem, antes têm contrariado, esta perspectiva. A retroação, induzida por uma consciência ambiental crescente, motivada por muita informação e indicadores cada vez mais assustadores do *Estado do Mundo* (Brown, 1992; 1993), têm reformulado conceitos e introduzido instrumentos que potenciam uma reavaliação dos cenários que suportam a tomada de decisões.

A questão, em última análise é de ordem *ética*. Só neste nível é que a perspectiva do *bem comum* é indeclinável e irrevogável.

Transpondo este âmbito de apreciação para o quadro restrito das intervenções produtivas na paisagem, conclui-se que há que garantir um mosaico diverso de biótopos; ficarão assim asseguradas as componentes de *valor de existência e valor de opção* antes referenciadas. O modelo (estático) de Shannon e Weaver, eventualmente conjugado com sistemas dinâmicos, pode contribuir para calibrar expectativas de *impacte* e fundamentar decisões no sentido de compromissos mais adequados no binário produção/conservação dos recursos naturais.

BIBLIOGRAFIA

- Alves, A.A.M. — 1982. *Técnicas de Produção Florestal*. I.N.I.A. Lisboa.
- Barbour, M.G.; Burk, J.H.; Pitts, W.D. — 1987. *Terrestrial Plant Ecology* (2. edition). The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc. Menlo Park, California.
- Barbier, E.B. — 1990. Economics for Sustainable Production, pp. 389-405 in *Agroforestry for Sustainable Production* by R.T. Reinsley). Commonwealth Science Council, London.
- Breckling, B. — 1992. Uniqueness of ecosystems versus generalizability and predictability in ecology. *Ecological Modelling* 63: 13-27. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- Brown, L.R. — 1992. *State of the World 1992: a Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society*. W.W. Norton Company. New York.
- Brown, L.R. — 1993. *State of the World 1993: a Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society*. W.W. Norton Company. New York.

- Casquilho, J. — 1990. A problemática do valor dos recursos num contexto de impacto florestal, pp. H53-H60 in *Actas da 2. Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente* vol. 2. Universidade Nova de Lisboa.
- Casquilho, J. — 1991. Impactes Florestais: modelo teórico de um sistema dinâmico. *Actas do 2.º Congresso Florestal* Porto.
- Collier, B.D.; Cox, G.W.; Johnson, A.W.; Miller, P.C. — 1974. *Dynamic Ecology*. Prentice/Hall International, Inc. London.
- Cruz, C.S. — 1986. Algumas considerações sobre a vegetação natural potencial. pp. 230-238 in *Actas do I Congresso Florestal Nacional*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Gleicke, J.G. — 1987. *Caos: a construção de uma nova ciência* (trad. port., 1989). Gradiva. Lisboa.
- Gomes, A.M.A. — 1985. *Uma Alternativa Sectorial*. Publicações Ciência e Vida. Lisboa.
- Goodland, R.; Ledec, G. — 1987. Neoclassical Economics and Principles of Sustainable Development. *Ecological Modelling* 38: pp. 19-46. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- Grimm, V.; Schmidt, E.; Wissel, C. — 1992. On the application of stability concepts in ecology. *Ecological Modelling* 63: 143-161. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- Hare, F.K. — 1977. Climate and Desertification. pp. 63-169 in *Desertification: its causes and consequences*. (ed. by S.U.N.C.D., Nairobi). Pergamon Press.
- Hirsch, M.W.; Smale, S. — 1974. *Differential Equations, Dynamical Systems and Linear Algebra*. Academic Press. N. York.
- Hofbauer, J.; Sigmund, K. — 1989. On the stabilizing effect of predators and competitors on ecological communities. *Journal of Mathematical Biology*. Springer — Verlag.
- Jarvis, P.G.; Wang, Y.P.; Borralho, N.M.; Pereira, J.S. — 1989. **Simulation** of the role of stress on radiation absorption, assimilation, transpiration and water use efficiency of stands of *E. Globulus*. in *Biomass Production by Fast-growth Trees* (J.S. Pereira e J.J. Landsberg, ed.). Kluwer Academic Publisher. Netherlands.
- Jizhong, Z.; Shijun, M.; Changming, C. — 1992. An index of ecosystem diversity *Ecological Modelling* 63: 151-163. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- Madeira, M.A.V. — 1989. Changes in soil properties under eucalyptus plantations in Portugal. in *Biomass Production by Fast growth Trees* (J.S. Pereira e J.J. Landsberg, ed.). Kluwer Academic Publisher. Netherlands.
- Markus, M. — 1992. Are one dimensional maps of any use in ecology? *Ecological Modelling* 63: 319-324. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- May, R.M. — 1974. *Stability and Complexity in Model Ecosystems*. Princeton. New Jersey.
- May, R.M. — 1976. Simple mathematical models with very complicated dynamics. *Nature* vol. 261, 10: 459-467.
- Miller, H.G. — 1989. Internal and external cycling of nutrients in forest stands. in *Biomass Production by — Fast-growth Trees* (J.S. Pereira e J.J. Landsberg, ed.). Kluwer Academic Publisher. Netherlands.
- Muller, F.; Windhorst, W.; Jorgensen, S.E. — 1992. Recent problems in ecosystem theory — conclusions of the workshop. *Ecological Modelling* 63: 325-331. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.
- Odum, E.P. — 1971. *Fundamentals of Ecology* (3. ed.). Saunders College Publishing. Philadelphia.
- Oliveira, A.C.O.; Alves, A.M.M. — 1986. **Conceitos e estratégias para uma silvicultura estável**. in *Actas do I Congresso Florestal Nacional*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Our Common Future — 1987. World Commission on Environment and Development. (trad. portuguesa — O Nosso Futuro Comum. Meriberica/Liber. Lisboa).
- Pearce, D. — 1987. Foundations of an Ecological Economics. *Ecological Modelling* 38: pp. 9-18. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.

230-305

- Pearce, D.W. — 1989: Economic incentives and renewable natural resources management: theoretical context and preview of the issues. in *Renewable Natural Resources — economic incentives for improved management*. OCDE. Paris.
- Ramalho, J. — 1986. O arranque do montado e o avanço da desertificação do Alentejo. in *Actas do I Congresso-Florestal Nacional*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Ribeiro, O. — 1962. Mediterrâneo: ambiente e tradição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Schaffer, W.M.; Kot, M. — 1986. Chaos in ecological systems: the coals that Newcastle forgot. *Trends in Ecology and Evolution* 1: 58-63.
- Thom, R. — 1980. *Modèles mathématiques de la morphogénèse*. C. Bourgois ed. Paris.
- Thom, R. — 1991. *Predire n'est pas expliquer*. Editions Eshel. Paris.
- Thornton, C.J. — 1992. *Techniques in Computational Learning: an Introduction*. Chapman Hall Computing. London.
- Verhulst, F. — 1990. *Nonlinear Differential Equations and Dynamical Systems*. Universitext. Springer-Verlag.
- Wissel, C. — 1992. Modelling the mosaic cycle of a Middle European beech forest. *Ecological Modelling* 63: 29-43. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se ao grupo interdisciplinar *Ciência, Técnica e Valores* a oportunidade de produzir esta reflexão, bem como algumas sugestões e críticas relativas à versão original.