

# Avaliação da biodiversidade em conservação

**Miguel Araújo**

Geógrafo, MSc Conservation

Centro de Ecologia Aplicada, Universidade de Évora, P-7000 Évora

---

**Abstract:** *This paper reviews different views on the issue of biodiversity evaluation and measurement in the context of land management. Approaches from community ecologists, taxonomists and conservationists are compared. Two main strategies for biodiversity evaluation are identified. The first - exclusive process - seeks to achieve maximum representation of biodiversity attributes in a given geographical unit. The second strategy - inclusive process - seeks for maximising biodiversity value regardless of concerns for representation. A step-wise questioning-answering procedure is proposed to help building more explicit evaluation procedures. Finally a distinction between quantification of biodiversity, measurement of value and site selection is made.*

**Keywords:** conservation evaluation, values, priorities and site selection.

**Resumée:** *Cet article examine différentes perspectives sur la question de l'évaluation et mensuration de la biodiversité dans le contexte de la gestion du territoire, et compare l'approche des écologues des communautés, des taxonomistes et des conservationnistes. L'article identifie deux stratégies principales d'évaluation de la biodiversité. La première - le procédé d'exclusion - cherche à obtenir une représentation maximale des caractéristiques de la biodiversité dans une unité géographique donnée. La deuxième - le procédé d'inclusion - cherche à maximiser la valeur de la biodiversité sans tenir compte des préoccupations de représentation. L'article propose une procédure de questions-réponses par étapes en vue d'aider à la construction de procédés d'évaluation plus explicites. Enfin, l'article établit une distinction entre quantification de la biodiversité, mensuration de sa valeur et sélection de sites.*

**Mots-Cles:** évaluation pour la conservation, valeur, priorité et sélection de sites.

## Nota introdutória

Apesar da utilização generalizada do conceito de biodiversidade (p.e., OTA 1987; Reid & Miller, 1989; MacNeely *et al.* 1990; Wilson, 1992; Johnson, 1993) ainda não foi possível operacionalizar nenhuma das múltiplas definições, com vista a possíveis aplicações em planeamento, ordenamento do território e conservação (p.e., Noss, 1990; DeLong, 1996; Gaston, 1996a). Não obstante a diversidade de propostas que visam reduzir o conceito de biodiversidade a um espaço bidimensional, mensurável, de abcissas e ordenadas, afigura-se pouco provável que algum dia alguma medida venha a merecer o consenso (Norton, 1994). De facto, o espectro de abrangência do conceito é tão vasto que corre facilmente o risco de, analisado em todas as suas vertentes, se tornar equivalente a ... Biologia (Gaston, 1996a). Para alguns autores (Williams, 1993) estamos em presença de um conceito “pseudocognitivo” na medida em que todos assumem partilhar a mesma definição intuitiva.

No presente artigo pretendem-se identificar algumas das correntes que têm dominado o debate sobre a formalização do conceito de biodiversidade, sumariar as principais propostas metodológicas de avaliação e sublinhar alguns aspectos que nos parecem fundamentais para construir processos de avaliação mais eficazes. É sugerida a distinção entre quantificação de biodiversidade, quantificação de valor e definição de prioridades para conservação da biodiversidade.

## Múltiplas percepções de biodiversidade

Um dos problemas associados aos processos de avaliação da biodiversidade é o facto do termo ser entendido de forma diversa consoante o grupo profissional ou social que o interpreta. As referências mais frequentes consideram biodiversidade como um conceito (p.e., variedade da vida - Wilson, 1992), uma entidade mensurável (p.e., riqueza mais equitabilidade - Magurran, 1988; grau de diferenciação taxonómica - Vane-Wright *et al.* 1991), ou uma preocupação sobre a redução acelerada da diversidade da vida (p.e., biodiversidade como sinónimo de conservação - Browman, 1993). Este problema, que alguns autores (Williams, 1993) identificaram com o carácter “pseudocognitivo” do conceito de biodiversidade, já tinha sido referido, por McIntosh (1985), no contexto da utilização de conceitos básicos em Ecologia, como comunidade, ecossistema, estabilidade, etc.: *“ecologists ... often used a word to mean just what they chose it to mean with little regard for others said it meant”*.

### *Biodiversidade para os ecólogos das comunidades*

Em Ecologia das Comunidades o conceito de diversidade tem sido associado a dois componentes distintos: riqueza e equitabilidade. Entre as medidas mais frequentes conta-se a riqueza específica (ver Gaston, 1996 para uma revisão), o índice de informação Shannon *-H-* (Shannon & Weaver, 1962) e o índice de diversidade de Simpson *-1/I-* (Simpson, 1949). A escolha dos diferentes índices de diversidade varia consoante o peso que se pretende conferir a espécies raras e comuns. Riqueza e equitabilidade representam dois extremos do mesmo conceito dando a primeira medida mais peso relativo às espécies raras e a segunda maior ponderação às espécies comuns.

A utilização de medidas não-paramétricas de diversidade generalizou-se a partir dos anos sessenta (p.e., Whittaker, 1960; Hill, 1973; Peet, 1974; Pielou, 1975; Magurran, 1988;

Cootgreave & Harvey, 1994; Lande, 1996) na sequência das considerações de Hutchinson (1953) sobre as potenciais implicações da diversidade biológica: “*It is likely that something very important is involved here, but for the present what it may be is a mystery*”. Posteriormente, o mesmo autor publica um artigo clássico (Hutchinson, 1959) em que lança o debate sobre o significado evolutivo e ecológico da diversidade biológica. A generalização do uso de medidas de diversidade está relacionada com a hipótese diversidade-estabilidade (MacArthur, 1955), segundo a qual se postula que os ecossistemas são tanto mais estáveis<sup>1</sup>, quanto maior a diversidade no sistema. No quadro desta hipótese têm sido lançados alguns dos fundamentos mais importantes das políticas de conservação aplicadas à gestão dos sistemas naturais. Uma das ideias mais generalizadas é de que a simplificação dos ecossistemas, no que respeita a sua composição em espécies (redução da diversidade), induz a uma redução da estabilidade e aumenta a susceptibilidade a invasões biológicas. Considerados em conjunto, estes fenómenos podem pôr em risco o funcionamento dos ecossistemas. Observações no sentido inverso (May, 1973) descartaram, porém, a universalidade da hipótese diversidade-estabilidade. Simultaneamente têm sido sugeridas hipóteses alternativas (ver Johnson *et al.* 1996 para discussão). De entre estas destaca-se a hipótese da redundância (Walker, 1992), que sugere que as espécies se agrupam em unidades funcionalmente equivalentes. Segundo esta perspectiva o funcionamento dos ecossistemas não é afectado pela remoção de elementos redundantes mas sim pela afectação de “*key-stones*”, i.e., espécies com papel preponderante no funcionamento dos ecossistemas. Lawton (1994) introduz a hipótese nula de que pode não existir relação alguma entre um e outro conceito. Estudos recentes têm procurado compreender as relações que se estabelecem entre diversidade, entendida como a organização das espécies num espaço multidimensional, e o funcionamento dos ecossistemas (ver Martinez, 1996 para discussão). Em virtude da dificuldade de interpretação de índices de diversidade aplicados à escala das comunidades, Cousins (1991) sugere a utilização de índices de diversidade por grupos funcionais equivalentes (p.e., grupos tróficos ou “*guilds*”). Recentemente têm sido desenvolvido estudos que procuram detectar, através de análises empíricas, eventuais padrões de regularidade entre categorias de ameaça entre espécies e grupos funcionais equivalentes. Uma abordagem realizada com aves de meio agrícola, na Zona Agrária de Aljustrel (Carvalho, 1997), demonstra que concentrações de aves ameaçadas ocorrem em “*guilds*” semelhantes.

#### *Biodiversidade para taxonomistas*

Para os taxonomistas quantificar biodiversidade é medir números e diferença entre atributos taxonómicos (Gaston, 1996a; Humphries *et al.* 1995)<sup>2</sup>.

A medida mais simples retoma o conceito de riqueza específica por unidade de área dos ecólogos das comunidades mas por motivos diversos: quanto maior o número de espécies por unidade de área maior a probabilidade de assegurar uma elevada representação de caracteres genéticos (p.e., Scott *et al.* 1987; Myers, 1988, 1990).

---

<sup>1</sup> O conceito contemporâneo de estabilidade incorpora duas vertentes: (i) a capacidade que uma dada comunidade tem para resistir à mudança mantendo os diferentes componentes funcionais dos ecossistemas (resistência); (ii) a capacidade que uma dada comunidade tem de se restabelecer ao nível dos seus componentes funcionais após situações ambientais extremas (resiliência) (MacGillivray & Grime, 1995). Para Pimm (1984) o conceito geral de estabilidade incorpora quatro variáveis diferenciadas: estabilidade; resiliência; persistência; e resis tência.

<sup>2</sup> Analogia ao conceito de diversidade proposto no Chambers Dictionary (1994) que define diversidade como “o estado de ser diverso, diferente, dissimilar, variado”.

Uma abordagem um pouco mais complexa assume que as espécies não deverão ter o mesmo valor e que este, pode ser atribuído em função do grau de diferenciação entre organismos (p.e., May, 1990; Vane-Wright *et al.* 1991; Humphries *et al.* 1995; Williams & Humphries, 1996). O princípio é o de que a utilização da hierarquia da classificação taxonómica (cladogramas) permite estimar graus de diferenciação (i.e., diversidade) entre organismos dando, neste contexto, uma aproximação da diversidade genética entre *taxa* (p.e., espécies, géneros, famílias, etc.). Esta ideia tem sido associada ao valor de opção da biodiversidade (p.e., MacNeely *et al.* 1990; Williams, *et al.* 1995) definido como o potencial de informação genética incorporado em conjuntos distintos de organismos que, ainda que não tenham utilidade reconhecida no presente, mas poderão vir a tê-lo no futuro. O princípio encontra-se bem resumido no conceito “*keeping options alive*” de Reid & Miller (1989).

Vane-Wright *et al.* (1991) foram os primeiros a propor a aplicação do conceito para efeitos de avaliação da biodiversidade (Fig. 2). O sistema proposto (“*root-weight*”) baseia-se na quantificação dos nós do cladograma até ao nível da espécie. Através do processo descrito, na fig. 2, é dada maior ponderação à espécie mais isolada do ponto de vista taxonómico, i.e., aquela que tiver menor número de nós. Um dos problemas operacionais associados a este método é depender da existência de classificações hierárquicas completas para todos os organismos (May, 1990). Outro tipo de críticas opõem o método cladístico ao método filogenético e referem a necessidade de se incluírem, nos cladogramas, as distâncias diferenciais no cumprimento das ligações entre nós (p.e., Aitschul & Lipman, 1990; Crozier, 1992; Faith, 1992). Esta abordagem está, porém, dependente de informação, em geral não disponível, sobre a filogenia dos organismos (p.e., Humphries *et al.* 1995).

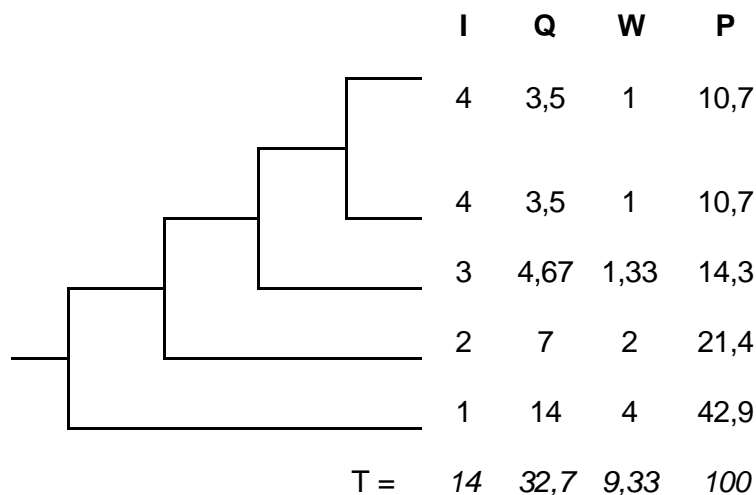


Fig. 2 - Processo para derivar um índice de diferença taxonómica através de atribuição de ponderações. O exemplo dado é baseado numa classificação hipotética de cinco taxa terminais, p.e., espécies. I = número de nós entre ligações;  $Q = 14/T_i$  (quociente da informação total sobre o “score” de cada terminal;  $W = Q/3,5$  peso estandardizado para cada terminal; P = percentagem. Adaptado de Vane-Wright *et al.* (1991).

Posterioros refinamentos ao método de Vane-Wright *et al.* (1991) foram avançados (p.e., May, 1990; Williams *et al.* 1991; Williams 1993). Os últimos autores elaboraram um conjunto de medidas cladísticas de dispersão que procuram favorecer conjuntos de organismos cuja distribuição dos nós no cladograma se efectue de forma mais espaçada e

regular. Este conceito recupera as noções de riqueza e equitabilidade dos primeiros algoritmos de diversidade (p.e., Shannon & Weaver, 1962) pretendendo garantir que, considerando grandes conjuntos de organismos, se salvasse a maior quantidade de informação genética. Este tipo de abordagem tem merecido posterior aprofundamento por Faith (1994).

Na medida em que, na maior parte dos casos, não é possível estimar, directamente (através de informação filogenética) ou indirectamente (através dos métodos cladísticos), medidas de reflectam a diversidade taxonómica ou genética de grandes grupos de organismos, é frequentemente defendida a utilização de indicadores. No contexto descrito, indicadores são variáveis (bióticas ou abióticas) que possuem capacidade de, com menor custo, prever padrões sobre outras variáveis consideradas objectivo. De certo modo a aplicação deste princípio, essencialmente pragmático, é um desvio ao debate inicial sobre a necessidade de atribuir ponderações a organismos com graus de informação e percursos evolutivos distintos (Vane-Wright *et al.* 1991). A aplicabilidade do uso de indicadores depende, porém, de demonstração empírica do seu poder preditivo.

A possibilidade de utilização de níveis mais elevados das classificações (p.e., Família, Ordem, Reino) para prever padrões de distribuição ao nível da espécie tem sido explorada através de estudos baseados em análises de correlação entre taxa (p.e., Gaston & Williams, 1993; Williams & Gaston, 1994; Williams *et al.* 1994; Prendergast, 1997; Williams & Gaston, 1997). O potencial de utilização de padrões de riqueza específica para indicar diversidade taxonómica (*sensu* Vane-Wright *et al.* 1991; Williams *et al.* 1991; Williams 1993; Humpries *et al.* 1995), também tem sido alvo de explorações que indiciam um elevado poder preditivo de medidas de riqueza específica (Williams & Humphries, 1996). Dados sobre o padrão de distribuição da riqueza específica e o grau de diferenciação taxonómica (variação sobre a proposta de Vane-Wright *et al.* 1991 - “*subtree length*” - ver Williams *et al.* 1991 para discussão) dos Anfíbios, Répteis, Pteridófitas e Gimnospérmicas, em Portugal continental, sugere resultados coincidentes com os citados (Quadro I).

*Quadro I - Correlação de Spearman entre “scores” de riqueza específica e diferença taxonómica (“subtree length”) para Anfíbios, Répteis, Pteridófitos e Gimnospérmicas em quadrículas UTM de 10x10 km de Portugal continental. Dados de distribuição extraídos de: Franco & Afonso, 1982; Nature Database, 1996; e Oliveira & Crespo, 1989. Cladogramas construídos recorrendo a classificação de: Oliveira & Crespo, 1989 (Anfíbios e Répteis) e Tutin *et al.* 1993 (Pteridófitos e Gimnospérmicas).*

	Nº de espécies	Nº de registos	Riqueza específica vs. Diferença taxonómica
Anfíbios	17	3275	0,978 ***
Répteis	26	2853	0,979 ***
Pteridófitos	66	3767	0,987 ***
Gimnospérmicas	9	864	0,990 ***

\*\*\*  $P < 0,001$

A utilização de indicadores tem sido largamente advogada quando se dispõe de informação reduzida ao nível da variáveis objectivo, i.e., aquelas que se pretende descrever ou valorizar (p.e., Peterken, 1974; Helliwell, 1978; Noss, 1990; Kremen, 1992; DeGroot *et al.* 1995).

Uma abordagem oposta à defendida por Vane-Wright *et al.* (1991) e seus seguidores sustenta que os esforços de conservação devem procurar favorecer o balanço entre o processo de especiação e extinção (Erwin, 1991). Neste caso um maior valor deve ser conferido a espécies com elevados prognósticos de especiação radiativa (espécies “*dynamo*”) por oposição a espécies reliquiais que, em virtude de extinções passadas, foram isoladas taxonomicamente e/ou geograficamente. Segundo Erwin (1991) o processo de valorização de espécies isoladas taxonomicamente favorece a conservação de espécies na “senda da extinção”. Para este autor deveria ser dada prioridade a centros de endemismo com elevadas densidades de espécies “*dynamo*”. O processo descrito para identificar estas áreas é função de elevadas densidades de espécies com distribuição geográfica localizada e pertencentes a géneros muito diversificados (neo-endémicos *sensu* Major, 1988). Um dos problemas associados a esta perspectiva é o de que assume um conhecimento sobre os padrões futuros de evolução (Williams, 1993; Humphries *et al.* 1995; Williams *et al.* 1995). Assumindo, porém, como correcta a correlação, proposta por Erwin (1991), entre extinção/espécies isoladas taxonomicamente e especiação radiativa/espécies com géneros diversificados, levanta-se um segundo problema: concentrando esforços de conservação em espécies “*dynamo*” bem adaptadas às condições ambientais, actuais, por oposição às espécies reliquiais, poderemos estar a precipitar os processos de extinção interferindo com o curso normal de evolução. Estudos de carácter empírico, com base em dados de vegetação, têm sugerido que as espécies “*dynamo*” são em geral abundantes nas suas áreas de distribuição e bem adaptadas às condições ambientais dominantes que, na maior parte dos casos, se encontram favorecidos por eixos de perturbação e “*stress*” - *sensu* Grime, 1979 - (Araújo, 1995).

#### *Biodiversidade para os conservacionistas*

A herança naturalista, associada aos movimentos conservacionistas, valoriza o raro, o belo e o pouco habitual.

valor que se atribui ao raro (p.e., Soulé, 1986) não é muito diferente do conceito económico de “bem escasso”. Porém, em biologia da conservação, o conceito de raridade, é apenas útil na medida em que fornecer uma aproximação do grau de vulnerabilidade (ou ameaça) da espécie a processos de extinção (p.e., Therborg, 1974; McIntyre, 1992; Arita, 1993). Neste contexto, o conceito de raridade considerado, unicamente, pela extensão da distribuição geográfica, é pouco informativo: uma espécie pode ter uma distribuição mundial confinada a uma área restrita (p.e., Península Ibérica) e ser bastante abundante e plástica no que concerne a utilização do seu habitat. Rabinowitz (1981) esquematiza sete combinações de formas de raridade em função da extensão da distribuição geográfica (p.e., restrita, alargada), dimensão da população (p.e., pequena, grande) e especificidade no uso do habitat (p.e., especialista, generalista). Kevin Gaston (1991, 1994a, 1996c) sugere que se estabeleça uma distinção clara entre raridade, medida em função da extensão da área de distribuição e raridade enquanto medida da área real ocupada (equiparável, com algum cuidado, a abundância - p.e., ver metodologia de derivação de abundâncias com base em registos de presença/ausência em Gates *et al.* 1994). Enquanto a primeira medida fornece elementos relevantes para inferir factores históricos condicionantes da distribuição das populações, a segunda medida fornece elementos úteis à compreensão dos factores ecológicos limitantes da mesma distribuição. A relação entre estes dois tipos de raridade é, em geral, positiva (Fig. 3) ainda que se conheçam exemplo de taxa não respondendo a esta padrão. É o caso de espécies de distribuição vasta mas de ocorrência localizada, p.e., algumas plantas alpinas- árticas (Palmer *et al.* 1997). Outras excepções têm sido registadas utilizando dados de

abundância, por oposição a área real ocupada: relação negativa - p.e., Adams & Anderson, 1982; Lawton, 1993 -; e relação de independência ou relação nula - Arita, 1993 -). Abordagens mais complexas baseadas na teorias dos fractais associam medidas de raridade com medidas descritivas da forma geométrica das áreas de distribuição (p.e., Maurer, 1994).

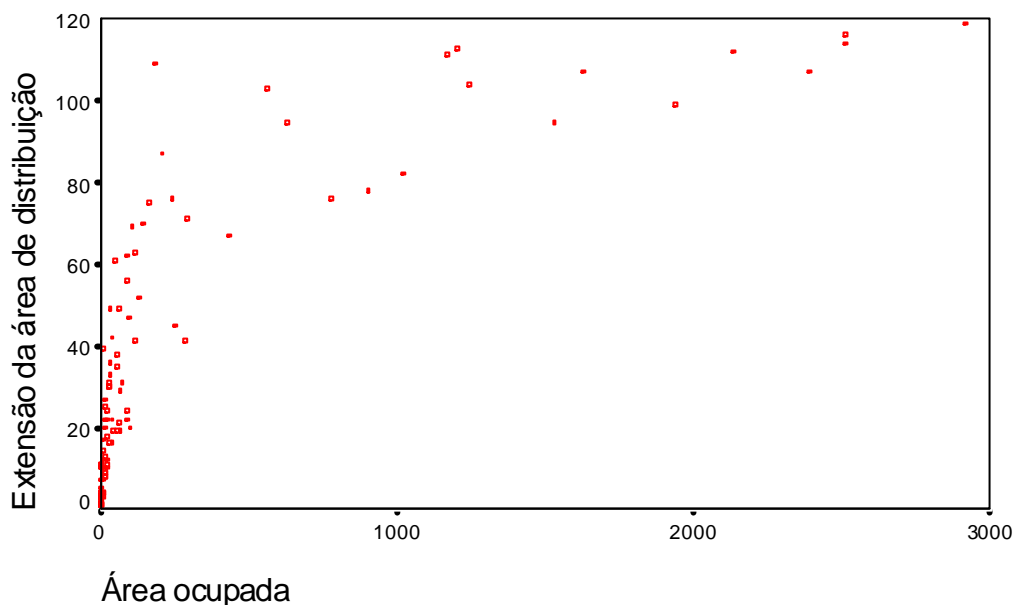


Fig.3 - Relação entre duas formas de raridade para uma amostra aleatória de 100 espécies da *Florae Europaeae*: (1) extensão da área de distribuição, i.e., distância entre os pontos mais afastados da distribuição Europeia; e (2) área ocupada, i.e., número de registos em quadrículas UTM de 50 por 50 km na Europa.

Dado o carácter intuitivo (Usher, 1986), ambiguidade associada ao conceito de raridade (Gaston, 1994/96c) e a incerteza sobre a informação que confere relativamente ao risco de extinção das espécies (p.e., Arita, 1993), tem-se procurado utilizar conceitos, mais explícitos, como vulnerabilidade ou grau de ameaça das espécies. No quadro desta terminologia, raridade é um componente do conceito e não o conceito em si. Abordagens recentes conjugam critérios quantitativos ou semi-quantitativos para qualificar níveis de vulnerabilidade em função de parâmetros que relacionem a dimensão das populações, a extensão da área de distribuição geográfica e a evolução dos quantitativos populacionais no tempo (p.e., Mace & Lande, 1991, Mace & Collar, 1994; Avery *et al.* 1994). Este tipo de abordagens tem sido utilizado para elaboração das novas Listas Vermelhas de carácter internacional (Red Data Books da IUCN), nacional (p.e., Avery *et al.* 1994; MSc Conservation Course, 1995; Palmer *et al.* 1997) e para a definição de ordenações de prioridades de conservação à escala regional (p.e., Palmeirim *et al.* 1994). A aplicabilidade destes critérios é, porém, condicionada pela existência de informação (p.e., dimensão dos efectivos populacionais e evolução dos quantitativos populacionais no tempo) raramente disponível para a maior parte dos *taxa* e/ou áreas do Globo. A importância da utilização da raridade enquanto critério aproximativo do grau de ameaça continua, assim, a ter um papel importante devido à relativa simplicidade de cálculo e ao poder preditivo que, em certos casos, poderá ter relativamente aos padrões de ameaça (p.e., Therborg, 1974; Arita, 1993). A associação entre raridade e extinção, ainda que intuitivamente lógica está, porém, por validar (Arita, 1993; MacIntyre, 1992).

## Processos de avaliação de áreas para conservação

### *Avaliação exclusiva*

Visa a selecção (segregação espacial) de áreas com estatuto especial para conservação da biodiversidade. É o caso clássico da identificação de Parques, Reservas e outras áreas com estatuto especial (p.e., “*Important Bird Areas*”, Biótopos Corine, Sítios Natura 2000). O objectivo é explícito: assegurar a persistência de atributos-objectivo (espécies, comunidades, paisagens, etc.) no espaço geográfico de referência. Para alcançar este objectivo defende-se a adopção de quatro princípios orientadores: representatividade, viabilidade e vulnerabilidade.

- Representatividade: procura assegurar a representação da totalidade (ou máximo) de atributos-objectivo (p.e., todas as espécies presentes, espécies ameaçadas, etc.) no espaço geográfico de referência. Dada a frequente conflitualidade entre lógicas de conservação e produção e a consequente necessidade de racionalização das opções de conservação, têm sido propostas diferentes abordagens para maximizar a eficiência<sup>3</sup> dos processos de selecção.

A identificação de “*hotspots*” (Myers, 1988, 1990), i.e., áreas com (i) elevadas concentrações de espécies; (ii) elevadas concentrações de endemismos; e/ou (iii) níveis muito elevados de ameaça, foi proposta com base no argumento de que salvaguardando estas áreas aumentar-se-ia a probabilidade de maximização da representação dos atributos-objectivo. A coincidência de “*hotspots*” entre *taxa* foi sugerida por uns (ICBP, 1992; Gaston, 1994b) mas refutada por outros (Prendergast *et al.* 1993; Lawton *et al.* 1994; Curnutt *et al.* 1994). A importância destes tipo de análises, exploratórias, reside no potencial que alguns grupos taxonómicos, mais conspícuos e cuja distribuição e biologia se conhece melhor, possam ter para indicar padrões ao nível de outros *taxa*, para os quais se dispõe de menor informação.

A eficiência dos “*hotspots*” para assegurar redes representativas de áreas para conservação tem sido questionada (p.e., Kershaw *et al.* 1994; Williams *et al.* 1996a) sendo, em alternativa, sugeridos métodos que assentam no princípio da complementaridade<sup>4,5</sup> (p.e., Vane-Wright *et al.* 1991; Pressey *et al.* 1993). A aplicação deste princípio é sustentada pela utilização de algoritmos que procuram combinações eficientes de acordo com o objectivo do máximo de representações numa área mínima (p.e., Kirkpatrick, 1983; Margules *et al.* 1988; Pressey & Nicholls, 1989; Rebelo & Siegfried, 1990; Vane-Wright *et al.* 1991; Kershaw *et al.* 1994; Williams *et al.* 1996a/b; Castro Parga *et al.* 1996; Csuti *et al.* 1997; Muriuki *et al.*

---

<sup>3</sup> Eficiência é uma medida que procura testar a racionalidade das opções de selecção de áreas para conservação tendo em conta o objectivo de representação do máximo de atributos no mínimo de área possível. Medidas de eficiência são propostas por Pressey & Nicholls (1989), Pressey *et al.* (1993) e Castro Parga *et al.* (1996).

<sup>4</sup> Complementaridade é definida como uma medida do grau de representação que uma área ou conjunto de áreas possui para incluir a totalidade dos atributos encontrados na área geográfica de referência.

<sup>5</sup> Ainda que a formalização do conceito de complementaridade tenha sido feita por Vane-Wright *et al.* (1991) a ideia tinha já sido proposta e utilizada por outros autores. Provavelmente uma das primeiras referências à complementaridade seja a de Hooper (1978), citado por Adams & Rose (1978), que o apelida de “*ultimate criterion*” e define-o como sendo “a selecção de qualquer sítio que adicionar mais espécies às áreas já incluídas em reservas”.



1997). Ainda que estes algoritmos (iterativos, i.e., forçados a escolher a área que acrescenta mais atributos em cada passo) tenham sido criticados por originarem resultados sub-óptimos relativamente ao objectivo de máxima representação na área mínima (Underhill, 1994) a sua utilização tem sido advogada pela: (i) elevada “performance” (Csuti *et al.* 1997) e rapidez de análise (p.e., recorrendo a sistemas informáticos especializados como o CODA, Bedward *et al.* 1992 e o WORLDMAP, Williams, 1991), quando comparado com os resultados óptimos obtidos com programação linear (p.e., Cocks & Baird, 1989; Saetersdal *et al.* 1993; Csuti *et al.* 1997); (ii) pela flexibilidade permitida, por alguns destes sistemas informáticos (p.e., WORLDMAP), para explorar soluções flexíveis em função de critérios de selecção “*post-hoc*” e; (iii) pela capacidade de análises “*backwards*” que permitem excluir escolhas redundantes.

Testes de robustez têm demonstrado a superioridade dos algoritmos baseados em incrementos de raridade por oposição aos algoritmos assentes em incrementos de riqueza (p.e., Margules *et al.* 1988; Kershaw *et al.* 1994; Williams *et al.* 1996a, Csuti *et al.* 1997). Na figura 4 demonstra-se a superioridade dos algoritmos iterativos face aos “*hotspots*”, que requerem uma área maior para representar uma fracção incompleta dos atributos-objectivo (i.e., espécies). Os algoritmos iterativos (“*near-minimum set*”), baseados em ordenações de riqueza, obtiveram o mesmo resultado final que os algoritmos baseados em incrementos de raridade (contrariamente aos resultados de Kershaw *et al.* 1994), ainda que os primeiros tenham sido mais eficientes em representar maior número de espécies nas etapas iniciais do processo de selecção (coincidentes com os resultados de Kershaw *et al.* 1994). Os “*hotspots*” baseados em medidas de raridade demonstraram maior eficiência que os “*hotspots*” baseados em riqueza na representação de atributos-objectivo.

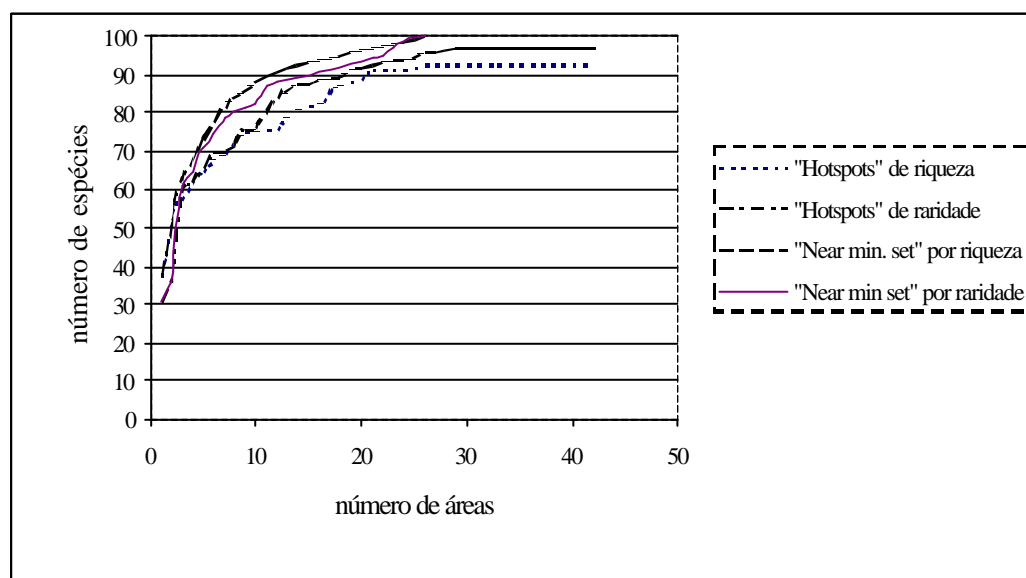


Fig. 4 - Número de áreas (quadrículas UTM 10x10 km) necessárias para assegurar o objectivo de representação de um exemplar de cada uma das 165 espécies da flora Portuguesa (Pteridófitos, Gimnospérmicas e Briófitos) incorporadas na base de dados. Métodos de selecção incluíram: “hotspots” de riqueza definidos como sendo 5% das áreas com valores mais elevados de riqueza; “hotspots” de raridade definidos como sendo 5% das áreas com valores mais elevados de raridade; algoritmo “near-minimum set” ordenado em função de incrementos de riqueza; e algoritmo “near-minimum set” ordenado em função de incrementos de raridade.

Dados de distribuição extraídos de: Casas *et al.* 1985/89/92 (Briófitos); Franco & Afonso, 1982 (Pteridófitos e Gimnospérmicas); Oliveira & Crespo, 1989 e Nature Database, 1996 (Répteis e Anfíbios).

Um metodologia simples para identificar lacunas em sistemas de áreas designadas para efeitos de conservação tem sido apelidada de “*gap analysis*” (Scott *et al.* 1993). Esta abordagem desenvolve-se em 3 etapas principais: (1) cartografia do sistema de áreas designadas para conservação; (2) sobreposição da distribuição dos atributos que se pretendem conservar (p.e., espécies, habitats, paisagens, etc.); (3) identificação de lacunas de representação no sistema. Uma das críticas mais veementes a esta metodologia é o facto de, em “*gap analysis*”, se assumir que os atributos já representadas em áreas protegidas estejam salvaguardados. Não obstante, tem-se reconhecido o poder heurístico deste processo para auxiliar os decisores na escolha as áreas necessárias para complementar redes de conservação já estabelecidas. Este método, inicialmente desenvolvido nos EUA (p.e., Scott *et al.* 1993; Kiester *et al.* 1996), teve posteriores refinamento na Europa (Península Ibérica: Castro Parga *et al.* 1996; Reino Unido: Williams *et al.* 1996; e Portugal: Araújo, in press). Em ambos casos procurou-se complementar a “*gap analysis*” com a utilização de algoritmos iterativos por forma a identificar o conjunto de áreas mais eficiente para complementar os sistemas actuais de áreas protegidas.

- Viabilidade e ameaça: Viabilidade e ameaça são conceitos diferentes por vezes utilizados indistintamente. O conceito de viabilidade está associado ao de “*Minimum Viable Populations (MVP)*” e procura identificar a configuração espacial e quantitativo populacional mínimo para garantir uma probabilidade  $\geq 95\%$  de sobrevivência num horizonte temporal de 200 anos (Shaffer, 1981; Soulé, 1987). Viabilidade é um conceito biológico que procura medir a probabilidade de persistência no tempo e no espaço de uma população. É, neste contexto, uma medida de “qualidade”, das áreas ou biótopos, em função do objectivo de persistência de populações alvo. Algumas tentativas de incorporar aspectos de viabilidade em processos expeditos de selecção de áreas são baseados em procedimentos heurísticos que incorporam regras de decisão em diferentes etapas do processo de selecção (ver Bedward *et al.* 1992; Nicholls & Margules, 1993). Por exemplo os últimos autores incorporam alguns princípios derivados da teoria da Biogeografia Insular (MacArthur & Wilson, 1929) no processo de selecção, forçando o algoritmo a privilegiar áreas grandes e compactas em detrimento de áreas pequenas e dispersas. Uma outra abordagem explora as implicações do conceito de centros de densidade populacional como indicador de níveis diferenciados de viabilidade (Winston & Angermeier, 1995). O postulado que se aplica é o de que áreas com elevadas densidades são menos propensas a processos locais de extinção que áreas de baixa densidade populacional (p.e., Gaston, 1990; Shoener & Spiller, 1992). Este processo apelidado de dinâmica “*source-sink*” deriva da teoria das meta-populações (p.e., Schoener, 1991). O conceito de ameaça está igualmente associado à probabilidade de extinção mas aplica-se a taxa (em geral espécies) por oposição a populações ou áreas. Aproximações a níveis de ameaça das espécies são, em geral, fornecidas por listas vermelhas publicadas internacionalmente pela IUCN/WCMC e a nível nacional por organismos estatais responsáveis pelas políticas de conservação (ver discussão anterior em “biodiversidade para os conservacionistas”).
- O conceito de vulnerabilidade está, em geral, associado a factores externos ao sistema biológico que podem afectar a viabilidade de uma determinada população (p.e., Janzen,

1986). É o caso clássico de projectos de alterações de habitat, poluição e qualquer outra forma de perturbação antrópica com efeitos nocivos para os *taxa* ou biótopos considerados. A relevância do factor vulnerabilidade, em processos de selecção de áreas para conservação, é função da magnitude dos impactes negativos e da sua probabilidade de ocorrência. Estes princípios aplicados à selecção de áreas prioritárias para conservação suscitam as seguintes questões: a que área deve ser dada prioridade? Aquela que possuir populações viáveis mas não afectadas por nenhum tipo de ameaça externa, no presente, ou, a áreas que possuam populações ameaçadas por factores externos ao sistema biológico e que não serão viáveis, ou só serão viáveis através de uma de gestão activa (e cara).

A integração destes três, últimos, princípios nos processos de selecção iterativa de áreas para conservação da biodiversidade constitui o objecto das investigações mais recentes nesta matéria.

#### *Avaliação inclusiva*

Os processos de avaliação inclusiva distinguem-se dos processos exclusivos por não incorporarem, explicitamente, princípios de representatividade e objectivos de persistência de atributos. O seu objectivo não é a selecção de uma ou mais áreas num dado contexto geográfico (perspectiva dicotómica de “sim” ou “não”) mas a obtenção de medidas escalonadas, de valor, comparáveis, por forma a auxiliar processos de decisão em matéria de ambiente e ordenamento do território. O paradigma, último, deste tipo de processos é esquematizar metodologias, estandardizadas, de avaliação da biodiversidade, adaptáveis a escalas variáveis e extensíveis a todo o espaço territorial.

O problema fundamental associado a estes processos de avaliação é a ausência de objectivos explícitos e o facto de, frequentemente, assentarem em princípios teóricos da ecologia das comunidades e da ecologia da paisagem para os quais é frequente não existir evidência de tipo empírico ou hipotético-dedutivo (para uma discussão aprofundada ver Sagoff, 1985; Peters, 1991; Shrader-Frechette & McCoy, 1993). Como referido anteriormente, o conceito de biodiversidade está longe de oferecer uma medida operacional (Noss, 1990) que reflecta o seu carácter multidimensional (Given & Norton, 1993). Maximizar biodiversidade (ou índices de biodiversidade) é um conceito abstracto e esvaziado de conteúdo, exceptuando-se os casos em que se pretendem obter medidas específicas de entidades com significado biológico ou político-social.

Uma abordagem frequente em conservação, estudos de impacte ambiental e zonamentos para planos de ordenamento é a utilização de índices compostos (ver Adams & Rose, 1978; Gotmark *et al.* 1986; Given & Norton, 1991; Araújo *et al.* 1996; Stirling, 1997 para uma crítica). Estes índices utilizam fórmulas, mais ou menos complexas, que procuram agregar critérios múltiplos (p.e., Goldsmith, 1975; Buckley & Forbes, 1978; Adamus & Clough, 1978; Williams, 1980; em Portugal: Palmeirim *et al.* 1992; Onofre & Borralho, 1993; Araújo, 1994; Paulo *et al.* 1995; Gomes *et al.* 1995; Rodrigues, 1996).

Uma das principais críticas relativa à utilização destes índices é o facto de não serem enquadrados por um corpo teórico experimentalmente validado, i.e. reflectirem construções com significado biológico no quadro de uma teoria geral. De facto, a utilização de índices compostos em avaliação da biodiversidade deriva da necessidade de “comunicação” com outras ciências, aplicadas, para as quais este tipo de procedimentos é prática corrente. É o caso da Economia - p.e., Produto Nacional Bruto (Eichhorn, 1978),

Psicologia - p.e., testes de QI e outros (Goldstein & Hersen, 1984) e Gestão do Ambiente - p.e., índices de qualidade do ar e da água (Ott, 1978). Em todos estes casos a construção de índices é desenvolvida e sustentada por um corpo teórico, base, que é inexistente em Ecologia (Sagoff, 1985; Peters, 1991; Shrader-Frechette & McCoy, 1993) ou em processos de avaliação da biodiversidade para conservação (Smith & Theberge, 1987).

Na medida que, em Ecologia, o conhecimento, tem uma raiz fundamentalmente empírica (obtido na base de estudos-de-caso e de regularidades estatísticas), é lícito argumentar, como alternativa a processos de avaliação sustentados por um corpo teórico sólido, em favor da utilização de algoritmos compostos que agreguem atributos com valor empírico. Estes poderão ser de dois tipos:

- Algoritmos que prescindem da construção de um conceito em favor da tentativa de aproximação a um valor hipotético, não universal, de conservação. Neste caso o que se pretende obter uma medida que reúna “consenso” entre um determinado grupo utilizadores de biodiversidade. A eficácia destes algoritmos é avaliada de forma “*post-hoc*”, pelo grau de “satisfação” do grupo de utilizadores face ao resultado da avaliação. Estes algoritmos poderão incorporar variáveis de carácter díspar mas cuja agregação é justificada por serem agrupadas na mesma categoria de valor, p.e., assumir-se que valor natural é  $f$ (estética da paisagem, diversidade de mosaico, presença de espécies ameaçadas, riqueza de espécies, etc.).

Um dos principais problemas desta abordagem é o de se basear em critérios subjectivos sobre o que é “bom” ou “mau” e que, em última análise, reflecte opções estéticas e filosóficas de quem os define. Mesmo que estas opções reúnam consenso social alargado, i.e., mais vasto que o do grupo social que os define, estes têm o risco de ter um carácter temporal - de moda - rapidamente considerado datado.

- Algoritmos que procuraram quantificar factores biológicos considerados desejáveis ou indesejáveis. O objecto da avaliação pode ter uma validade discutível se for justificado no quadro de uma teoria ecológica inexistente (p.e., utilização de medidas não-paramétricas de diversidade como justificativo de decisões de planeamento), ou, ser indiscutível no quadro de objectivos político-sociais globalmente aceites, como sejam reduzir o grau de probabilidade de extinção das espécies. Neste contexto incluem-se os índices que procuram incorporar variáveis (nem sempre independentes entre si), empiricamente associadas a risco de extinção das espécies.

O problema destes algoritmos é o seu carácter aproximativo e, consequentemente, falível no quadro dos processos de decisão, expeditos, para os quais foram concebidos. Os critérios incorporados nestes algoritmos têm, em geral, um peso diferenciado sobre a variável que pretendem caracterizar. É frequente um factor ser importante para uma espécie e não o ser para outra. Em geral, desconhece-se a medida exacta da relevância das diferentes variáveis incorporadas nos índices e opta-se por não atribuir pesos diferenciados entre variáveis (opção irrealista) ou por atribuir pesos com base na intuição do técnico (opção dificilmente defensável e no mínimo discutível).

Em ambos os casos estamos em presença de algoritmos de carácter não estritamente científico e resultante de construções empíricas de valores eminentemente culturais e/ou sociais. O reconhecimento generalizado de que estes algoritmos são dependentes de objectivos culturais e sociais poderá contribuir para afastar os ecólogos da procura sobre

a construção de índices associados a leis gerais (da Ecologia), em favor de medidas que procurem responder a inquietações da sociedade. Nesta perspectiva, a Ecologia aplicada à conservação da biodiversidade é mais próxima da Medicina que da Biologia, já que os seus objectivos são determinados em função de parâmetros antropocêntricos como saúde e qualidade (p.e., Norton, 1994). É de notar que sobre esta matéria existem perspectivas múltiplas, em certos casos divergentes. Por exemplo, enquanto Sagoff (1985) argumenta que as fraquezas da Ecologia, como ciência com capacidade de auxiliar processos de decisão, só pode ser ultrapassada pela introdução de regras de decisão de carácter estético e social, Peters (1991) argumenta no sentido do reforço do poder preditivo da Ecologia como ciência hipotético-deductiva. Shrader-Frechette & McCoy (1994) procuram uma situação de equilíbrio entre estes dois extremos. Fundamentalmente defendem o valor heurístico dos métodos empíricos em Ecologia (por oposição a métodos hipotético-deductivos) mas reconhecem que a utilidade da Ecologia, no auxiliar ao processo de decisão em matéria de política de ambiente, dependerá da definição de parâmetros de avaliação eminentemente antropocêntricos.

Um segundo tipo de críticas à utilização de índices compostos é o facto de estes transporem variáveis de carácter multivariado num espaço linear (Given & Norton, 1993). A este processo de linearização de variáveis tem-se reconhecido um conjunto de problemas: (i) a categorização de variáveis através de processos de linearização de sistemas de avaliação impõe uma linearidade artificial em sistema naturalmente não lineares (p.e., sistemas biológicos); (ii) sistemas lineares produzem resultados estatisticamente insatisfatórios na medida em que não permitem individualizar causas e efeitos nas variáveis agregadas, i.e., perde-se informação que pode ser útil à definição de prioridades de gestão subsequentes ao processo de avaliação; (iii) atributos distintos com conjugações de critérios diferentes podem equiparar-se no processo de “*ranking*” encobrindo os factores responsáveis pelo seu nível de valor; e (iv) os valores resultantes de processos de “*scoring*” por linearização de variáveis distintas podem, facilmente, originar resultados não interpretáveis em virtude da não comparabilidade entre “*scores*” e não independência dos critérios.

### **Bases para o desenvolvimento de processos mais explícitos de avaliação da biodiversidade**

No prefácio de um livro, relativamente recente, sobre filosofia da biologia, “*Toward a New Philosophy of Biology: Observations of an Evolutionist*” (1988), Ernest Mayr sustenta que os progressos mais recentes operados em biologia da evolução derivam de uma clarificação de conceitos, mais do que um avanço substancial ao nível das técnicas ou do aprofundamento de leis científicas. Sem pretender desvalorizar a importância que estudos de carácter empírico possam assumir em processos de avaliação da biodiversidade, partilhamos da opinião daqueles que defendem que a clarificação de conceitos é um dos primeiros passos, necessários, para a construção de processos de avaliação da biodiversidade que, no mínimo, sejam explícitos e defensáveis (ver Shrader-Frechette & McCoy, 1993 para um tipo de argumentação semelhante). Neste contexto, o primeiro passo é o da clarificação dos propósitos da avaliação. A nossa insistência na necessidade de tornar explícito o objecto e objectivos da avaliação decorre da inconsistência das múltiplas definições de biodiversidade (Noss, 1990) e da confusão, frequente, entre o conceito de biodiversidade e as medidas necessárias para a sua conservação (DeLong, 1996). Consideramos que, antes de iniciar qualquer processo de

avaliação da biodiversidade deverão poder garantir-se respostas claras para as seguintes questões:

- Porquê? O que justifica a avaliação? O que se pretende? Obter uma relação estatística descritiva das comunidades no espaço? (se sim qual o seu significado?) ou, simplesmente, identificar áreas com elevadas densidades de atributos (p.e., espécies ou habitats) socialmente e politicamente valorizados (p.e., através da existência de legislação que os proteja)? Ao conceito de biodiversidade não está associado um valor mas sim um conjunto diversificado de valores (p.e., Spellerberg, 1992) com características diferentes, por vezes, contraditórias. A natureza do valor (biológico, cultural, social, ético ou científico) deve ser compreendida e tornada explícita no início do processo de avaliação.

A explicitação do porquê nem sempre é fácil na medida em que, frequentemente, o que é solicitado aos técnicos é o desenvolvimento de estudos “relacionados com biodiversidade” sem que, para o efeito, tenham sido definidos objectivos específicos. É a partir de uma definição clara dos objectivos, no início do processo de avaliação, que será possível definir padrões de valor e avaliar a eficácia do processo de avaliação.

- O quê? Conjuntamente com o “porquê?” a fase mais importante do processo de avaliação é, provavelmente, a definição do objecto de avaliação (O quê?) em função dos valores que se pretendem quantificar (O porquê?). Na medida em que é virtualmente impossível desenvolver um processo de avaliação para todas as espécies e variabilidade genética incorporada numa dada unidade territorial é necessário escolher os *taxa* que maior eficácia dêem ao processo de avaliação, i.e., aqueles que garantam um balanço entre a informação biológica que fornecerem e os custos associados à obtenção de informação. É igualmente importante garantir que os critérios e medidas utilizadas no processo de avaliação sejam informativas do objectivo pretendido.
- Como? Esta tem sido a questão sobre a qual os investigadores têm devotado maior atenção (ver diferentes abordagens na secção sobre processos de avaliação). É discutível que seja sobre este ponto que se concentre o cerne do sucesso ou insucesso de um processo de avaliação. Não obstante é importante que o método de avaliação seja consonante com os objectivos e objectos seleccionados.

A utilização de algoritmos compostos será sempre criticada enquanto, estes, não forem suportados por um corpo teórico experimentalmente validado, i.e. quando os algoritmos não reflectirem construções com significado biológico no quadro de uma teoria geral. Deve ser evitado o uso de ponderações salvo os casos em que estes derivem de um quadro legislativo ou normativo, i.e., tenham legitimidade política. *Não compete aos técnicos manipular os resultados da avaliação em função dos seus padrões estéticos e/ou profissionais.* Será sempre preferível construir índices definidos em função de um critério/objectivo único (Norton, 1994), tornado explícito, do que índices compostos procurando responder a critérios e objectivos múltiplos (Gormark *et al.* 1986).

A utilização de procedimentos heurísticos de avaliação (p.e., recorrendo à utilização de algoritmos iterativos) é promissora na medida em que obriga à definição prévia de objectivos e permite o controlo sobre cada uma das etapas do processo de avaliação. A aplicação destes procedimentos na selecção de áreas prioritárias para conservação tem demonstrado a sua superioridade face a metodologias de ordenação (“scoring”).

Soluções expeditas para integração de critérios de viabilidade e vulnerabilidade em procedimentos heurísticos serão, porém, necessárias para uma utilização mais alargada destas metodologias.

Transversalmente a este processo é conveniente distinguir claramente a diferença entre quantificação de biodiversidade, quantificação de valor associado à biodiversidade, e definição de prioridades de conservação. O primeiro conceito implica a mensuração de uma quantidade sem que lhe seja necessariamente atribuída um valor. Esta é uma abordagem descritiva que poderá reflectir quantificações aproximadas de caracteres genéticos (p.e., Vane-Wright *et al.* 1991), quantidade de espécies (p.e., Gaston, 1996b), quantidade de níveis tróficos e/ou “*guilds*” (p.e., Cousins, 1991), quantidade de habitats, ecossistemas ou paisagens (p.e., Buckley & Forbes, 1978), etc. A quantificação de valor implica a explicitação de objectivos, pressupostos e/ou preferências. A mensuração de um valor deverá ser feita em função da contribuição potencial que um atributo confere relativamente a um objectivo predefinido. A definição de prioridades de conservação deverá corresponder ao objectivo de maximização do valor, associado a considerações sobre o nível de urgência das medidas de conservação.

### **Agradecimentos**

Os dados e reflexões apresentados neste artigo de revisão decorrem de um trabalho de investigação financiada, em 1995, pela Fundação Calouste Gulbenkian e British Council e, em 1997, pelo programa PRAXIS XXI (BD/9761/96). Agradece-se a Dick Vane-Wright, Paul Williams e Chris Humphries pela discussão de algumas das ideias deste artigo assim como por todo o apoio e enquadramento prestado no Laboratório de Biogeografia e Conservação do Museu de História Natural de Londres. Agradece-se igualmente ao Luís Gomes (Naturibérica) pela cedência de uma cópia da “*Nature Database*” que reúne parte dos dados de distribuição utilizados nas análises. Ao José Carlos Costa Marques pela tradução do resumo em Francês. Um agradecimento a Rui Borralho, Miguel Bugalho, Diogo Figueiredo, Jorge Palmeirim, Francisco Rego e Sofia Rodrigues pela revisão crítica do manuscrito.

### **Bibliografia**

- Adams, D.E. & Anderson, R.C. (1982) - An inverse relationship between dominance and habitat breadth in Illinois forests. *American Midland Naturalist* **107**:192-95.
- Adams, W.M. & Rose, C.I. (1978) - The selection of nature reserves for nature conservation. in *Discussion Papers for Conservation*, No 20. University College London. London.
- Adamus, P.R. & Clough, C.G. (1978) - Evaluating species for the protection of natural areas. *Biological Conservation* **13**:165-78.
- Alschul, S.F. & Lipman, D.J. (1990) - Equal animals. *Nature* **348**:493-94.
- Araújo, M.B. (1994) - A utilização de indicadores de biodiversidade no planeamento e gestão de espaços naturais: estudo- caso em ecossistemas florestais no Grampian (Escócia). *Actas do 3º Congresso Nacional Áreas Protegidas*. ICN. Out. 1994. Lisboa.
- Araújo, M.B. (1995) - *The effects of Eucalyptus globulus Labill. plantations on biodiversity: a case-study from the Serra de Portel (South Portugal)*. MSc Dissertation in Conservation. University College London, London.
- Araújo, M.B. (submitted) - Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Biodiversity Letters*
- Araújo, M.B., Borralho, R. & Soate, C. (1996) - Can biodiversity be measured using composite indices? in *Actas do 1º Congresso de Ornitologia*, SPEA. Vila Nova da Cerveira. Nov. de 1996.

- Arita, H.T. (1993) - Rarity in Neotropical bats: correlations with phylogeny, diet, and body mass. *Ecological Applications* **3**(3):506-517
- Avery, M., Gibbons, D.W., Porter, R., Tew, T., Tucker, G. & Williams, G. (1994) - Revising the Red Data List for birds: the biological basis of U.K. conservation priorities. *Ibis* **137**: 232-39.
- Bedward, M., Pressey, R.L., & Keith, D.A. (1992) - A new approach for selecting fully representative reserve networks: addressing efficiency, reserve design and land suitability with an iterative analysis. *Biological Conservation* **62**:115-25.
- Bowman, D.M.J.S. (1993) - Biodiversity: much more than biological inventory. *Biodiversity Letters* **1**:163.
- Buckley, G.P. & Forbes, J.E. (1978) - Ecological evaluation using biological habitats an appraisal. *Landscape Planning* **5**: 263-80.
- Carvalho, S. (1997) - *Condicionantes espaciais dos padrões de ameaça, ocorrência e diversidade de guildas de aves no Baixo Alentejo*. Relatório de Estágio do Trabalho de Fim de curso de Engenharia Florestal. Lisboa.
- Casas, C., Brugués, M., Rosa, M.C. & Sérgio, C. (1985, 1989, 1992) - *Cartografia de Briofitas: Península Ibérica i les Illes Balears, Canàries, Azores i Madeira*. Fascicles I/II/III:1-150.
- Castro Parga, I., Moreno Saíz, J.C., Humphries, C.J. & Williams, P. (1996) - Strengthening the Natural and National Park System of Iberia to conserve vascular plants? *Botanical Journal of the Linnean Society* **121**: 189-206.
- Cootgreave, P. & Harvey, P.H. (1994) - Evenness of abundance in bird communities. *Journal of Animal Ecology* **63**:365-74.
- Cousins, S.H. (1991) - Species diversity measurement: choosing the right index. *TREE* **6**(6):190-93.
- Cocks, K.D. & Baird, I.A. Using mathematical programming to address multiple reserve selection problem: an example from the Eyre Peninsula, South Australia. *Biological Conservation* **49**:113-30.
- Crozier, R.H. (1992) - Genetic diversity and the agony of choice. *Biological Conservation* **61**:11-15.
- Curnutt, J., Lockwood, S., Hang-Kwang, L., Nott, P. & Russel, G. (1994) - Hotspots and species diversity. *Nature* **367**:326.
- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P.H., Pressey, R.L., Camm, J.D., Kershaw, M., Kiester, A.R., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M. & Sahr, K. (1997) - A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* **80**:83-97.
- DeGroot, R.S. Ketner, P. & Ova, A.H. (1995) - Selection and use of bio-indicators to assess the possible effects of climate change in Europe. *Journal of Biogeography* **22**:935-43.
- DeLong, D.C. (1996) - Defining biodiversity. *Wildlife Society Bulletin* **24**(4): 738-49.
- Eichhorn, W. (1978) - What is an economic index? an attempt of an answer. Pages 3-40 in W. Eichhorn, R. Henn, O. Opitz, and R.W. Shephard (eds). *Theory and Applications of Economics Índices*. Physica. Wurzburg, Austria
- Faith, D.P. (1992) - Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* **61**:1-10.
- Faith, D.P. (1994) - Phylogenetic pattern and the quantification of organismal biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. **B345**:45-58.
- Franco, J.A. & Afonso, M.L. (1982) - *Distribuição das Pteridófitas e Gimnospérmicas em Portugal*. Coleção Parques Naturais No. 14. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Gaston, K. (1990) - Patterns in geographical ranges of species. *Biological Reviews* **65**:105-29.
- Gaston, K. (1991) - How large is a species' geographic range? *Oikos* **61**:434-38.
- Gaston, K. (1994a) - *Rarity*. Population and community biology series 13. Chapman & Hall, UK.
- Gaston, K. (1994b) - Hotspots accross Europe. *Biodiversity Letters* **2**: 108-116.
- Gaston, K. (1996a) - What is biodiversity? In *Biodiversity - A Biology of Numbers and Difference* (ed. K. Gaston). pp. 1-9. Blackwell Science, UK.
- Gaston, K. (1996b) - Species richness: measure and measurement. In *Biodiversity - A Biology of Numbers and Difference* (ed. K. Gaston). Blackwell Science. UK.
- Gaston, K. (1996c) - Species-range-size distributions: patterns, mechanisms and implications. *TREE* **11**(5):197-201.
- Gaston, K. & Williams, P.H. (1993) - Mapping the World's species - the higher taxa approach. *Biodiversity Letters* **1**:2-8.
- Gates, S., Gibbons, D.W., Lack, P.C. & Fuller, R.J. (1994) - Declining farmland bird species: modelling geographical patterns of abundance in Britain. in *Large-Scale Ecology and*



- Conservation Biology* (ed. P.J. Edwards, R.M. May & N.R. Webb). Published for the British Ecological Society by Blackwell Science, UK.
- Given, D.R., Norton, D.A. (1993) - A multivariate approach to assessing threat and for priority setting in threatened species conservation. *Biological Conservation* **64**:57-66
- Goldsmith, F.B. (1975) - The evaluation of ecological resources in the countryside for conservation purposes. *Biological Conservation* **8**:89-96.
- Goldstein, G. & Hersen, M. (eds) (1984) - *Handbook of psychological assessment*. Pergamon. New York.
- Gomes, L., Fonseca, J. & Serpa Carvalho, L. (1995) - Métodos de avaliação de biocenoses para EIA's em Portugal.
- Gotmark, F., Ahlund, M. & Eriksson, M.O.G. (1986) - Are índices reliable for assessing conservation value of natural areas? An avian case study. *Biological Conservation* **38**:55-73.
- Grime, J.P. (1979) - *Plant strategies and vegetation processes*. John Willey & Son.
- Helliwell, D.R. (1978) - Survey and evaluation of wildlife on farmland in Britain: na indicator species approach. *Biological Conservation* **13**:63-73.
- Hill, M. (1973) - Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* **54**:427-31.
- Hooper, M.D. (1978) - Trust reserve acquisition/protection scheme. (Delivered and circulated at) *SPNC Nature Reserve Conference*, UK.
- Humphries, C.J., Williams, P.H. & Vane-Wright, R.I. (1995) - Measuring biodiversity value for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* **26**:93-111.
- Hutchinson, G.E. (1953) - The concept of pattern in Ecology. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phil.* **105**:1-12.
- Hutchinson, G.E. (1959) - Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist* **93**:145-59.
- ICBP (1992) - *Putting biodiversity on the map*. BirdLife International. Cambridge.
- Janzen, D.H. (1986) - The eternal external threat. in *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity* (ed. M.E. Soulé), pp. 286-303. Sinauer Associates, USA.
- Jonhson, K.H., Vogt, K.A., Clark, H.J., Schmitz, J. & Vogt, D.J. (1996) - Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *TREE* **11**(9):372-77
- Johnson, S.P. (1993) - *The Earth Summit: The UN Conference on Environment and Development (UNCED)*. Graham and Trotman, London.
- Kershaw, M., Williams, P.H., Mace, G.M. (1994) - Conservation of tropical antelopes: consequences and efficiency of using different site selection methods and diversity criteria. *Biodiversity and Conservation* **3**:354-72.
- Kiester, A.R., Scott, J.M., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Sahr, K. & White, D. (1996) - Conservation prioritization using gap data. *Conservation Biology* **10**(5):1332-42.
- Kirkpatrick, J.B. (1983) - An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biological Conservation* **25**:127-134.
- Kremen, C. (1992) - Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring *Ecological Monographs* **2**(2):203-17.
- Lande, R. (1996) - Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* **76**:5-13.
- Lawton, J. (1993) - Range, population abundance and conservation. *TREE* **8**(11):409-13.
- Lawton, J. (1994) - What do species do in ecosystems. *Oikos* **71**:367-74.
- Lawton, J.H, Prendergast, J.R. & Eversham, B.C. (1994) - The numbers and spatial distributions of species: analysis of British data. in *Systematics & Conservation Evaluation* (ed. P.I. Forey, C.J. Humphries, and R.I. Vane-Wright), Systematics Association Special Volume No. 50. pp. 177-99, Clarendon Press, Oxford.
- MacArthur, R. (1955) - Fluctuations on animal population and a measure of community stability. *Ecology* **36**:533-36.
- MacArthur, R. & Wilson, E.O. (1929) - *The theory of island biogeography*. Princeton.
- Mace, G. & Collar (1994) - Extinction risk assessment for birds through quantitative criteria. *Ibis* **157**:240-46.
- Mace, G. & Lande, R. (1991) - Assessing extinction threats: towards a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* **5**(2):148-57.
- MacIntosh, R.P. (1985) - *The background of Ecology: concept and theory*. Cambridge University Press, Cambridge.

- MacIntyre, S. (1992) - Risk associated with setting of conservation priorities from rare plant species lists. *Biological Conservation* **60**:31-37.
- MacGillivray, C.W. & Grime, J.P. (1995) - Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Functional Ecology* **9**: 640-49.
- MacNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A. & Werner, T.B. (1990) - *Conserving the world's biodiversity*. IUCN, WRI, CI, WWF and World Bank, Washington.
- Magurran, A.E. (1988) - *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Princeton. NJ.
- Major, J. (1988) - Endemism a botanical perspective. in *Analytical Biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions* (eds. A.A. Myers & P.S. Giller). Chapman & Hall, UK.
- Margules, G.R., Nicholls, A.O. & Pressey, R.L. (1988) - Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* **43**:63-76.
- Martinez, N.D. 1996) - Defining and measuring functional aspects of biodiversity. In *Biodiversity, the Science of Numbers and Difference* (ed. K. Gaston). Blakwell Science. UK.
- Maurer, B.A. (1994) - *Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity*. Blakwell Science, UK.
- May, R.M. (1973) - *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton University Press, USA.
- May, R.M. (1990) - Taxonomy as a destiny. *Nature* **347**: 129-30.
- Mayr, E. (1988) - *Toward a new philosophy of biology: observations of an evolutionist*. Belknap Press, Cambridge,
- MSc Conservation Course (1995) - *The biodiversity strategy for Guernsey (Channel Islands)*. Report to the States of Administration of Guernsey. University College London. London, UK.
- Muriuki, J.N., Klerk, H.M., Williams, P.H., Bennun, L.A., Crowe, T.M. & Berge, E.V. (1997) - Using patterns of distribution and diversity of Kenyan birds to select and prioritize areas for conservation. *Biodiversity & Conservation* **6**:191-210.
- Myers, N. (1988) - Threatened biotas: "hot-spots" in tropical rain forests. *Environmentalist* **8**: 187-208.
- Myers, N. (1990) - The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *Environmentalist* **10**:243-56.
- Nicholls, A.O. & Margules, C.R. (1993) - Na upgraded reserve selection algorithm. *Biological Conservation* **64**:165-69.
- Norton, B. (1994) - On what we should save: the role of culture in determining conservation strategies. In *Systematics and Conservation Evaluation* (ed. P.L. Forey, C.J. Humphries, and R.I. Vane-Wright). Systematics Association Volume No. 50, pp. 23-9, Clarendon Press, Oxford.
- Noss, F.R. (1990) - Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* **4**(4):355-64.
- Oliveira, M.E. & Crespo, E.G. (1989) - *Atlas da distribuição dos Anfíbios e Répteis de Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Onofre, N. & Borralho, R. (1993) - Propostas metodológicas para a avaliação dos impactos sobre a fauna em processos de estudo de impacto ambiental. *Revista Florestal* **6**:17-29.
- OTA (US Congress Office of Technology Assessment) (1987) - *Technologies to maintain biological diversity*. US Government Printing Office, Washington, DC.
- Ott, W. (1978) - *Environmental indices: theory and practice*. Ann Arbor Science. Ann Arbor. Michigan.
- Palmeirim, J.M., Moreira, F. & Beja, P. (1992) - *Estabelecimento de prioridades de conservação de vertebrados terrestres a nível nacional: o caso da Costa Sudoeste Portuguesa*. Relatório Final. Plano de Ordenamento da APPSACV.
- Palmer, M.A., Hodgetts, N.G., Wiggington, M.J., Ing, B. & Stewart, N.F. (1997) - The application to the British Flora of the World Conservation Union's revised red list criteria and the significance of red list for species conservation. *Biological Conservation* **82**:219-226.
- Paulo, O.S., Rodrigues, S., Marques, M.J., Rosa, H.D. & Crespo, E.G. (1995) - Modelo de avaliação de áreas protegidas para conservação das comunidades de anfíbios e répteis: o papel dos ecossistemas ribeirinhos. In *Actas do Congresso Nacional de Conservação da Natureza: Ecossistemas Ribeirinhos*, ICN. Nov. 1995. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Peet, R.K. (1974) - The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**:285-307.

- Peterken, G.F. (1974) - A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation* **6**(3):239-45.
- Peters, R.H. (1991) - A critique for Ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pielou, E.C. (1975) - Diversity as a concept and its measurement. *Journal American Statistics Association* **77**:548-561.
- Pimm, S.L. (1984) - The complexity and stability of ecosystems. *Nature* **307**:321-26
- Prendergast, J. (1997) - Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* **20**:210-16.
- Prendergast, J., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. (1993) - Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* **365**:335-337
- Pressey, R.L. & Nicholls, A.O. (1989) - Efficiency in conservation evaluation: scoring vs. iterative procedures. *Biological Conservation* **50**:199-218.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I. & Williams, P.H. (1993) - Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *TREE* **8**:124-28.
- Rabinowitz, D. (1981) - Seven forms of rarity. In *The biological aspects of Rare Plants Conservation*. (ed. H. Synge). John Wiley, pp. 205-217. New York
- Rebelo, A.G. & Siegfried, W.R. (1990) - Protection of fynbos vegetation: ideal and real-world options. *Biological Conservation* **54**:15-31.
- Reid, W.V. & Miller, K.R. (1989) - *Keeping options alive: the scientific basis for conserving biodiversity*. World Resource Institute, Washington.
- Rodrigues, A.S. (1996) - *Modelo de avaliação de áreas prioritárias para conservação*. Relatório de estágio profissionalizante. Faculdade de Ciências de Lisboa, Lisboa.
- Saetersdal, M., Line, J.M. & Birks, H.J.B. (1993) - How to maximise biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, western Norway. *Biological Conservation* **66**:131-39.
- Sagoff, M. (1985) - Fact and value in environmental science. *Environmental Ethics* **7**(2):99-116
- Scott, J.M. Csuti, B., Jacobi, J.D., Estes, J.E. (1987) - Species richness. A geographic approach to protecting future biological diversity. *BioScience* **37**:782-88.
- Scott, J.M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R. Butterfield, B., Groves, C., Handerson, H., Caicoo, S., D'Erchia, F., Edwards, T.C., Ulliman, J. & Wright, R.G. (1993) - Gapa analysis: a geographica approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* **123**:1-41.
- Shaffer, M.I. (1981) - Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* **31**:131-34.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1962) - *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana. IL.
- Schoener, T.W. (1991) - Extinction and the nature of meta-populations: a case-system. *Acta Oecologica* **12**:53-75.
- Schoener, T.W. & Spiller, D.A. (1992) - Is extinction rate related to temporal variability in population size? An empirical answer for orb spiders. *American Naturalist* **139**:1176-1207.
- Shrader-Frechette, K.S. & McCoy, E.D. (1993) - *Method in Ecology: Strategies for Conservation*. Cambridge University Press.
- Simpson, E.H. (1949) - Measurement of diversity. *Nature* **163**:688.
- Smith, P.G.R. & Theberge, J.B. (1987) - Evaluating natural areas using multiple criteria: theory and practice. *Environmental Management* **11**(4):447-60.
- Soulé, M.E. ed. (1986) - *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, USA.
- Soulé, M.E. (1987) - *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Spellerberg, I.F. (1992) - *Evaluation and assessment for conservation: ecological guidelines for determining priorities for conservation*. Chapman & Hall, UK.
- Stirling, A. (1997) - Multi-criteria mapping: mitigating the problems of environmental valuation. In *Valuing Nature?* (ed. J. Foster), Routledge, London
- Terborg, J. (1984) - Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *BioScience* **24**:715-722.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burger, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (eds.) (1993) - *Flora Europaea*. Vol. 1. Cambridge University Press, Cambridge.
- Underhill, L. G. 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* **70**: 85-87.
- Usher, M.B. (1986) - Wildlife conservation evaluation: attributes, criteria and values. In *Wildlife Conservation Evaluation* (ed. M.B. Usher), Chapman & Hall, London, pp.3-44.

- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., and Williams, P.H. (1991) - What to protect? - systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* **55**:235-54.
- Walker, B. (1992) - Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* **6**:18-23.
- Williams, G. (1980) - An index for ranking of wildfowl habitats, as applied to eleven sites in West Surrey, England. *Biological Conservation* **18**:93-9.
- Williams, P. H. (1991-7) - Using WORLDMAP: priority areas for biodiversity. Distribuído pelo autor, London.
- Williams, P.H. (1993) - Choosing conservation areas: using taxonomy to measure more of biodiversity. In *Manus. Col. ISBC KEI* (ed. T.Y. Moon), pp. 194-227, Korean Entomological Institute, Seoul.
- Williams, P.H. & Gaston, K. (1994) - Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict the wholesale species richness? *Biological Conservation* **67**:211-17.
- Williams, P.H., Gaston, K. & Humphries, C. (1995) - Do conservationists and molecular biologists value differences between organisms in the same way? *Biodiversity Letters* **2**:67-78.
- Williams, P.H., Humphries, C.H. & Vane-Wright, R.I. (1991) - Measuring biodiversity for choosing conservation areas: taxonomic relatedness for conservation priorities. *Australian Systematics Botany* **4**:665-9
- Williams, P.H., Humphries, C.J. & Gaston, K. (1994) - Centres of seed-plant diversity: the family way. *Proceeding of the Royal Society of London* **256**:67-70.
- Williams, P.H. & Humphries, C.H. (1996) - Comparing character diversity among biotas. In *Biodiversity, the Science of Numbers and Difference* (ed. K. Gaston). Blackwell Science. UK.
- Williams, P.H. & Gaston, K. (1997) - Biodiversity indicators: graphical techniques, smoothing and searching for what makes relationships work. Submitted to *Ecography*.
- Williams, P.H., Gibbons, D.W., Margules, C.R., Rebelo, A.G., Humphries, C.J. & Pressey, R.L. (1996a) - A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* **10**:155-74.
- Williams, P.H., Prance, G.T., Humphries, C.J., Edwards, K.S. (1996b) - Promise and problems in applying quantitative complementarity areas for representing the diversity of some Neotropical plants (families Dichapetalaceae, Lecythidaceae, Caryocaraceae, Chrysobalanaceae and Proteaceae. *Biol. J. Lin. Soc.* **58**:125-57.
- Wilson, E.O. (1992) - *The diversity of life*. Allen Lane, The Penguin Press, London.
- Winston, M.R. & Angermeier, P.L. (1995) - Assessing conservation value using centers of population density. *Conservation Biology* **9**(6):1519-27.
- Whittaker, R.H. (1960) - Vegetation of the Siskiyou Mountains Oregon California. *Ecological Monographs* **30**:279-38.