

INFLUÊNCIA DE MÚLTIPLAS ESCALAS DE VARIAÇÃO DO MEIO FÍSICO NAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

VARANDAS, S

Prof. Auxiliar, UTAD, CITAB, Apartado 1013, 5001-801 Vila Real, +351.259350862, simonev@utad.pt

CORTES, RMV

Prof. Catedrático, UTAD, CITAB, Apartado 1013, 5001-801 Vila Real, +351.259350863, rcortes@utad.pt

TEIXEIRA A

Prof. Adjunto, IPB, CIMO, Campus de Stª Apolónia, Apartado 1172, 5301-855 Bragança, +351.273303316, amilt@ipb.pt

MAGALHÃES, M

Engº Florestal, UTAD, Departamento Florestal, Apartado 1013, 5001-801 Vila Real, +351.259350864, mpmmaga@utad.pt

RESUMO

Permanecem pouco testadas e compreendidas as relações entre as características ambientais para múltiplas escalas e o modo como estas influenciam os organismos aquáticos. A heterogeneidade de 4 Tipos de rio (grupos de corpos de água com características geográficas e hidrológicas relativamente homogéneas definidos no âmbito da aplicação da Directiva Quadro da Água – DQA, no seu Anexo II), foi analisada de forma a verificar se essa diversidade se reflectia na distribuição e abundância de macroinvertebrados ao longo de múltiplas escalas espaciais (da bacia ao habitat).

Para esta análise, foram colhidas um total de 135 amostras num único período (início do Verão de 2006) e divididas por 15 locais distribuídos por 7 rios sites (4 bacias hidrográficas). Por cada amostra, foi medida a granulometria do substrato, o desvio padrão do substrato, velocidade da corrente, profundidade da massa de água, distância à margem, percentagem de cobertura de macrófitos e parâmetros físico-químicos. A níveis hierárquicos superiores foram ainda avaliados os índices hidromorfológicos HABFLU (Índice de Habitat Fluvial) criado no âmbito da DQA, e os índices que resultam da aplicação do *River Habitat Survey* (RHS) desenvolvido para o Reino Unido, nomeadamente os índices HQA e HMS.

Foram ainda determinadas as condições ecológicas dos diferentes locais de estudo dado possuírem diferentes gradientes de perturbação humana. Recorrendo à análise multivariada apurou-se a percentagem de explicação de cada uma das escalas espaciais de análise.

Palavras-chave: escalas espaciais, invertebrados, variáveis ambientais, análise multivariada

1. INTRODUÇÃO

As características ambientais influenciam as massas de água da bacia de drenagem através de processos mecanísticos que operam a múltiplas escalas espaciais e temporais (VANNOTE *et al.*, 1980; POFF, 1997; TOWNSEND e RILEY, 1999; MALMQVIST, 2002; WEIGEL *et al.*, 2003; FELD e HERING (2007). Assim, e segundo estes mesmos autores, a compreensão da estrutura e dinâmica das comunidades de macroinvertebrados, incluindo a sua resposta à perturbação humana, poderá ser melhorada através da observação dos efeitos ambientais e antropogénicos a múltiplas escalas. Contudo, apesar de numerosos trabalhos de bio-monitorização terem vindo a averiguar quais os parâmetros ambientais que exercem um papel mais significativo na composição e estrutura das comunidades aquáticas, são geralmente pouco conclusivos aqueles que analisam tais influências a partir de escalas espaciais mais amplas, como sejam as bacias de drenagem. Uma vez que o ordenamento dos recursos hídricos é enquadrado a nível de bacia hidrográfica, torna-se fundamental conhecer o modo como alterações produzidas a nível destas unidades espaciais se reflectem no biota aquático.

Todas as possíveis alterações de uso de solo, que ocorrem dentro do limite duma bacia hidrográfica, têm impacto ao nível dos seus ecossistemas aquáticos no que concerne aos processos ecológicos, uma vez que o balanço hídrico da bacia está fortemente dependente da ocupação do solo. Em Portugal, as principais alterações de paisagem ocorridas durante as últimas décadas, encontram-se fortemente dependentes da entrada em vigor da Política Agrícola Comum (PAC) e da Agenda 2000. Ambas, de certa forma, apoiam o abandono do cultivo de terrenos agrícolas marginais, incentivando a sua conversão em espaços florestais arborizados, ou mesmo, o seu abandono. A estas acrescentam-se outras perturbações antrópicas, nomeadamente desflorestação e sobrepastoreio que sobretudo no último século trouxeram mudanças dramáticas à estrutura e diversidade das comunidades. Não podemos esquecer que para além das perturbações antrópicas, há um regime natural de perturbação dos ecossistemas, característico do próprio sistema, que segundo RUNDEL (1998) é constituído por condições ambientais de seca estival, fogo e ciclos de erosão, embora a sua intensidade e frequência sejam extremamente variáveis.

A combinação de informação abiótica obtida a várias escalas tem vindo a tornar-se cada vez mais importante no estudo de ecossistemas aquáticos sendo quase tão importantes como os relativos às escalas de variação dos organismos uma vez que

O presente trabalho, explora o modelo hierárquico dos sistemas aquáticos, procurando avaliar não só variáveis ambientais comumente usadas mas também métricas no domínio das novas tecnologias em Geografia, tais como a análise da Paisagem, quantificação da sua estrutura e da sua evolução através da classificação do coberto vegetal – uso do solo, recorrendo a cartografia CORINE Land Cover dos anos de 1990 e 2000. Pretende-se, assim, identificar e seleccionar variáveis físicas que melhor descrevam as alterações das condições ambientais e antropogénicas dos ecossistemas aquáticos (ex. incidência de fogo, perda de solo e exportação de nutrientes para a rede fluvial, padrões de invasão de plantas exóticas e animais nos corredores ribeirinhos) e a sua dependência hierárquica relativamente à escala da bacia ou sub-bacia e à escala local (troço e transecto) e encontrar relações com as comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

2. MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Foram seleccionadas 4 sub-bacias da margem direita do rio Douro (rios Olo, Pinhão, Corgo e Tua), situadas a Norte de Portugal. Em termos de área, a bacia de maior dimensão é sem dúvida a do rio Tua (T), abrangendo 78,0% da área em estudo, seguida pelas bacias do Corgo (C), Pinhão (P) e

Olo (O), respectivamente com 11,7, 6,9 e 3,4%. Administrativamente os cerca de 400 mil hectares da área de estudo abrangem parcialmente 21 concelhos do Norte de Portugal Continental (Figura 1).

Estas bacias abrangem situações onde virtualmente os impactes humanos estão ausentes, até condições de diferentes tipos de perturbação. Um total de 15 estações (troços) foram amostradas: 6 na bacia do Corgo, 3 na bacia do Olo, 3 na bacia do Pinhão e 3 na bacia do Tua (Figura 2).

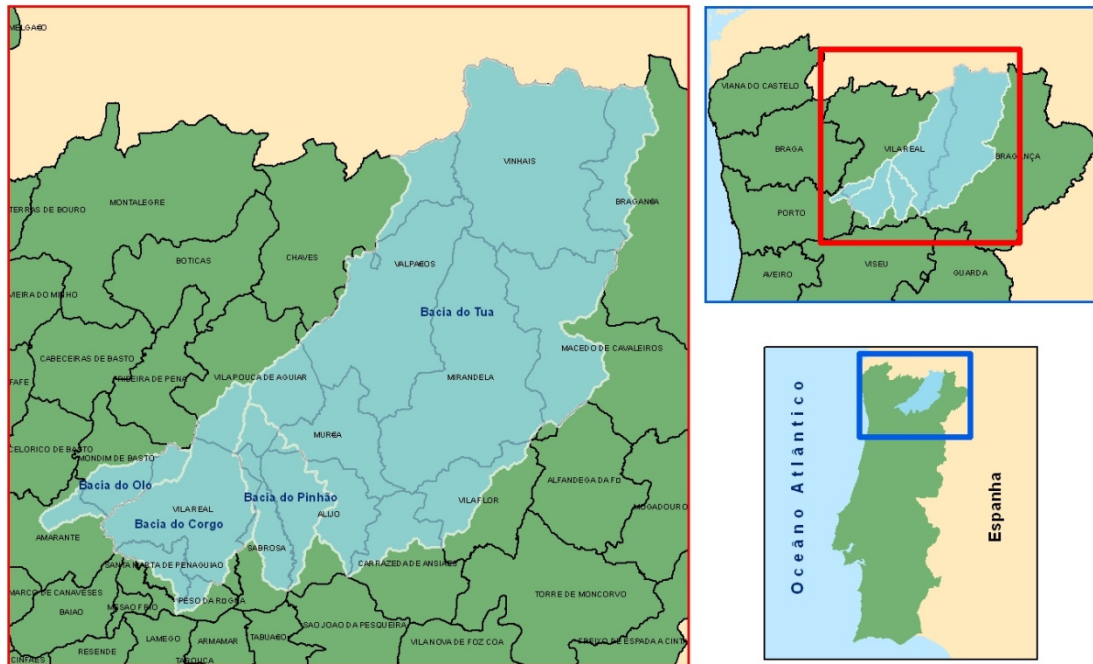


Figura 1 – Localização da área de estudo

2.2. Recolha de dados

Os macroinvertebrados foram amostrados em Junho de 2006 coincidindo com o final do período de elevada precipitação (finais de Primavera). Foi usado um desenho de amostragem “nested” para estimar as componentes da variância associada a 4 escalas espaciais sucessivas: bacia, troço, segmento e amostra. Em cada troço seleccionado ao acaso, foram retiradas 9 amostras ao longo de 3 transectos em zona de riffle perpendiculares às margens do rio, isto é, 3 amostras por transecto (3 x 3 = 9 amostras por local de amostragem). A distância entre transectos ficou restringida à distância entre riffles consecutivos existentes no troço em estudo. No total foram analisadas 135 amostras distribuídas por 4 bacias (15 troços x 3 transectos x 3 amostras). As amostras foram recolhidas com uma rede surber (0,1 m², 500 µm de malha) depois de perturbar o substrato com a mão. O material foi recolhido em frascos de boca larga e levado para o laboratório onde foram separados ainda vivos e preservados em álcool a 70%. Esta operação só foi possível porque teve lugar a menos de 48 horas após a colheita dos organismos. Posteriormente, os macroinvertebrados foram identificados até ao género excepto os Díptera e Oligochaeta, onde apenas se atingiu o nível da família ou sub-família.

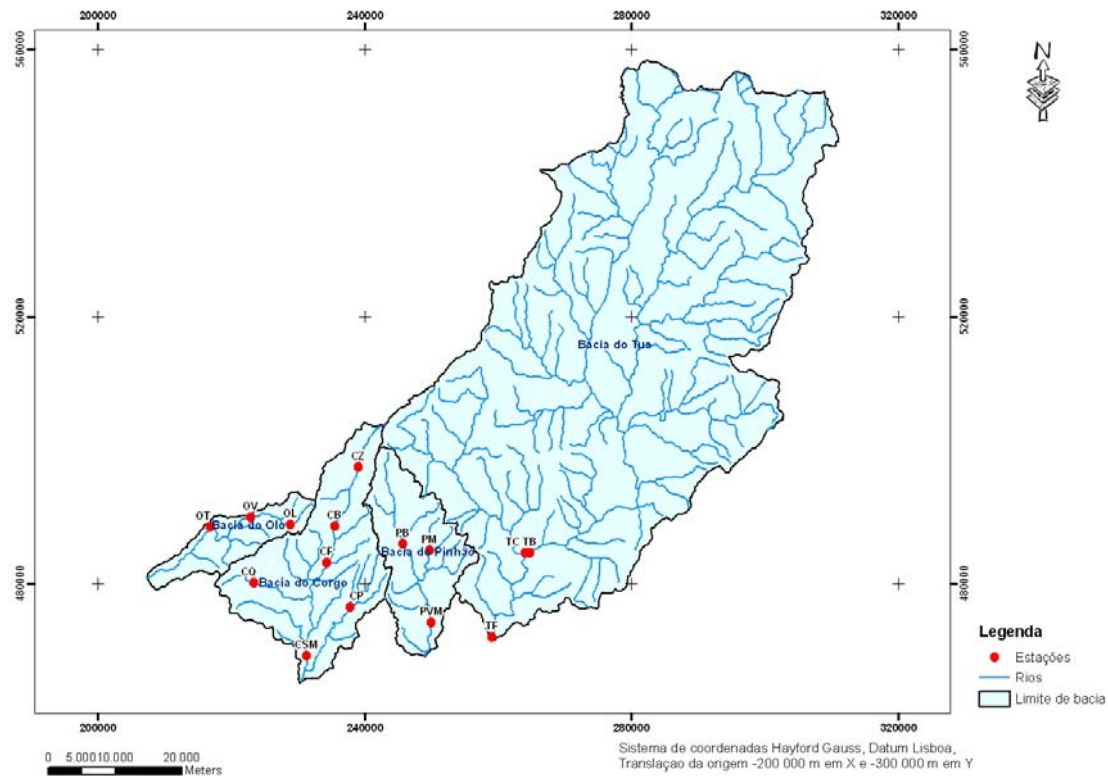


Figura 2 – Localização das estações de amostragem nas 4 bacias amostradas

As amostras de água (uma por troço) para análise físico química em laboratório foram convenientemente colhidas em zonas de corrente de modo a assegurar uma mistura homogénea de toda a massa de água. Em seguida, foram devidamente preservadas e transportadas para o laboratório em caixa térmica para serem analisadas. No campo, através de métodos electrométricos foram determinados o pH, oxigénio dissolvido e condutividade eléctrica. Os processos de colheita e determinação foram realizados de acordo com o Standard Methods for the Examination and Wastewater (EATON *et al.*, 2005).

Relativamente às variáveis ambientais estas foram registadas a diferentes escalas espaciais, abrangendo simultaneamente aquelas associadas aos diferentes tipos de perturbação resultante das actividades antrópicas e à variabilidade natural. Esta informação é essencial para avaliar a dependência dos organismos aquáticos relativamente a estes diferentes níveis de observação e a sua inter-dependência hierárquica.

A informação relativa à ocupação do solo foi obtida a partir da CORINE Land Cover, respeitante aos anos de 1990 e 2000. Assim, de forma a facilitar as análises, agruparam-se as categorias existentes na legenda original da CORINE Land Cover (44) em 13 classes de ocupação do solo expressas em Km² e percentagem: Espaços Agrícolas, Olival, Pastagem, Pomar, Vinha, Floresta de Folhosas, Áreas Improdutivas, Áreas Incultas, Floresta Mista, Área ardida, Floresta de Resinosas, Urbano/Social e Águas interiores.

As duas cartas de ocupação e uso do solo, obtidas para os anos de 1990 e 2000, foram posteriormente importadas para o software *Arc View* de modo a possibilitar as análises de padrões espaciais para a quantificação da estrutura da paisagem a partir da extensão PATCH ANALYST (ELKIE *et al.*, 1999). Esta aplicação é uma extensão do Software de SIG *ArcView 3.2*, que permite calcular quase todos os índices do software Fragstats e acrescentando outras funcionalidades. Este

procedimento foi adoptado de igual forma para cada um dos mapas (1990 e 2000). O programa permite obter métricas de paisagem a três escalas distintas: ao nível da mancha, ao nível de cada uso do solo e ao nível da paisagem. A aplicação dos índices foi feita de uma forma temporal, de forma a analisar a variação dos índices entre as duas datas (1990 e 2000), para a Paisagem como um todo e uso a uso.

Nesta quantificação foram consideradas a extensão em área e a distribuição espacial dos polígonos dentro do mosaico de paisagem desejada. Segundo CARRÃO *et al.* (2001) as métricas ou indicadores de paisagem podem incluir duas categorias gerais: métricas de composição e de configuração da paisagem. Assim, dentre as métricas disponíveis no programa utilizado, foram seleccionadas algumas que se mostraram mais sensíveis para caracterizar a área de estudo: N°M – N° de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens; IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área, Distância Média ao Vizinho mais Próximo, Índice Médio de Proximidade, Índice de Diversidade de Shannon, Índice de Equidade de Distribuição de Shannon e Índice de Forma da Paisagem.

O N° de manchas (N° M): o número total de manchas é um indicador da configuração da paisagem embora não espacialmente explícito. É um indicador de heterogeneidade da paisagem, isto é, quanto mais manchas menor é o grão da paisagem, a heterogeneidade espacial ocorre a uma menor escala (FORMAN, 1995).

Dimensão Média das Manchas (DMM): a área de cada mancha na Paisagem é, talvez, a informação única mais útil e importante que uma paisagem contém, além de permitir uma interessante comparação entre diferentes classes, pois a redução progressiva da dimensão dos habitats é uma componente fundamental da fragmentação da paisagem. A magnitude dos valores é comandada pelo grão da paisagem, a que corresponde a dimensão mínima das manchas, e que neste caso é de 30 metros, em virtude do formato raster da classificação (imagens Landsat).

Desvio Padrão da Dimensão das manchas (DPDM): as estatísticas de segunda ordem, como a variação da dimensão das manchas, podem dar informações mais úteis que as estatísticas de primeira ordem, como a dimensão média estrita. A variabilidade da dimensão das manchas traduz um aspecto fundamental da heterogeneidade da paisagem, que não é mensurável com as estatísticas de primeira ordem, permitindo, por assim dizer, medir a heterogeneidade da heterogeneidade (CASIMIRO, 1993). Uma das medidas dessa variabilidade é o desvio padrão da dimensão das manchas, medida da variação absoluta; é função da dimensão média das manchas e da diferença de tamanho entre manchas (FORMAN, 1995).

Total de Margens (TM): é natural que quanto maior o número de manchas maior a extensão de margens dessas manchas, o que implica maior heterogeneidade e maior fragmentação da paisagem a uma escala mais “fina”. A quantidade total de margens é também um bom indicador da configuração da paisagem, embora não seja um índice espacialmente explícito (FORMAN, 1995).

Densidade das margens (DM): é absolutamente semelhante ao índice anterior, mas relativizado pela dimensão total da Paisagem e, logo, expresso em metros por hectare, o que facilita a comparação de paisagens com diferentes dimensões (CASIMIRO, 1993). Os valores e amplitudes de variação são, obviamente, iguais aos valores absolutos de margem existente na Paisagem.

Índice Médio de Forma (IMF): este índice baseia-se na relação entre o perímetro e área de cada uma das manchas, medindo a complexidade da forma das manchas em função de uma forma básica que representa um mínimo de complexidade: quanto maior for o valor, maior é a complexidade das manchas na Paisagem (CASIMIRO, 1993).

Índice Médio de Forma, ponderado pela Área das manchas (IMFPA): tal como o Índice Médio de Forma baseia-se na relação entre o perímetro e área das manchas, medindo a complexidade da forma

das manchas em função duma forma básica, mas efectuando uma ponderação em função da dimensão de cada mancha; quanto maior for a mancha maior a ponderação (FORMAN, 1995).

Dimensão Fractal Média das Manchas (DFMM): segundo CASIMIRO (1993), um fractal, é, muito simplisiticamente, uma forma geométrica que tem uma estrutura espacial igual a várias escalas, auto – semelhança. A dimensão fractal de um objecto de determinada forma pode ser calculada por um método de perímetro – área, que quantifica a complexidade dessa forma. O grau de complexidade de um polígono é caracterizado por uma dimensão fractal (D) tal que o perímetro (P) de uma mancha é relacionado com a área (A) da mesma mancha segundo:

$$P \approx \sqrt{A^D} \text{ ou seja } P \approx \frac{1}{2D} \log A$$

Para formas Euclidianas simples (círculos, quadrados, rectângulos, etc.) P é igual à raiz quadrada da área e a dimensão fractal é igual a 1. Conforme os polígonos se vão tornando mais complexos, o perímetro torna-se cada vez maior, ocupando cada vez mais a área (se é que assim se pode dizer) e $P \approx A$ com D a tender para 2, afastando-se duma geometria Euclidiana. Logo, quanto mais complexa for a forma, quanto maior for a sua margem, maior é a dimensão fractal da mancha (FORMAN, 1995).

Distância Média ao Vizinho mais Próximo (DMVMP): mede o isolamento da mancha. A distância média ao vizinho mais próximo de uma mancha é a distância mais curta entre outra mancha similar (margem a margem). É pois a média destas distâncias (metros) para classes individuais até ao nível da classe e a distância média da classe do vizinho mais próximo até ao nível da paisagem.

Índice Médio de Proximidade (IMP): é uma medida do grau de isolamento e fragmentação de uma mancha. Este índice usa a estatística do vizinho mais próximo de polígonos semelhantes

Índice de Diversidade de Shannon (IDS): este índice quantifica a composição da Paisagem através da sua diversidade. O índice de Shannon é o mais popular, baseado na teoria da informação, em que o valor do índice representa a quantidade de “informação” por mancha, sendo informação um conceito matemático excepcionalmente abstracto. O índice é influenciado por duas componentes: riqueza (número de classes de manchas presente – sempre 13 neste caso), associada à composição da diversidade e equidade de distribuição (proporção de área das diferentes classes), associada à componente estrutural da diversidade. O índice é igual a 0 (zero) quando a paisagem só contém uma classe de manchas, aumentando consoante aumenta o número de classes, conforme a distribuição de área pelas várias classes se torna mais equitativa ou quando ambas aumentam (FORMAN, 1995).

Índice de Equitabilidade de Shannon (IES): a equitabilidade diz respeito à proporção da distribuição de área, por cada classe de manchas, para uma Paisagem. A equidade é expressa como o grau de diversidade, dividido pela diversidade máxima possível para determinada riqueza de manchas. A diversidade máxima de riqueza, para qualquer nível de riqueza, baseia-se numa igual distribuição de área para as várias classes de manchas. Logo, a diversidade observada dividida pela máxima diversidade (i.e. distribuição igual), para determinado número de classes de manchas representa a redução proporcional, no Índice de Diversidade, atribuível à falta de equidade na distribuição das áreas (CASIMIRO, 1993). O Índice de Equitabilidade é igual a 0 (zero) quando a paisagem só contém uma mancha (nenhuma diversidade) e aproxima-se de 0 (zero) quando a distribuição de área entre as várias classes de manchas se torna cada vez menos equilibrada (dominadas por uma classe). O índice é igual a 1 quando a distribuição de área entre as várias classes é absolutamente igual (as abundâncias proporcionais são iguais para todas as classes).

Índice de Forma da Paisagem (IFP): é um índice de complexidade de forma. O IFP é maior que 1, IFP = 1 quando as manchas são circulares (polígonos) ou quadradas (grelhas). O IFP é igual à soma do perímetro de cada mancha dividida pela raiz quadrada da área da mancha (ha) para cada classe (Nível da Classe) ou todas as manchas (Nível da paisagem), e ajusta para um padrão circular ou quadrado, dividido pelo número de manchas (McGARIGAL e MARKS, 1994).

As métricas de paisagem e as variáveis de uso de solo foram analisadas à escala do troço e da bacia hidrográfica. À escala do transecto as variáveis medidas foram: velocidade da corrente, largura do canal, profundidade média e granulometria do substrato.

2.3. Análise de dados

A avaliação biológica da qualidade da água através da comunidade de invertebrados bentónicos foi feita recorrendo ao índice IBMWP amplamente usado no nosso país, o qual foi originalmente desenvolvido para o Reino Unido e mais tarde adaptado para a Península Ibérica (ALBA-TERCEDOR e SANCHEZ-ORTEGA, 1988). Este índice apenas exige a identificação até ao nível da família, e é calculado através da soma dos valores atribuídos a cada uma das famílias, de acordo com a sensibilidade que cada uma apresenta à contaminação orgânica.

Com o objectivo de se conhecer a magnitude de perturbação dos ecótonos ripários, foi analisada a composição e estrutura das faixas ripárias e dos habitats aquáticos ribeirinhos, utilizando-se o River Habitat Survey (RHS - RAVEN *et al.*, 2003). Esta técnica desenvolvida pela Environmental Agency of England and Wales, recorre a dados físicos e de habitat, qualitativos e quantitativos, do sistema aquático e da zona ribeirinha envolvente. Da aplicação do RHS derivam o índice de Qualidade de Habitat (HQA) e o índice de Modificação do Habitat (HMS). O HQA, composto pela agregação de 10 sub-índices, é uma medida de riqueza, raridade e diversidade dos habitats fluviais e o HMS quantifica o grau de artificialização do canal. Pelo facto deste procedimento ter sido criado para condições ambientais próprias do Reino Unido e Irlanda, e por razões óbvias poder não incluir a diversidade ecológica do nosso país recorreu-se ao Índice de Qualidade do Habitat Fluvial (HABFLU – CORTES *et al.*, 2007) o qual foi realizado com base na metodologia proposta pelo RHS. O HABFLU é um índice simplificado que procura quantificar o grau de alteração do meio fluvial e ribeirinho e é baseado na aglutinação de variáveis originais do RHS de acordo com a sua natureza em 54 variáveis que procuram descrever aspectos mais abrangentes da caracterização dos habitats. Este índice é sensível na detecção de pressões antrópicas ao nível de cada Tipo de massa de água nacional e mostra-se sensível às comunidades biológicas.

Para examinar a variação espacial na estrutura da comunidade de macroinvertebrados recorreu-se à análise do desenho experimental hierárquico ou “nested” de análise de variância (nested ANOVA), com base numa matriz de similaridade de Bray-Curtis. Foi assim testada a resposta das comunidades bentónicas aos 3 “random nested” factores: Bacia, Troço e Transecto. O desenho “nested” avalia a estrutura hierárquica dos dados fornecendo interpretações mais correctas dos resultados. Esta análise permite-nos testar 3 coisas: (1) diferenças entre as Bacias estudadas, (2) a variabilidade dos Troços nas Bacias e (3) a variabilidade dos Transectos nos Troços. A escala espacial mais pequena (amostra) constitui o termo de erro da análise. Tal como BOYERO (2003) a percentagem de variação considerada para cada escala (componentes da variância) foi considerada uma vez que o elevado número de réplicas entre escalas poderia conduzir a uma interpretação errada dos resultados baseada unicamente nos valores de probabilidade.

De modo a comparar os resultados obtidos na nested-ANOVA com os padrões de zonação exibidos pela fauna macrobentónica a diferentes escalas espaciais recorreu-se à análise Multidimensional não-métrica (n-MDS), um método de ordenação baseado na similaridade de Bray-Curtis entre amostras.

Para testar quais as variáveis ambientais mais importantes que contribuem para a discriminação das comunidades dentro de cada escala espacial (variáveis biologicamente relevantes), foi feita uma análise multivariada designada por Análise de Redundâncias (RDA) com forward selection que adiciona sequencialmente uma nova variável para obter o critério óptimo de ajuste incluindo somente as variáveis ambientais mais relevantes. Este procedimento relaciona os dois conjuntos de dados

(descritores ambientais e comunidade bentónica) e pode ser considerado um tipo restrito da Análise de Componentes Principais (PCA), levada a cabo com a matriz biológica, mas onde os eixos estão linearmente relacionados com os parâmetros ambientais.

Todas as análises foram feitas usando o programa PRIMER 6 e PERMANOVA+, módulos Permanova, n-MDS e DistLM (CLARKE e GORLEY, 2006). A matriz de invertebrados foi transformada pelo log (x+1) e a matriz ambiental foi estandardizada para aproximar os dados a uma distribuição normal e remover a heterogeneidade das variâncias.

3. RESULTADOS

Foram identificados um total de 170 géneros agrupados por 87 famílias. Considerando o nº total de indivíduos capturados (32996) e agrupando-os de acordo com as diversas Classes, torna-se evidente que a classe dos insectos (90%) constituem o grupo maioritário e com maior diversidade. Dentro deste grupo as ordens mais representativas foram os Díptera (54%), Ephemeroptera (32%) e Trichoptera 9,6%).

Relativamente ao índice biótico IBMWP, verifica-se que à excepção de 3 Troços (CZ, CB e OL), os quais evidenciam alguns sinais de contaminação, todos os restantes amostrados apresentam-se sem sinais de poluição ou não estão alterados de modo sensível (Quadro 1).

Quadro 1 - Pontuações dos índices de caracterização do habitat HMS, HQA e HABFLU e do índice biótico IBMWP dos diferentes Troços de amostragem. As classes de qualidade estão traduzidas através das diferentes cores apresentadas: azul – Classe I (ótima qualidade), verde – Classe II (boa qualidade), amarelo – Classe III (média qualidade), laranja – Classe IV (má qualidade) e vermelho – Classe V (péssima qualidade).

Troços	HMS	HQA	HABFLU	IBMWP
CZ – Corgo Zimão	45	39	31	87
CB – Corgo Benagouro	14	38	22	81
CF – Corgo Flores	44	41	26	196
CSM – Corgo Santa Marta	24	43	42	163
CQ – Corgo Quintã	21	44	26	208
CP – Corgo Passagem	14	57	33	203
OV – Olo Varzigueto	8	42	16	101
OL – Olo Lamas de Olo	18	46	25	95
OT – Olo Tejão	28	49	26	184
PB – Pinhão Balsa	21	67	26	253
PVM – Pinhão vale de Mendiz	12	48	25	176
PM – Pinhão Monim	36	61	27	208
TB – Tua Brunheda	17	51	16	186
TF – Tua Foz	3	42	14	229
TC – Tua Carlão	15	61	26	231

No que concerne aos índices de caracterização do habitat HQA geral, HMS e HABFLU (Quadro 1) são notórias algumas discrepâncias entre eles. A partir da observação dos valores do HQA podemos aferir que a Bacia do rio Corgo é a única que apresenta alguns problemas de qualidade do habitat embora ainda nada graves uma vez que se integra na Classe II do respectivo índice. Esta fragilidade deve-se essencialmente à ocupação do solo na bacia, traduzida pelas maiores percentagens de

agricultura (incluindo pastagens) e de área social/urbana. Outro factor que contribuiu para a diminuição da qualidade foi a degradação da cortina ripária. Quanto ao HMS, o CZ é o que apresenta o valor mais elevado de todos os Troços amostrados (45). Em grande medida tal deve-se à maior alteração de ambas as margens uma vez que o vale é aqui bastante aplanado e a agricultura pratica-se até muito próximo das margens, o que induz a maiores alterações do canal. Assim, este local de amostragem enquadra-se na classe Severamente modificado (Classe V). De um modo semelhante ao observado no HQA, a Bacia do rio Corgo é mais uma vez a que se encontra mais modificada seguida pela Bacia do rio Pinhão. Fica assim demonstrada a pressão exercida pela agricultura nos ecossistemas aquáticos uma vez que também a Bacia do Pinhão se encontra bastante influenciada pelas culturas agrícolas, nomeadamente vinha. Esta classificação assenta naturalmente na constatação dum número mais elevado de estruturas artificiais e modificações físicas inerentes em certos transectos (*spot-checks*) e também na sua contabilização ao longo da observação contínua (*sweep up*).

Quadro 2 - Resumo da análise nested ANOVA avaliando a variação da composição taxonómica a diferentes escalas espaciais hierárquicas.

Fonte de variação	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrado médio	Pseudo-F	P(perm)
Bacia	3	49874	16625	1,4824	0,044
Troço(Bacia)	11	1,2273E5	11157	5,4151	0,001
Transecto(Troço(Bacia))	30	61863	2062,1	1,4388	0,001
Amostra/Resíduo	89	1,2756E5	1433,2		
Total	133	3,6265E5			

A partir do Quadro 2 da nested ANOVA podemos concluir que todos os factores (Bacia, Troço e Transecto) são importantes e são estatisticamente significativos. O efeito das escalas do Transecto “nested” no Troço e do Troço “nested” na Bacia são os mais importantes e são ambos altamente significativos em termos estatísticos. A análise mostra que os Troços são os que mais contribuem para a variabilidade total (32,9%) e que os Transectos e as Bacias têm uma contribuição que, apesar de ser estatisticamente significativa, é substancialmente inferior à dos Troços (14,9 e 13,3%, respectivamente). As amostras em cada transecto, tal como é reflectido pela soma dos quadrados dos resíduos, contribuem fortemente para a variabilidade total. Isto significa que as amostras são muito importantes para a explicação de toda a variabilidade encontrada, não podendo por isso ser descartadas em posteriores desenhos experimentais. De referir que as amostras se referem a microhabitats que por si só englobam uma grande variabilidade já que estão sujeitas a diferentes condições físicas, a qual ficou aqui também expressa.

A ordenação das Bacias (Figura 3) e dos Troços (Figura 4), baseada na matriz da composição das espécies bentónicas, confirmou a ténue separação entre Bacias também evidenciada na nested ANOVA, apesar de podermos observar uma similaridade entre as bacias do Olo e Pinhão (parte superior do diagrama) as quais se destacam das restantes duas (Tua e Corgo). Uma separação bem mais evidente é visível ao nível dos Troços de amostragem os quais apresentaram uma variação altamente significativa na nested ANOVA.

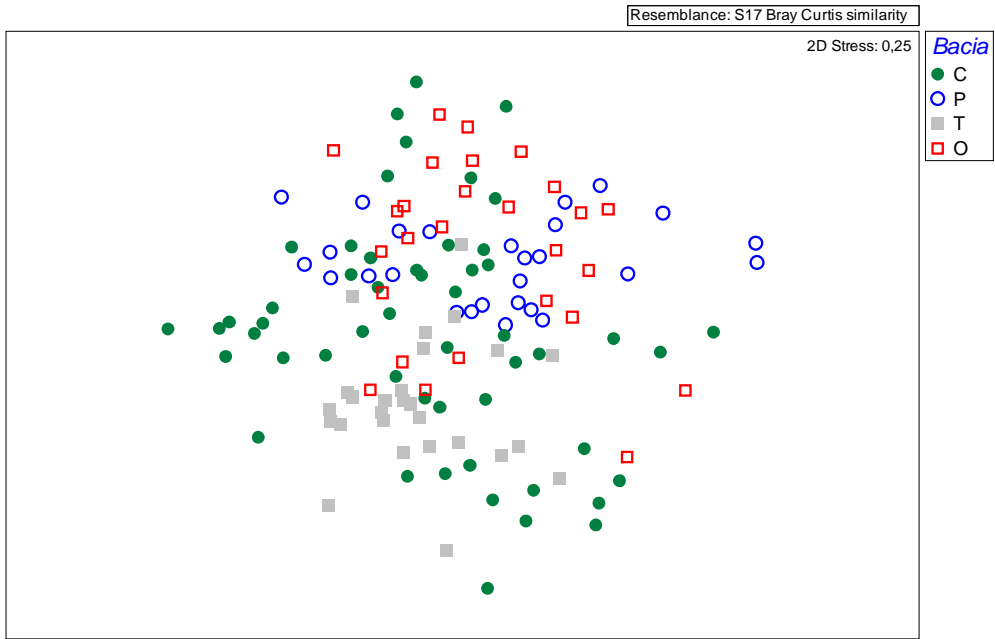


Figura 3 – Ordenação n-MDS das Bacias do Corgo (C), Pinhão (P), Tua (T) e Olo (O), baseada na composição taxonómica.

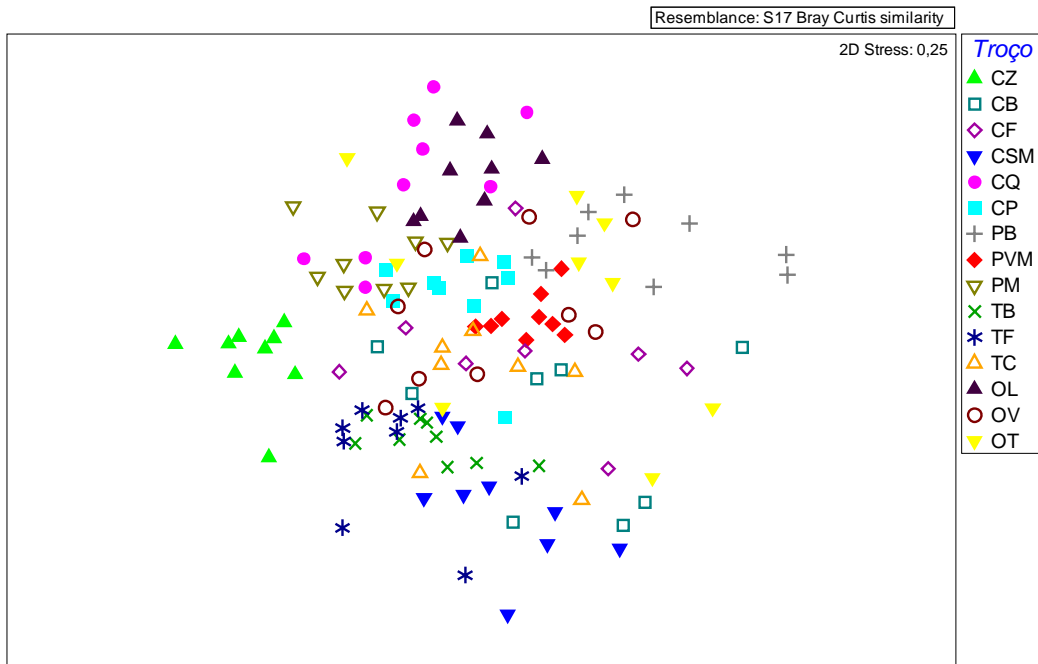


Figura 4 – Ordenação n-MDS dos Troços Corgo Zimão (CZ), Corgo Benagouro (CB), Corgo Flores (CF), Corgo Santa Marta (CSM), Corgo Quinta (CQ), Corgo Passagem (CP), Pinhão Balsa (PB), Pinhão Vale de Mendiz (PVM), Pinhão Monim (PM), Tua Brunheda (TB), Tua Foz (TF), Tua Carlão (TC), Olo Lamas de Olo (OL), baseada na composição taxonómica.

As três Figuras que se seguem (5, 6 e 7) são o resultado das diferentes ordenações RDA efectuadas separadamente para cada escala espacial. A RDA trata simultaneamente os dois conjuntos de dados de forma a exprimir a correlação entre a comunidade de macroinvertebrados e as variáveis ambientais. Os dois eixos da RDA (RDA1 e RDA2) explicam a variação na composição taxonómica.

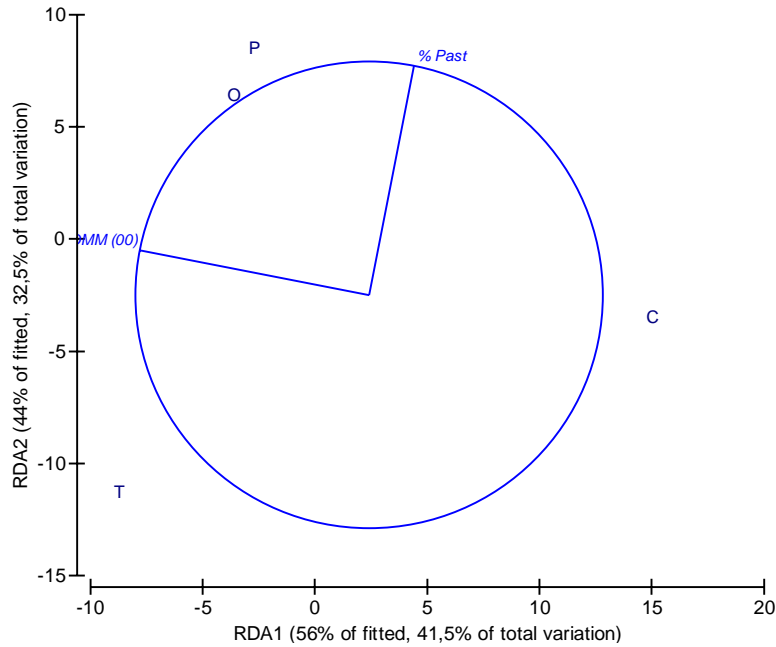


Figura 5 – Ordenação RDA das Bacias e variáveis ambientais representadas pelos traços inseridos no interior da circunferência.

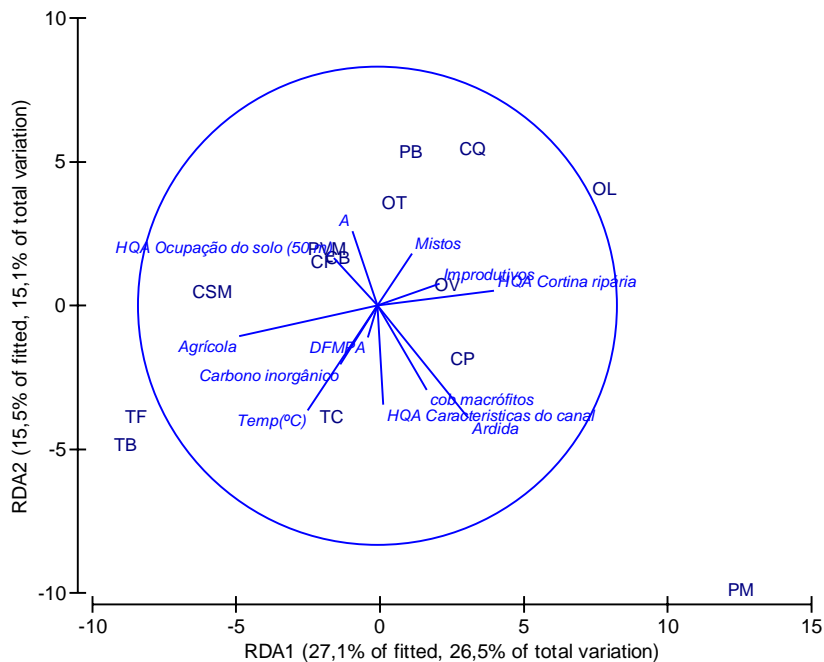


Figura 6 – Ordenação RDA dos Troços e variáveis ambientais representadas pelos traços inseridos no interior da circunferência.

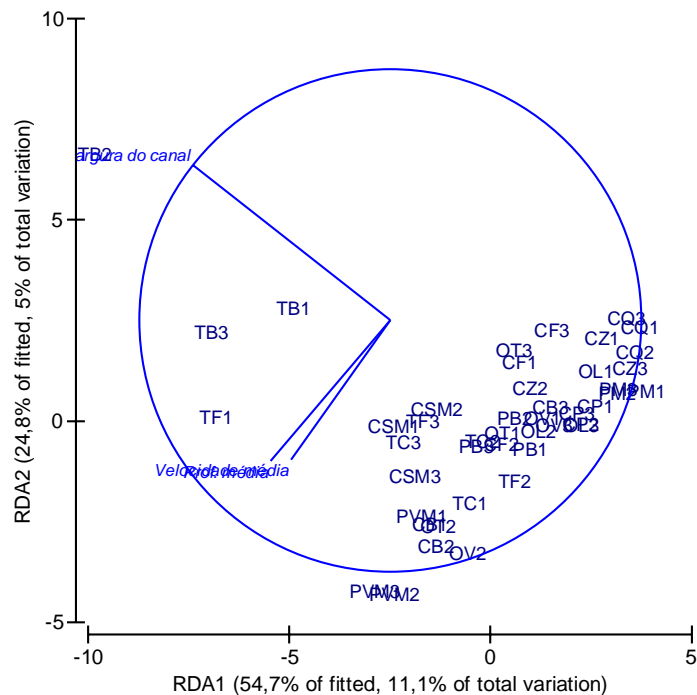


Figura 7 – Ordenação RDA dos Transectos e variáveis ambientais representadas pelos traços inseridos no interior da circunferência.

A variância explicada pelos dois primeiros eixos foi de 74%, 41,6% e 16,1% da variância total exibida respectivamente pelas comunidades à escala da Bacia, Troço e Transecto (Figuras 5, 6 e 7). Dos valores apresentados apenas as variáveis usadas para caracterizar a escala do Transecto tiveram uma fraca contribuição para a explicação de toda a variabilidade. Esta constatação é o reflexo do número exíguo de variáveis usadas na caracterização dos mesmos. No que concerne à escala da Bacia é de salientar que as variáveis ambientais explicativas (o comprimento da linha é proporcional ao efeito da variável na ordenação) resultantes da “forward selection” foram a % de Pastagens associadas fundamentalmente às Bacias do Olo e Pinhão e a métrica de paisagem DMM associada à Bacia do Tua em oposição à do Corgo (Figura 5). À escala do Troço observa-se que a temperatura da água é um factor importante na estruturação das comunidades estando neste estudo as maiores temperaturas associadas aos troços do rio Tua contrastando com os Troços do rio Olo. Estes últimos apresentam as temperaturas da água mais baixas, cortinas ripárias bem desenvolvidas (HQA Cortina ripária) e grandes áreas improdutivas e de povoamentos mistos. Relacionados às variáveis HQA Ocupação do solo (50 m da margem) e área Agrícola estão fundamentalmente os Troços do rio Corgo que mais uma vez denota a elevada influência do tipo de uso do solo sobre os ecossistemas aquáticos.

4. DISCUSSÃO

No presente estudo foi possível verificar a influência das múltiplas escalas de análise do meio físico na estruturação das comunidades de macroinvertebrados, a partir de um desenho experimental baseado em várias ferramentas estatísticas, caso da ANOVA *nested*. Com efeito, à semelhança doutros trabalhos (DOWNES *et al.*, 1993; CARTER *et al.*, 1996; MURPHY *et al.*, 1998; BOYERO, 2003), confirmou-se que a variação na composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados está fortemente dependente da interacção das variáveis associadas a diferentes

escalas espaciais. Realce para o facto de apesar dos três níveis hierárquicos de organização espacial testados (Bacia, Troço e Transecto - Quadro 2) serem estatisticamente significativos, ter sido encontrada ao nível do Troço a maior contribuição para a variabilidade total (32,9% para o Troço *vs.* 14,4%- bacia e 13,3%- transecto). Num estudo desenvolvido em 75 secções de rios de 4 países do norte da Europa, FELD e HERING (2007) mostraram que as variáveis hidromorfológicas e de uso do solo analisadas ao nível do Troço explicaram a maior variância dos *taxa*. Importa ainda salientar o valor assumido pelo termo de erro da análise, que está relacionado com as amostras, e que corresponde à escala do microhabitat. Neste sentido, também BOYERO (2003) refere a importância da utilização desta escala de análise na avaliação da variabilidade das comunidades de macroinvertebrados, em virtude não só da diversidade de factores abióticos (e.g. heterogeneidade de substrato e velocidades da corrente) como também das próprias interacções bióticas (e.g. fenómenos de competição e predação) implicarem alterações na organização do biota aquático.

Por outro lado, o detalhe fornecido pelas ordenações RDA (Figuras 5,6 e 7), discriminadas por cada escala espacial, destacam, entre as métricas da paisagem e para o nível hierárquico de bacia hidrográfica, os factores associados à fragmentação da paisagem (Dimensão Média das Manchas - Bacia do Tua) e ao tipo de uso do solo (% pastagens - bacias dos rios Olo e Pinhão) como sendo as variáveis ambientais mais importantes na ordenação das comunidades de macroinvertebrados. Analogamente, SPONSELLER *et al.* (2001) distinguem num estudo realizado em nove bacias hidrográficas, a forte influência das diferentes práticas de uso de solo relativamente à estrutura das comunidades de macroinvertebrados. Nesse estudo, ficou ainda demonstrado que os factores químicos da água estavam relacionados com as características da bacia hidrográfica, enquanto a temperatura da água e as características do substrato dependiam maioritariamente do corredor ripário. Tal facto está igualmente de acordo com os resultados obtidos no nosso estudo uma vez que, à escala do Troço, a ordenação RDA identifica a temperatura da água como uma das variáveis que explica a separação entre os troços (e.g. rio Tua *vs.* rio Olo). Acresce salientar que no rio Olo a temperatura da água permanece mais baixa, em parte devido a uma galeria ripícola desenvolvida, a qual é responsável pelo ensombramento do canal, conforme aparece explícito na HQA Cortina Ripária. A influência do tipo de uso do solo sobre os ecossistemas aquáticos está ainda bem marcada na RDA associada aos troços do rio Corgo, cujas margens estão maioritariamente ocupadas com actividades agrícolas.

Relativamente aos valores assumidos pelos diversos índices aplicados, são evidentes os sinais de alguma perturbação na composição e estrutura das faixas ripárias e habitats aquáticos ribeirinhos, como evidencia o HABFLU (Quadro 1), índice que garante à partida uma maior sensibilidade para a natureza das massas hídricas analisadas (CORTES *et al.*, 2007). Como resultado da degradação encontrada nos vários rios, seria de esperar a obtenção de valores do IBMWP mais baixos (Quadro 1), como acontece no rio Olo, nomeadamente no troço OV (Olo Varzigueto) cujo HABFLU pertence à pior classe de qualidade (Classe V) em oposição à classe de melhor qualidade (Classe I) calculada para o IBMWP. Provavelmente, tal facto resulta, em parte, do índice IBMWP ter sido originalmente desenvolvido em função dos gradientes de resposta dos macroinvertebrados à poluição orgânica, não permitindo diferenciar outros tipos de degradação presentes, por exemplo ao nível da cortina ripária (CUMMINS *et al.*, 1989), input de sedimentos (MEBAN, 2001), metais pesados (LILLIE *et al.*, 2003) e regularização de caudais (FITZPATRICK *et al.*, 2001). Apesar de uma separação menos visível ao nível da bacia hidrográfica (Fig. 3) a ordenação n-MDS permitiu uma diferenciação mais evidente ao nível dos troços (Figura 4). Este tipo de resposta biológica, diferenciada em função de gradientes ambientais, analisada numa ou em várias escalas espaciais e temporais, tem sido reportada em vários trabalhos elaborados em rios da região (CORTES *et al.*, 2002; OLIVEIRA e CORTES, 2005).

Apesar da quantidade de dados tratados (135 amostras) afigura-se essencial alargar o volume de informação a recolher de modo a procurar compreender como é que operam os numerosos elementos espaciais e temporais que determinam a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos.

Neste sentido, o estudo sugere que poderão ser encontradas métricas responsivas a gradientes de perturbação que incorporem diferentes escalas espaciais, desde a bacia hidrográfica até ao microhabitat, e temporais, seja ao nível sazonal e/ou anual, e que permitam a criação de índices de aplicação mais global face à utilização de variáveis menos sujeitas às condições específicas dos locais. Uma correcta avaliação da integridade ecológica permitirá a definição de modelos apropriados de conservação e restauro ambiental.

BIBLIOGRAFIA

- ALBA-TERCEDOR; SANCHEZ-ORTEGA. (1988). "*Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)*". *Limnética*, 4, pp. 51 - 56.
- BOYERO, L. (2003). "*Multiscale patterns of spatial variation in stream macroinvertebrate communities*". *Ecological Research*, 18, pp. 365 - 379.
- CARRÃO, H.; CAETANO, M.; NEVES, N.L. (2004). "*Cálculo de indicadores de paisagem em ambiente*" SIG. In: Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica - ESIG 2001., Oeiras, Portugal, 28-30 nov., 2001. Anais. Lisboa: Associação dos Utilizadores de Sistemas de Informação Geográfica - USIG.
- CARTER, J.L.; FEND, S.V.; KENNELLY, S.S. (1996). "*The relationships among three habitat scales and stream benthic macroinvertebrate community structure*". *Freshwater Biology*, 35, pp. 109 - 124.
- CASIMIRO, P.C. (1993). "*Concelho de Mértola - Geo-Biografia das mudanças de uso do solo*". DGPR – FCSH, Lisboa, Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica, 220 pp.
- CLARKE K.R.; GORLEY R.N. (2006). "*PRIMER v6: User Manual/Tutorial*". PRIMER-E: Plymouth.
- CORTES, R.M.V.; OLIVEIRA, S.V.; CABRAL, D.A.; SANTOS, S.; FERREIRA, T. (2002). "*Different scales of analysis in classifying streams: from a multimetric toward an integrate system approach*". *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 141/3, pp. 209 - 224.
- CORTES R.M.V.; VARANDAS S.; MAGALHÃES M. (2007). "*Directiva Quadro da Água. Qualidade ecológica das águas interiores superficiais: caracterização hidromorfológica e de habitats*". Campanha 2003-06. UTAD, Vila Real, 161 pp.
- CUMMINS, K.W.; WILZBACH, M.A.; GATES, D.M.; PERRY, J.B.; TALIAFERRO, W.B. (1989). "*Shredders and riparian vegetation*". *BioScience*, 39, pp. 24 - 30.
- DOWNES, B.J.; LAKE, P.S.; SCHREIBER, E.S.G. (1993). "*Spatial variation in the distribution of stream invertebrates: implications of patchiness for models of community organization*". *Freshwater Biology*, 30, pp. 119 - 132.
- EATON A. D.; CLESCERI L.; RICE E.W.; GREENBERG A.E. (2005). "*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*". 21st Edition, 1368 pp.

ELKIE, P.C.; REMPEL, R.S.; CARR, A.P. (1999). *"Patch Analyst user's manual: a tool for quantifying landscape structure (NWST Technical Manual TM-002)"*. Thunder Bay, Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Science & Technology, Feb.

FELD, C.K.; HERING, D. (2007). *"Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales"*. *Freshwater Biology*, 52, pp. 1380 - 1399.

Fitzpatrick, F.A.; SCUDDER, B.C.; LENZ, B.N.; SULLIVAN, D.J. (2001). *"Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin"*. *Journal of the American Water Resources Association*, 37, pp. 1489 - 1507.

FORMAN, R.; GODRON, M. (1986). *"Landscape Ecology"*. Nova Iorque, EUA, John Wiley & Sons.

LILLIE, R.A.; SZCZYTKO, S.W.; MILLER, M.A. (2003). *"Macroinvertebrate data interpretation guidance manual"*. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, 57 pp.

MALMQVIST, B. (2002). *"Aquatic invertebrates in riverine landscapes"*. *Freshwater Biology*, 47, pp. 679 - 694.

McGARIGAL; MARKS. (1994). *"Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure"*. Reference manual. For. Sci. Dep. Oregon State University. Corvallis Oregon, 62 pp.

MEBAN, C.A. (2001). *"Testing bioassessment metrics: macroinvertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals"*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 67, pp. 293 - 322.

MURPHY, J.F.; GILLER, P.S.; HORAN, M.A. (1998). *"Spatial scale and the aggregation of stream macroinvertebrates associated with leaf packs"*. *Freshwater Biology*, 39, pp. 325 - 337.

POFF, N.L. (1997). *"Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology"*. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, pp. 391 - 409.

OLIVEIRA, S.V.; CORTES, R.M.V. (2005). *"A biologically relevant habitat condition index for streams in northern Portugal"*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 15, pp. 189 - 210.

RAVEN et al. (2003). *"River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual: 2003 version"*. Environment Agency, 136 pp.

RUNDEL, P.W. (1998). *"Landscape Disturbance in Mediterranean Type Ecosystems: An Overview"*. in, Rundel, P.W.; Montenegro, G.; Jaksic, F.M. Eds. (1998) *"Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean – Type Ecosystems"*, *Ecological Studies* Nº 136, Berlin, Springer.

SPONSELLER, R.A.; BENFIELD, E.F.; VALETT, H.M. (2001). *"Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities"*. *Freshwater Biology*, 46, pp. 1409 - 1424.

VANNOTE, R. I.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. (1980). *"The river continuum concept"*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, pp. 130 - 137.



TOWNSEND, C.R.; RILEY, R.H. (1999). *“Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space”*. *Freshwater Biology*, 41, pp. 393 - 405.

WEIGEL, B.M.; WANG, L.; RASMUSSEN, P.W.; BUTCHER, J.T.; STEWART, M.; SIMON, T.P.; WILEY, M.J. (2003). *“Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in northern lakes and forest ecoregion, U.S.A”*. *Freshwater Biology*, 48, pp. 1440 - 1461.