

Universidade do Algarve
Faculdade de Ciências e Tecnologias

Avaliação da qualidade da água das ribeiras
Odelouca, Odeleite e Foupana (Algarve,
Portugal): uso de macroinvertebrados
bentónicos como bioindicadores

Isa Brioso Máximo

Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em
Biologia Marinha, Especialização em Ecologia e Conservação Marinha

2009

Universidade do Algarve
Faculdade de Ciências e Tecnologias

Avaliação da qualidade da água das ribeiras
Odelouca, Odeleite e Foupana (Algarve,
Portugal): uso de macroinvertebrados
bentónicos como bioindicadores

Isa Briosso Máximo

Dissertação orientada por Luís Chícharo e Alexandra Chícharo

Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em
Biologia Marinha, Especialização em Ecologia e Conservação Marinha

2009

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Luís Chícharo e à Professora Doutora Alexandra Chícharo pela orientação neste trabalho, boa disposição e conselhos transmitidos.

Ao Dr. Alexandre Furtado pelos conselhos, boa disposição durante as amostragens em campo e pela bibliografia fornecida.

Ao Doutor Francisco Leitão pela ajuda tanto nas amostragens em campo como na parte teórica do trabalho.

À Dra. Ana Rodrigues pela ajuda na elaboração dos gráficos de enquadramento do trabalho.

À Doutora Samantha Hughes pela ajuda na identificação e confirmação de alguns macroinvertebrados.

À equipa técnica da ARH pela ajuda nas amostragens.

Aos amigos pelo constante apoio e companhia, em especial Paty, Rita, João e Samuel.

À Cláudia pela ajuda na identificação de alguns coleópteros.

Aos meus pais e à minha irmã pelo apoio que me deram durante a realização deste trabalho.

O presente trabalho é da inteira responsabilidade da autora

(Isa Briosso Máximo)

RESUMO

São várias as perturbações antropogénicas que afectam os rios e as ribeiras em Portugal, razão pela qual é urgente a implementação de medidas que visem a sua protecção. Neste contexto, foi criada em 2000 a directiva quadro da água (DQA) que visa atingir o bom estado das massas de água até 2015. Este trabalho teve como objectivos: contribuir para o conhecimento da comunidade de macroinvertebrados nas ribeiras do Algarve; verificar a existência de diferenças na comunidade de macroinvertebrados entre ribeiras e em função dos habitats; comparar duas metodologias (INAG e “Habitats”) de amostragem para avaliação da qualidade ecológica da água; avaliar o estado ecológico (através de índices bióticos: IBMWP and IPTIs) das ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite utilizando para este fim os macroinvertebrados. Estes índices são baseados no grau de tolerância à poluição e abundância de cada família. Os macroinvertebrados bentónicos (bioindicadores) foram recolhidos com uma rede de arrasto manual (malha 500µm), sendo o esforço de amostragem de 6 arrastos/ponto. Não se encontraram diferenças em termos de índices ecológicos e da estrutura da comunidade de macroinvertebrados (ao nível das famílias) quer entre ribeiras como entre habitats. A análise da estrutura da comunidade não diferiu para ambas as metodologias testadas, sugerindo que na metodologia INAG não existe perda de informação relacionada com a insuficiência de amostragens em determinados habitats. No entanto, verifica-se uma tendência para valores dos índices bióticos apresentarem sempre valores iguais ou superiores no caso da metodologia “Habitats. Os valores dos índices de qualidade da água permitiram classificar na generalidade a qualidade da água nas ribeiras em estudo como boa. A informação relativa aos índices bióticos deve ser complementadas com análises físico-químicas, ou com métodos como o River Habitat Survey (RHS), que permite determinar o índice “Habitat Quality Assessment” (HQA), que expressa as características naturais nos rios importantes para os organismos (número de zonas de corrente rápida, árvores), e “Habitat Modification Score” (HMS), que quantifica as alterações ocorridas nas ribeiras (ocupação do solo em torno dos rios: agricultura, pontes).

Palavras-chave: Directiva Quadro da Água, qualidade da água, estado ecológico, macroinvertebrados, IBMWP, IPTIs.

ABSTRACT

Anthropogenic perturbations affect streams and rivers in Portugal. Therefore it is necessary to protect aquatic environments. This requires monitoring water courses. The Water Framework Directive, determines that efforts have to be made in order to ensure the good ecological status of water bodies, by 2015, in European Union member states. This work aimed to contribute to the knowledge of macroinvertebrate communities off Algarve; compare macroinvertebrates communities among different streams and habitats; compare two field sampling methodologies (INAG and “Habitats”); and evaluate the ecological status (using biotic indices: IBMWP and IPTIs) of each sampled water courses. In this work we applied the recommended methodologies for evaluation of the good ecological status of three freshwater streams in the Algarve region (Odelouca, Foupana and Odeleite, watersheds) using macroinvertebrates as bioindicators. The proposed methodology developed by the national Water institute (INAG) was tested and compared with a different methodological approach that considers disaggregating the pooling of habitats and the evaluation of the contribution of each habitat to the overall result – classification of ecological status. Macroinvertebrates were collected with a hand net (500 µm) and 6 tows were made in each sampling point. Our results didn’t reveal significant differences between streams or habitats, as far as both community structure (family level) and ecological indices values are concern. Macroinvertebrate community structure did not change according to the two methodologies tested. However, a distinctly tendency was observed between two field methods tested. Overall, it was observed higher biotic indices values when “Habitats” methodology was used. This means that water classification, based on biotic indices, might change accordingly methodologies used. Nevertheless, independent of the estimated biotic indices the water quality of all rivers studied were classified as “good” meaning good ecological status of the rivers environment. Our study should be complemented with physic-chemical analysis, or by River Habitat Survey (RHS) method. This last allowed to determine the “Habitat Quality Assessment” (HQA), index which express important natural river characteristics for organisms (riffles; trees), and the ”Habitat Modification Score” (HMS), that quantify changes occurred in streams (land use).

Key-words: WFD, water quality, ecological status, macroinvertebrates, IBMWP, IPTIs.

Índice

1.Introdução.....	1
1.1.Importância dos rios e ribeiras.....	1
1.2. A comunidade de Macroinvertebrados nos rios.....	2
1.3. Directiva Quadro da Água e Índices utilizados.....	3
2.Área de estudo.....	6
2.1.Enquadramento geográfico.....	6
2.2.Características das ribeiras estudadas.....	6
3.Material e métodos.....	8
3.1.Amostragem em campo	8
3.1.1.Metodologia INAG.....	9
3.1.2.Metodologia “Habitats”.....	11
3.2. Processamento laboratorial.....	12
4.Análise de dados.....	12
5.Resultados.....	16
5.1.Comparação entre ribeiras (dados da metodologia INAG).....	17
5.2.Comparação entre habitats.....	20
5.3.Comparação entre metodologia INAG e metodologia “Habitats.....	25
5.3.1. Índices ecológicos.....	25
5.3.2. Índices bióticos.....	26
5.4. Índices bióticos (qualidade da água e estado ecológico).....	27
6.Discussão.....	28
7.Conclusão.....	32
8.Referências bibliográficas.....	34
9. Anexos.....	43

1. Introdução

1.1. Importância dos rios e ribeiras

Numa escala menor, quando comparados com o oceano, os rios e as ribeiras são ambientes essenciais para vários processos biogeoquímicos globais, tais como o ciclo de nutrientes, o transporte de matéria particulada e o ciclo hidrológico geral (Gallo, 2003). O ambiente terrestre adjacente às ribeiras possui um papel crucial para estes processos, uma vez que a produtividade das ribeiras depende, muitas vezes, de detritos (folhas, entulho, relva) que são produzidos no ambiente terrestre e transportados para os rios (Goldman & Horne, 1983). Estes detritos são colonizados por fungos e bactérias, que iniciam a sua decomposição, ou ingeridos por macroinvertebrados (Gessner & Chauvet, 1994; Barbosa, 2008), entrando desta forma nas teias tróficas e assegurando o funcionamento ecológico desses habitats (Goldman & Horne, 1983). Por outro lado, as ribeiras introduzem materiais alóctones e alteram a estrutura e a dinâmica do ambiente físico do sistema marinho (Smetacek, 1986). Assim, existe uma ligação entre o ambiente aquático e o ambiente terrestre (Goldman & Horne, 1983). Os rios e as ribeiras são importantes para animais e plantas, porque disponibilizam habitat, refúgio e alimento, e são utilizados para agricultura e recreação pelos humanos (Gallo, 2003).

As massas de água estão sob grande pressão devido a distúrbios de origem antrópica, tais como construção de barragens, irrigação e a descarga de efluentes não tratados de fontes domésticas ou industriais (Armitage *et al*, 1990; Harding *et al*, 1998; Abell, 2002; Gallo, 2003). Desta forma, actualmente as ribeiras e os rios encontram-se entre os ambientes mais degradados (Saunders *et al*, 2002). De facto, a alteração das condições ambientais/naturais às quais as espécies se encontram adaptadas (Resh *et al*, 1988), tais como a temperatura da água, a corrente, a disponibilidade de alimento (Illies & Botosaneanu, 1963 in Camargo, 1993), em escalas espaço-temporais reduzidas, resulta na alteração da estrutura das comunidades. Como resultado, na generalidade dos casos, os organismos que sobrevivem nestes ambientes degradados são um pequeno grupo tolerante e generalista (Covich *et al*, 1999), com a consequente perda de diversidade biológica (Chapman, 1996).

Os rios e ribeiras caracterizam-se pela presença de habitats heterogéneos, com riffles (secções com pedras, pouco profundas e com fluxo de água mais rápido) intersectadas com piscinas naturais mais profundas. Podem também existir áreas instáveis, com substratos de areia que se movimentam. Assim, podem ser diferenciados dois ambientes físicos nos rios e ribeiras, os ambientes lótico e lêntico (Gullan & Cranston, 1994).

Os ambientes lóticos apresentam concentrações mais elevadas de oxigénio, devido a possuírem fluxos de água mais rápidos (Gullan & Cranston, 1994; Peixoto, 2008), e por apresentarem vegetação abundante. Por outro lado, a vegetação consome oxigénio durante a noite, o que provoca um declínio nas concentrações de oxigénio. Assim, o oxigénio torna-se um factor regulador da presença de determinadas espécies, o que influencia o tipo de comunidades existentes em cada ribeira (Gullan & Cranston, 1994). De forma a suportarem a variedade de condições ambientais nestes ecossistemas, os macroinvertebrados possuem várias adaptações, tais como a presença de estruturas corporais flexíveis, e dimensões do corpo reduzida, a formação de casulos, uma morfologia hidrodinâmica e também a presença de ventosas ou estruturas semelhantes para adesão mais eficaz aos substratos existentes em zonas de corrente forte (Gullan & Cranston, 1994).

Os ambientes lênticos são caracterizados por uma reduzida taxa de difusão de oxigénio, o que, em conjunto com a acção bacteriana de decomposição dos materiais que se depositam nos fundos ou não são arrastados devido à reduzida velocidade das correntes, pode resultar na depleção de oxigénio no fundo das ribeiras. Assim, os organismos nas ribeiras adaptaram-se a sobreviver a elevadas flutuações anuais e sazonais da disponibilidade de oxigénio (Gullan & Cranston, 1994).

1.2. A comunidade de macroinvertebrados nos rios

Os macroinvertebrados bentónicos representam o segundo maior grupo de organismos aquáticos (Couceiro *et al*, 2006), a seguir ao fitoplâncton e diatomáceas, sendo uma componente muito importante do biota dos rios e ribeiras (Graça *et al*, 2004). Os detritos provenientes do ambiente terrestre podem ser utilizados como alimento por alguns macroinvertebrados, de uma forma directa ou indirecta pela ingestão dos microorganismos que degradam esses detritos. Normalmente, a entrada de detritos está associada a ribeiras com zonas de sombra, arborizadas, o que diminui a produção autotrófica, sendo os organismos heterotróficos predominantes (Barbosa, 2008). A ictiofauna e outros predadores (aves, répteis) alimentam-se de macroinvertebrados, sendo assim evidente a sua importância para a teia trófica nos ambientes aquáticos (Goldman & Horne, 1983). A diversidade dos macroinvertebrados nas ribeiras e rios é afectada por vários factores, tais como a corrente (Vannote *et al*, 1980), o oxigénio (Animoro & Ikomi, 2009) a temperatura da água, o pH (Townsend *et al*, 1983), as descargas de efluentes (Cortes *et al*, 2002) e a vegetação ripícola (Palma, 2003)). Os macroinvertebrados são considerados bons bioindicadores para a avaliação da qualidade da água (Feio *et al*, 2009) sobretudo porque:

- São organismos ubíquos, e apresentam ciclos de vida longos (Feio *et al*, 2009);
- Apresentam métodos de amostragem fáceis (Feio *et al*, 2009);
- Têm uma diversidade taxonómica com sensibilidade variável e elevada a perturbações do meio natural (De Pauwn and Vanhooren, 1983; Furse *et al.*, 2006).
- Existe informação disponível sobre as respostas dos macroinvertebrados a várias condições ambientais (Hershey & Lamberti, 1998);
- São relativamente sedentários e por isso não evitam água com menor qualidade (Bakalem *et al*, 2009).

Tanto as respostas dos macroinvertebrados a diferentes condições ambientais actuais (Hershey & Lamberti, 1998), como o facto de se integrarem nas condições ambientais durante períodos prolongados (Finger & Querol), permitem obter informações sobre o estado ecológico dos ambientes. Por isso, os macroinvertebrados são considerados bons indicadores da condição ambiental das ribeiras ou rios (Hershey & Lamberti, 1998) e complementam a avaliação físico-química do ambiente (Feio *et al*, 2009), pelo que têm sido utilizados para o desenvolvimento de vários índices bióticos (Duran, 2006).

1.3. Directiva Quadro da Água e Índices utilizados

Para o desenvolvimento de uma gestão sustentável da água, o Parlamento Europeu e o Conselho da União Europeia aprovou em 2000 a Directiva 2000/60/EC, conhecida como a Directiva do Quadro da Água. Esta legislação tem como objectivo manter e melhorar o ambiente aquático, e indica que o bom estado da qualidade da água superficial deve ser atingido em todas as massas de água europeias até 2015. Consequentemente, os estados membros devem obter informação sobre o estado ecológico e químico das massas de água e reportar as condições através de um esquema de classificação (Directive 2000/CE, 2000).

Este estado ecológico é uma expressão da estrutura, funcionamento e qualidade dos ecossistemas aquáticos (Jesus, 2006) e pode ser definido através de parâmetros biológicos (diferença entre as comunidades de organismos em condições naturais e quando sujeitas a pressões), parâmetros físico-químicos (temperatura, oxigénio dissolvido) e também através de características hidromorfológicas (profundidade do rio, o caudal) (INAG, I.P., 2006). O estado ecológico é atingido quando as características das comunidades são semelhantes às condições de referência (mais naturalizadas), e quando os valores físico-químicos e hidromorfológicos são compatíveis com

aqueles determinados para as comunidades (INAG, I.P., 2006). Tanto para os parâmetros biológicos como para os físico-químicos, o estado ecológico é determinado por comparação do estado dos organismos com um valor de referência, sendo assim obtido um Rácio de Qualidade Ecológico (EQR) (Revilla *et al*, 2009).

Os índices bióticos permitem compreender as interações existentes na comunidade através de perturbações exteriores, reflectem situações passadas que ocorreram num espaço de tempo considerável (Ferreira *et al*, 1996) e são baseados na presença de organismos que apresentam uma tolerância maior ou menor à poluição ambiental (Blijswijk *et al*, 2004). Estes índices são utilizados devido à rapidez e eficácia na forma de obter resultados, ao facto da avaliação ser feita *in situ*, à susceptibilidade a várias perturbações mencionadas anteriormente, porque fornecem uma ideia geral sobre o funcionamento do ecossistema e permitem a monitorização ambiental do local (Queiroz *et al.*, 2000). No entanto, exibem uma fraca correlação com os parâmetros físico-químicos, são condicionados pelas flutuações sazonais das comunidades, normalmente são específicos para um determinado tipo de poluição (poluição orgânica) e são regionais (Jesus, 2006).

A avaliação biológica da comunidade tem sido vista como uma ferramenta bem aceite para avaliar a condição ecológica dos ecossistemas bem como para identificar as causas que afectam as comunidades aquáticas (Flinders *et al*, 2008). Os maiores grupos de organismos utilizados para esta avaliação são os peixes, o perifiton, as diatomáceas, os macroinvertebrados bentónicos e as aves (O'Connell *et al*, 1998; US EPA, 2002; Hering *et al*, 2003; Tatole, 2004; INAG I.P., 2008c), em que as suas respostas são avaliadas a partir de índices que vão inferir condições biológicas através de características funcionais alteradas com o aumento da influência antropogénica (Gibson, 1994).

Segundo a Directiva Quadro da Água, a classificação qualitativa das massas de água deve ser feita considerando cinco classes, as quais devem corresponder ao aumento no grau de distúrbio físico e químico (Directive 2000/CE, 2000; Furse *et al*, 2006). Para tal podem ser utilizados vários índices, entres os quais o índice BMWP (Biological Monitoring Working Party). Este índice foi adaptado para a Península Ibérica com o nome BMWP' por Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega em 1988 (Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996). Após o acordo obtido no III Congresso ibérico de Limnologia, este índice passou a ser chamado IBMWP (Iberian BMWP) (Alba-Tercedor *et al*, 2002).

O IBMWP é um índice simples de avaliação em que todos os organismos são identificados até à família, e que apenas requer dados qualitativos (Armitage *et al*, 1983 *in* Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996). Os valores atribuídos a cada família reflectem a sua tolerância à poluição, baseada no conhecimento actual da sua distribuição e abundância em circunstâncias de poluição

variadas. As famílias intolerantes à poluição contribuem com valores mais elevados para este índice, enquanto que as famílias tolerantes à poluição contribuem valores mais baixos (Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996).

Outro índice para avaliar a qualidade da água, é o IPTIs (Índice Português de Invertebrados do Sul), desenvolvido pelo Grupo de Intercalibração Geográfico Mediterrânico. Este índice é aplicado em função dos diferentes tipos de rios do Sul de Portugal. As métricas deste índice permitem responder às componentes indicadas pela Directiva Quadro da Água relativamente ao elemento biológico em questão (composição e abundância) e permite, também, descrever os gradientes de degradação das massas de água e discriminar classes de qualidade das mesmas. O valor final deste índice resulta do somatório de métricas ponderadas, realizadas em dois passos de normalização tendo em conta o tipo de rio. Estas normalizações fazem com que o valor final seja expresso em Rácios de Qualidade Ecológica (EQR) (INAG I.P., 2009b).

Os cursos de água no Sul da Península Ibérica apresentam elevados níveis de intervenção humana, como agricultura, construção de barragens (Odelouca) e desenvolvimento humano (Aguiar & Ferreira, 2005; Hughes *et al*, 2008). O aumento da degradação da qualidade da água destes cursos de água tornou necessário o desenvolvimento de uma gestão sustentável da água (Teixeira *et al*, 2008). Com vista à implementação da Directiva Quadro da Água e à necessidade de conhecer o estado ecológico dos ambientes aquáticos na região Sul de Portugal, este trabalho teve os seguintes objectivos:

- Contribuir para o conhecimento da comunidade de macroinvertebrados nas ribeiras do Algarve, particularmente das ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite;
- Verificar a existência de diferenças a nível ecológico e estrutural entre ribeiras e em função dos habitats existentes;
- Comparar duas metodologias: proposta pelo INAG e desenvolvida neste estudo, denominada “Habitats”, com o intuito de verificar se não existe perda de informação (INAG) que possa influenciar a determinação dos índices bióticos;
- Caracterizar o estado ecológico das ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite utilizando como bioindicadores os macroinvertebrados.

2. Área de estudo

2.1. Enquadramento geográfico

O Algarve situa-se na região Sul de Portugal (Figura 1), está limitado a Norte pelo Baixo Alentejo, a Oeste e a Sul pelo Oceano Atlântico e a Este pelo rio Guadiana. A esta região pertencem dezasseis concelhos e duas bacias hidrográficas, a Bacia hidrográfica das Ribeiras do Algarve e a Bacia hidrográfica do Guadiana. A Bacia hidrográfica das Ribeiras do Algarve apresenta como cursos principais de água, as ribeiras de Almargem, Gilão, Quarteira, Alcantarilha, Arade-Odelouca, Odeáxere, Aljezur e Seixe. A Bacia hidrográfica do Guadiana tem como cursos principais de água as ribeiras de do Vascão, Foupana, Odeleite e Beliche (Fitas, 2008).

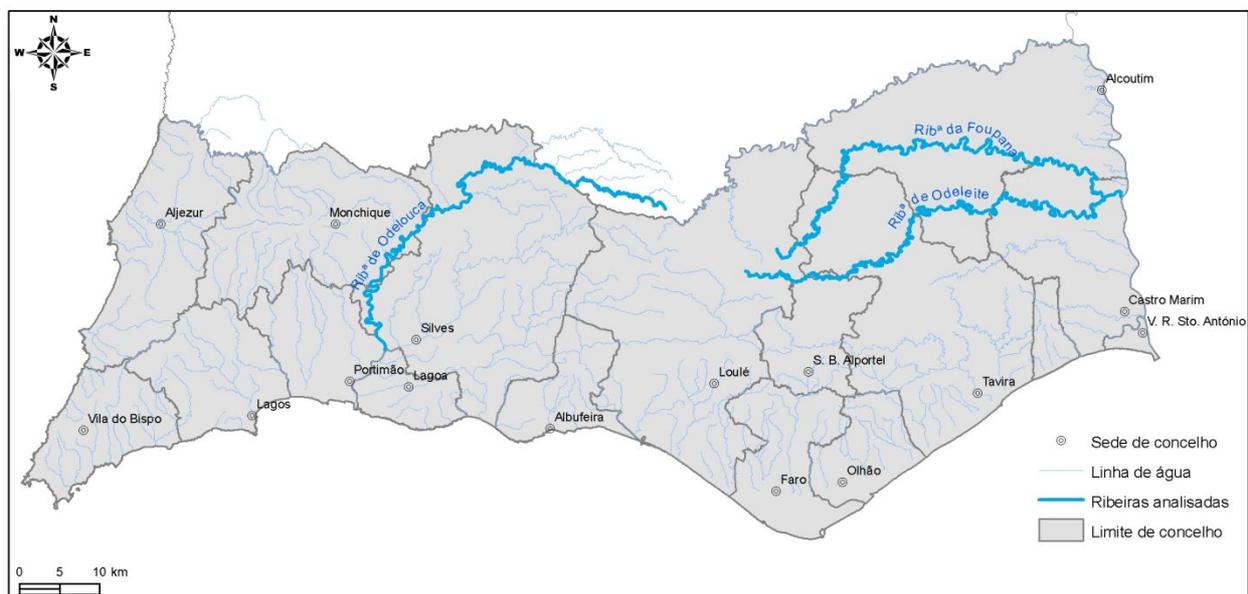


Figura 1 – Mapa do Algarve com respectivas ribeiras estudadas (Administração da Região Hidrográfica do Algarve, ARH).

2.2. Características das ribeiras estudadas

Este estudo foi realizado em três ribeiras do Algarve, a ribeira de Odelouca, Foupana e Odeleite. A ribeira de Odelouca (511,4 km²) é uma sub-bacia do Arade (987,37 km²) (Figura 2) (Hughes *et al*, 2009). Nasce na Serra do Caldeirão, inflecte para sudoeste quando contorna a Serra de Monchique e no fim do seu curso esco para sul no estuário do rio Arade (INAG, I.P., 2009a). É uma ribeira com dimensões médias (Hughes *et al*, 2009), a sua geologia é, principalmente, xistosa mas também apresenta depósitos de quartzo e granito (Fernandes *et al*, 2007). Apresenta uma topografia

variável, desde vales estreitos até meandros e planícies aluviais. Relativamente ao clima, este é tipicamente Mediterrâneo com um padrão de pluviosidade sazonal previsível, em que a época de chuva de Outubro a Março e a época de seca de Junho e Agosto. Devido a este padrão previsível, o rio apresenta um fluxo relativamente lento, sujeito a descargas elevadas no inverno e períodos mais secos no verão (Hughes *et al.*, 2008).

A ribeira de Foupana (bacia hidrográfica com 409 km²) é um afluente da margem direita da ribeira de Odeleite (Figura 2). É principalmente constituída por xistos e grauvaques, o que origina aquíferos muito compartimentados, com fraca permeabilidade e reduzida capacidade de armazenamento. Em relação ao clima, é uma ribeira bastante homogénea, com características mediterrâneas secas, onde os verões são quentes com elevada evapotranspiração. Estas características fazem com que durante o verão a ribeira esteja seca ou estagnada. A bacia é afectada por um período de precipitação que ocorre entre os meses de Outubro a Abril, sendo a precipitação quase nula nos meses de Julho e Agosto. Durante o período de chuva, ocorrem precipitações intensas e de curta duração que provocam inundações e destruições nas margens da ribeira (Fitas, 2008).

A ribeira de Odeleite é um afluente, na margem direita do rio Guadiana (Casaca *et al.*, 2005), pertencente à Bacia hidrográfica do Guadiana (Fitas, 2008) (Figura 2). Em relação ao clima apresenta características mediterrânicas secas, sendo os verões com elevada insolação e evapotranspiração, e os invernos com uma precipitação de cerca de 1000 mm. Esta ribeira é afectada por um período de quase total carência de chuva, sendo que o período de precipitação ocorre entre Outubro e Abril (INAG, I.P., 1999).

As três ribeiras amostradas apresentam diferentes tipologias, pelo que são classificadas de forma diferente. Os pontos amostrados na ribeira de Odelouca pertence à categoria dos rios montanhosos do Sul, enquanto que os pontos amostrados nas ribeiras de Foupana e Odeleite pertencem às categorias dos rios do Sul de pequena dimensão e rios do Sul de média-grande dimensão. Assim, a ribeira de Odelouca apresenta precipitações médias anuais mais elevadas do que os restantes rios do Sul, nomeadamente a ribeira de Foupana e Odeleite (INAG, I. P., 2008b).

3. Material e métodos

3.1. Amostragem em campo

As amostragens de campo nas ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite, decorreram em Abril de 2009, em vários pontos do curso das ribeiras. Os pontos foram escolhidos de acordo com o protocolo do Instituto da Água (INAG I.P., 2008a), desenvolvido com base na Directiva do Quadro da Água. Cada ponto de amostragem decorreu da avaliação da qualidade ecológica, e por isso foram seleccionados troços representativos do curso de água a amostrar tendo em conta que teriam que incluir os diferentes habitats presentes (Figura 2).

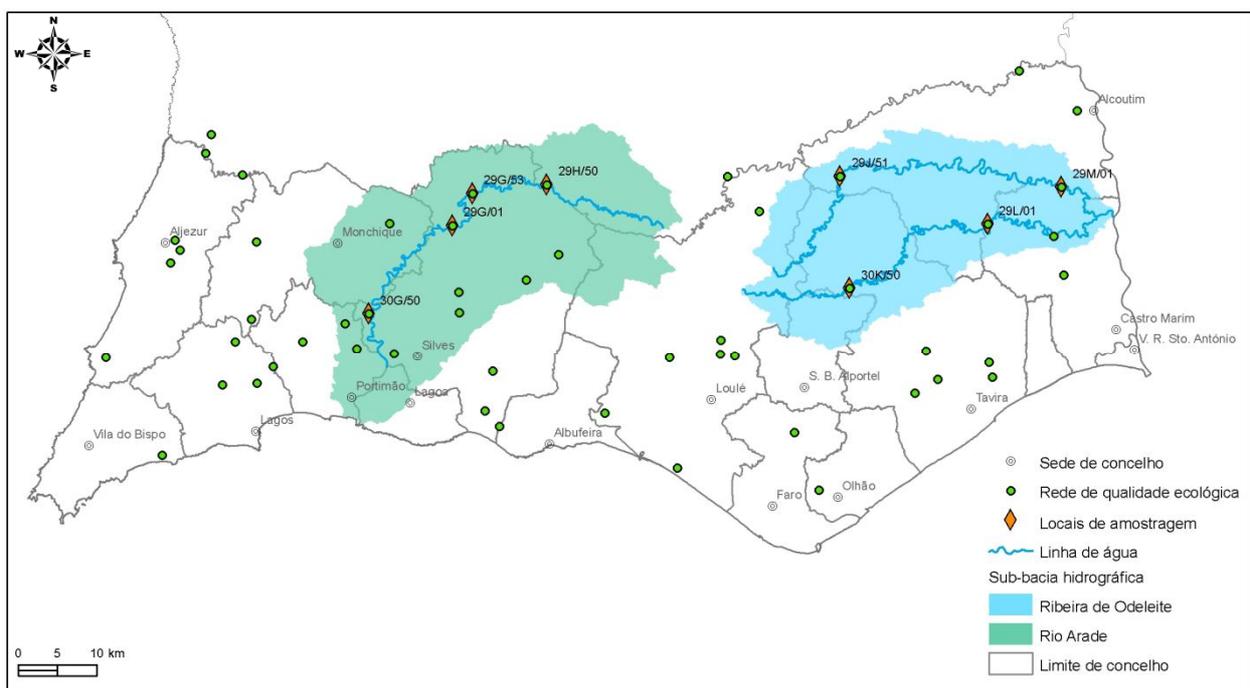


Figura 2 – Mapa do Algarve com as sub-bacias hidrográficas (realçadas a azul) de Odeleite e Rio Arade, linhas de água estudadas com pontos da rede e pontos de amostragem (ARH).

O troço escolhido incluía a unidade de transporte (fluxo turbulento) ao centro. Quando encontrada esta unidade de transporte, o troço amostrado estendia-se 25 metros para montante e 25 metros para jusante dessa unidade, abarcando as unidades de sedimentação (fluxo laminar ou sem fluxo) (Figura 3).



Figura 3 – Zona de transporte e de sedimentação no trecho do curso de água.

3.1.1. Metodologia INAG

Na metodologia proposta pelo INAG, após escolhido o trecho de amostragem, foi feita uma estimativa dos habitats presentes, e o número de arrastos realizado foi desenvolvido tendo em conta a representatividade dos habitats. Para efeitos da amostragem foram considerados 6 habitats diferentes. Estes substratos dividem-se em substratos orgânicos (2 habitats) e inorgânicos (4 habitats). Entre os substratos orgânicos foram considerados a flora aquática (macrófitos e algas) e a matéria orgânica particulada (MOP). Entre os substratos inorgânicos foram considerados os blocos, as pedras, o cascalho e as areias e silts, sendo estes diferenciados consoante a sua dimensão (Tabela 1). Foram realizados 6 arrastos bentônicos de 1 metro de comprimento por 0,25 metros de largura (largura da rede), com rede de mão (Figura 4), distribuídos pelos diferentes habitats existentes nas ribeiras. As amostras foram feitas em diferentes situações de hidrodinamismo, unidade de transporte e de sedimentação.

Tabela 1 - Dimensões dos diferentes substratos inorgânicos amostrados.

Substrato	Dimensões
Blocos	>256 mm
Pedras	64 - 256 mm
Cascalho	2- 64 mm
Areia e silts	<2 mm



Figura 4 – Rede de mão para amostragens.

As amostras foram recolhidas de jusante para montante. No caso de substratos de pedras, cascalho e areias, a abertura da rede foi colocada contra o sentido da corrente e o sedimento foi removido com os pés, de modo a que os organismos fossem arrastados pela corrente para o interior da rede. Para substratos com dimensões superiores, como os blocos, a remoção dos organismos foi feita através da lavagem dos blocos para o interior da rede. Para os macrófitos, a amostragem foi feita através do varrimento vertical dos macrófitos para o interior da rede. Para não haver colmatação da rede, esta era despejada quando houvesse acumulação de sedimento.

O conteúdo da rede foi colocado num tabuleiro no qual foi feita uma pré-triagem em campo das amostras para remover o material mais grosseiro. De seguida o material amostrado foi armazenado em frascos de plástico com boca larga. As amostras foram fixadas com álcool a 70%, pois as amostras foram de seguida observadas, e os frascos devidamente identificados e guardados.

Para além da recolha de macroinvertebrados foram anotadas a profundidade da água, a largura média do curso de água, o tipo de corrente e a presença de espuma e cheiro. O tipo de corrente foi definido como, sem corrente, reduzida, moderada, rápida e muito rápida (Figura 5). No entanto, não foi observado nenhum troço com corrente muito rápida.

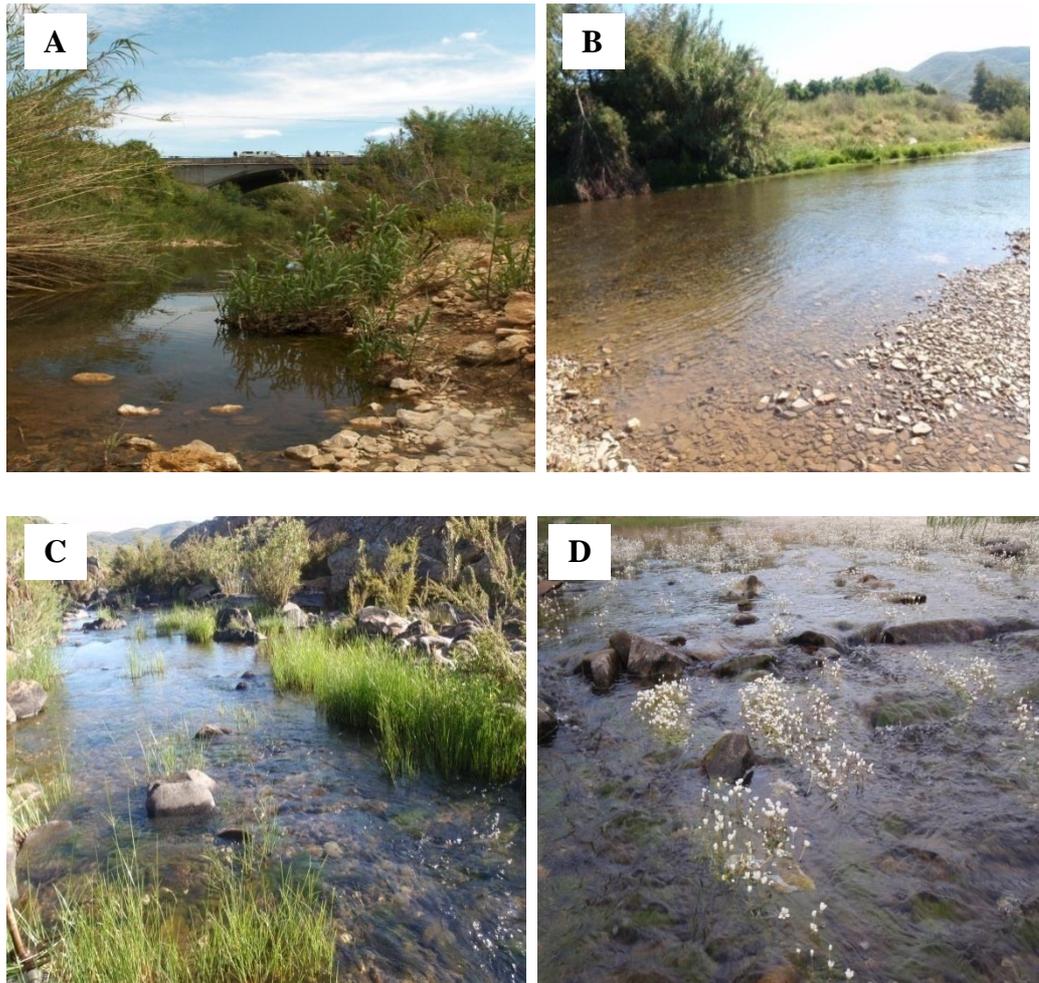


Figura 5 – Diferentes tipos de corrente: sem corrente (A), com corrente reduzida (B), com corrente moderada (C) e com corrente rápida (D).

3.1.2. Metodologia “Habitats”

Para esta metodologia foi feita uma estimativa dos habitats existentes, sendo estes os mesmos considerados na metodologia do INAG. Em ambas as metodologias a área de amostragem foi conservativa correspondendo a uma área varrida de $1,5 \text{ m}^2$ ($6 \times 0,25 \text{ m}^2$). Ou seja, foram realizados 6 arrastos bentônicos distribuídos de forma igual pelos diferentes habitats, independentemente da representatividade dos habitats. Por exemplo, sendo o trecho de amostragem representado por pedras e cascalho seriam realizados 3 metros de arrasto para cada habitat, independentemente da sua representatividade. Esta metodologia foi desenvolvida para se verificar se as famílias escolhiam preferencialmente um determinado habitat. Neste sentido foi esperado verificar se, em circunstâncias em que a percentagem de um determinado habitat é reduzida (não chegando para a realização de 1

arrasto de acordo com o protocolo INAG) a estimativa dos índices biológicos (da qualidade da água) seria afectada, uma vez que estes são fortemente condicionados pela presença/ausência de famílias e consequentemente pelos respectivos valores a atribuir para cada família de macroinvertebrados de acordo com a sua sensibilidade ou tolerância (Tabela 2, Anexo 1). O processo de amostragem foi idêntico ao utilizado para a metodologia INAG.

3.2. Processamento laboratorial

O material recolhido foi lavado no laboratório, com água corrente, para remover o excesso de álcool e o sedimento fino, com um crivo de 0,5 mm para evitar perda de organismos. Para a triagem foram utilizados dois crivos, um com 0,5 mm e outro com 4 mm, para facilitar a retenção de sedimentos e/ou fragmentos vegetais de dimensões superiores, que depois de serem bem lavados foram removidos. Em seguida o material foi colocado num tabuleiro de plástico com água, onde foi feita a recolha dos organismos com o auxílio de uma pinça. Os organismos foram conservados em álcool a 70%, dentro de fracos de plástico devidamente etiquetados, com a data, o número da saída e o habitat.

Os organismos foram posteriormente quantificados e identificados até à família (Tabela 1, Anexo 1), com o auxílio de uma lupa binocular e das seguintes chaves de identificação: Croft (1986); Friday (1988); Harker (1989) e Tachet, *et al.* (1996).

4. Análise de dados

Para os diferentes pontos amostrados foram estimados os seguintes índices ecológicos: abundância total e relativa (por ordem taxonómica), diversidade da comunidade de macroinvertebrados através do índice Shannon (Shannon, 1948) e do índice Simpson (Simpson, 1949); número total de famílias; Equitabilidade (Pielou, 1966). O índice de Shannon mede o grau de incerteza em prever a que espécie pertence um indivíduo escolhido ao acaso, sendo que quanto maior o índice maior a diversidade; o índice de Simpson representam a probabilidade dos organismos pertencerem a espécies diferentes, sendo por isso a diversidade maior quanto maior o valor do índice; o índice de equitabilidade mostra se os indivíduos estão distribuídos uniformemente entre as espécies (Begon et al, 1990).

Para testar a existência de diferenças estatísticas ao nível ecológico entre ribeiras, habitats e métodos de amostragem (INAG e “Habitats”) foi utilizada a análise de variância de uma via (ANOVA). Estas análises apenas foram efectuadas quando todos os pressupostos estatísticos se verificaram: as amostras, provêm de populações com distribuição normal ii) a variância distribuí-se de forma homogénea entre amostras iii) as amostras foram recolhidas ao acaso, i.e., as amostras são independentes (Zar, 1996). Quando estes pressupostos não se verificavam, foi utilizado o teste não paramétrico de Krustal-Wallis (K-W), ANOVA on Ranks. Os replicados para cada ribeira foram os dados correspondentes aos diferentes pontos de amostragem, por ribeira. De forma a comparar as duas metodologias, os dados dos habitats foram agrupados para se obter a mesma área de amostragem entre as metodologias.

Diferenças na composição estrutural dos macroinvertebrados bentônicos entre ribeiras, habitats e as duas metodologias utilizadas em campo (INAG e “Habitats”) foram analisadas através de estatística não-paramétricas multivariada. Os métodos utilizados foram o Cluster, que consiste no agrupamento das amostras com maior similaridade entre si, e a análise MDS (Multi Dimensional Scaling), que permite converter a dissimilaridade das amostras em distâncias. Nas análises MDS as amostras com maior similaridade encontram-se mais próximas no espaço, ao contrário das dissemelhantes que estão mais afastadas. As análises Cluster e MDS basearam-se na matriz dos coeficientes de similaridade, após a transformação dos dados para a presença ausência. Os valores de similaridade foram estimados através do método de similaridade de Bray & Curtis (1957). Para testar a existência de diferenças estatísticas na estrutura da comunidade entre as ribeiras, os diferentes habitats (ao nível de famílias e ordens) e as duas metodologias em estudo foram realizadas Análises de Similaridade (ANOSIM).

Todas as análises estatísticas foram realizadas nos softwares PRIMER 5 (Clark & Warwick, 1994) e Sigmastat 3.5.

A comparação entre as duas metodologias foi realizada com base no pressuposto de que:

- os taxa seleccionam preferencialmente os habitats (selectividade de habitat);
- a distribuição dos taxa é independente da ribeira;
- a área mínima amostrada por habitat é suficiente para caracterizar o habitat amostrado ($\geq 1\text{m}^2$ como proposto no protocolo INAG).

O estudo entre metodologias foi assim desenvolvido no sentido de saber se a distribuição do esforço de amostragem por percentagem de habitat (metodologia INAG) não favorece a perda de informação de dados (taxa) e conseqüentemente da estimativa das métricas utilizadas para a determinação do estado ecológico das massas de água. Por exemplo, se um dado habitat em campo não apresenta percentagem mínima para realizar um arrasto (5%) resultará numa situação em que algumas famílias, que habitam nesse mesmo habitat não sejam recolhidas durante a amostragem.

O índice IBMWP é calculado através do somatório dos valores associados a cada família, relacionados com a sua tolerância à poluição (tabela com os scores para cada família em anexo). Este índice é classificado através de classes que variam de águas não contaminadas a águas fortemente contaminadas e apresentam uma coloração associada, para uma melhor visualização ao nível dos mapas (Tabela 2).

Tabela 2 - Classes de qualidade da água, valores de IBMWP correspondentes, significado desse valor e cor de mapeamento (adaptado de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988)).

Classe	Valor	Significado	Cor
I	>101	Águas muito limpas Águas não contaminadas	Azul
II	61 – 100	São evidentes alguns efeitos de contaminação	Verde
III	36 – 60	Águas contaminadas	Amarelo
IV	16 – 35	Águas muito contaminadas	Laranja
V	<16	Águas fortemente contaminadas	Vermelho

O índice IPTIs é calculado através da fórmula:

$$\text{IPTIs} = \text{N}^\circ \text{ de famílias} \times 0,4 + \text{EPT} \times 0,2 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,2 + \text{Log} (\text{Sel. EPTCD} + 1) \times 0,2$$

Onde:

EPT = número de famílias que pertencem às Ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.

IASPT = ASPT Ibérico, corresponde ao IBMWP dividido pelo número de famílias.

$\text{Log (Sel. EPTCD)} = \text{Log}_{10} \text{ de } 1 + \text{soma dos indivíduos que pertencem às famílias Chloroperlidae, Nemouridae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Philipotamidae, Elmidae, Leuctridae, Limnephilidae, Sericostomatidae, Dryopidae, Athericidae.}$

No cálculo deste índice são realizados dois passos de normalização, um antes da multiplicação das métricas pelos factores de ponderação, e outro após o somatório das métricas ponderadas para que o valor final venha expresso em Rácios de Qualidade Ecológica (EQR). O primeiro passo de normalização é realizado através do quociente entre o valor observado e o valor de referência, que variam conforme o tipo de rio a que corresponde o ponto de amostragem. O segundo passo de normalização é realizado através do quociente entre o valor esperado e o de referência, que neste caso refere-se aos diferentes tipos de rios e aos valores de fronteira entre as classes de qualidade em EQR (Tabela 3).

Tabela 3 – Valores de referência e valores de fronteira para os diferentes tipos de rios do Sul de Portugal, e cores associadas a cada EQR realçadas nas respectivas classificações (Adaptado de INAG, I.P, 2009b).

Tipos de rios	Valor de referência	Exc./Bom (EQR)	Bom/Raz. (EQR)	Raz./Med. (EQR)	Med./Mau (EQR)
Pequena Dimensão	0,99	0,95	0,70	0,47	0,23
Média-Grande Dimensão	0,98	0,97	0,72	0,48	0,24
Montanhosos do Sul	0,99	0,82	0,56	0,38	0,19

5. Resultados

Através da observação sensorial dos locais amostrados não se verificou a presença de cheiros potencialmente associados a poluição, não foi evidente a presença de cor na água e também não se detectou espuma em nenhum dos pontos.

As percentagens de habitat nas diferentes ribeiras encontram-se na figura 6. É possível observar que, nas três ribeiras, o habitat com maior percentagem é pedra, seguido de macrófitos. A areia e a matéria orgânica particulada (MOP) contribuíram com uma menor percentagem. É de referir que em campo foi possível observar que não existe uma clara separação dos habitats pedra e cascalho que se encontram sempre associados.

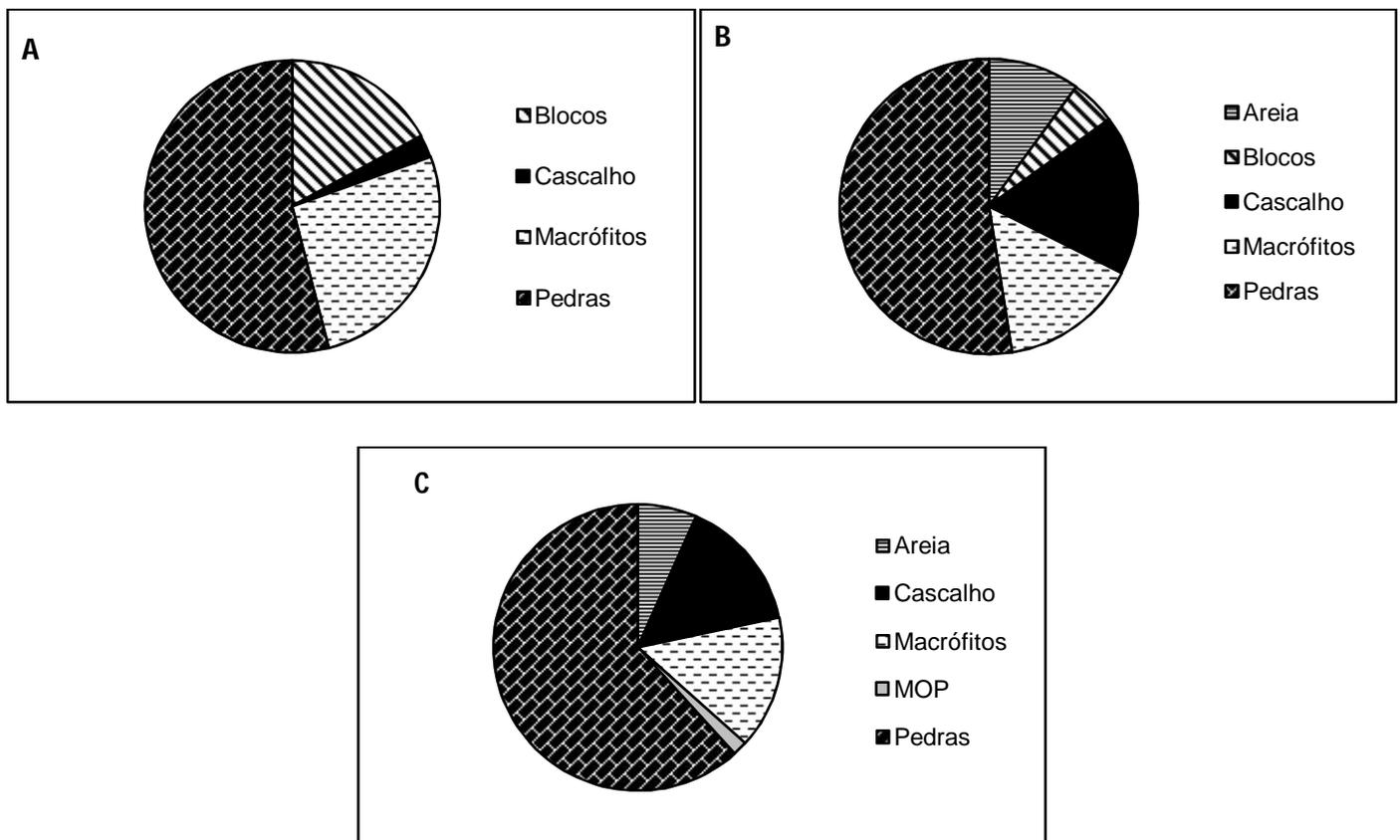


Figura 6 - Percentagens de habitats presentes nas ribeiras de Foupana (A), Odeleite (B) e Odelouca (C).

A análise de cluster mostra que existe uma similaridade superior a 85% entre as ribeiras de Foupana e Odeleite, ao nível da percentagem de habitats. A ribeira de Odelouca apresenta uma

menor similaridade relativamente às ribeiras anteriores (Figura 7). No entanto, a comunidade de macroinvertebrados, ao nível da percentagem de habitats para os diferentes pontos amostrados, não apresenta diferenças estatísticas entre as ribeiras (ANOSIM: $R = 0,11$; $P = 0,68$).

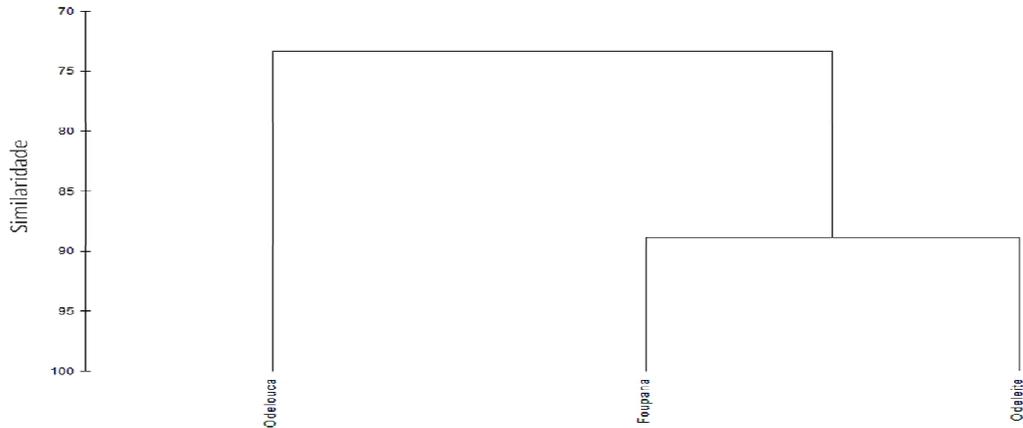


Figura 7 – Cluster relativo à percentagem de habitats para as ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite.

5.1. Comparação entre ribeiras (dados da metodologia INAG)

A ribeira de Odelouca apresentou um máximo de 18 famílias sendo a média $17 \pm 1,73$. Para as ribeiras da Foupana e Odeleite, o máximo foi 16 famílias com uma média de $14,5 \pm 2,12$.

Na figura 8 estão representadas as abundâncias relativas das diferentes ordens de cada ribeira. Pelo gráfico pode-se observar que as ordens mais abundantes nas três ribeiras são as Díptera e Ephemeroptera. Os Díptera, no entanto destacam-se no caso da ribeira da Foupana, e os Trichoptera na ribeira de Odelouca. A Ordem Plecoptera também é muito abundante na ribeira de Odelouca.

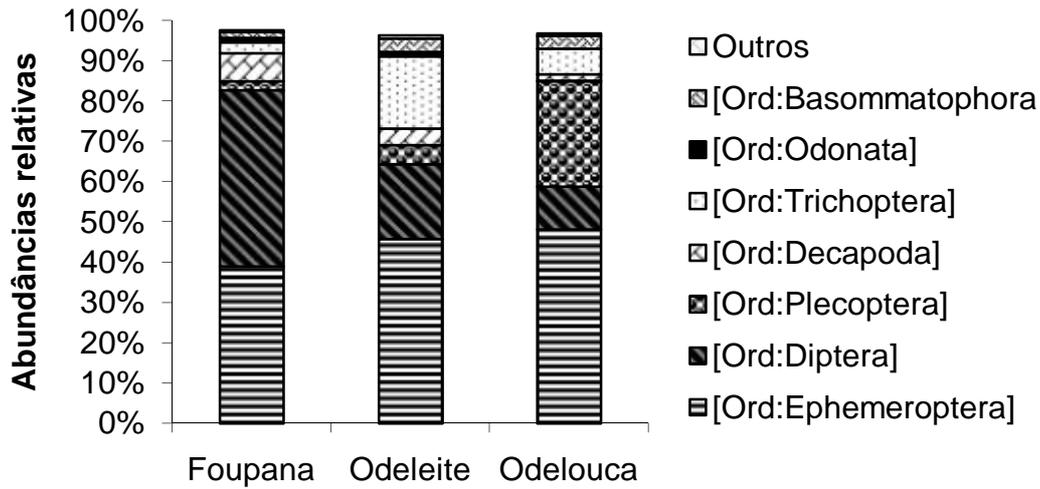


Figura 8 – Abundância relativa das ordens presentes nas ribeiras de Foupana, Odeleite e Odelouca.

A análise de cluster ao nível das ordens entre as três ribeiras mostra uma similaridade superior a 85% entre as ribeiras de Foupana e Odelouca. A ribeira de Odeleite apresenta uma menor similaridade em relação às outras ribeiras (Figura 9). No entanto, em termos estatísticos, não existem diferenças entre as ribeiras ao nível das ordens de macroinvertebrados (ANOSIM: $R = 0,001$; $P = 0,44$).

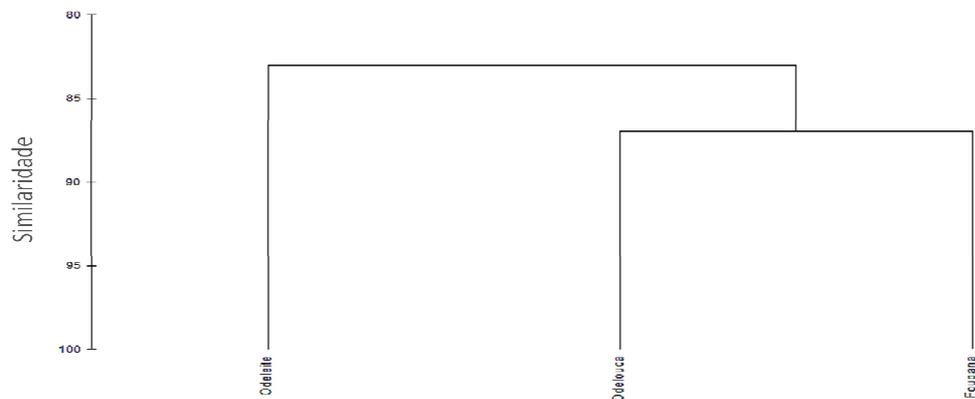


Figura 9 – Cluster relativo às ordens presentes nas ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite.

Análise univariada

Na figura 10 está representado o número de famílias (INAG) para as ribeiras de Foupana, Odeleite e Odelouca e os respectivos índices biológicos. Pela análise dos gráficos verifica-se que a

ribeira de Odelouca apresenta o maior número de famílias relativamente às três ribeiras estudadas. As ribeiras de Odeleite e Foupana apresentam um número de famílias semelhante. Em termos dos índices ecológicos de Shannon (H') e Simpson ($1-\lambda$), as ribeiras de Foupana e Odeleite apresentam valores superiores em relação à ribeira de Odelouca. Para o índice de Equitabilidade, a ribeira de Odeleite apresenta valores superiores do que as outras ribeiras. No entanto, em termos estatísticos, as diferenças para os diferentes índices calculados não foram significativas (ANOVA_S: $P = 0,34$; ANOVA_{H'}: $P = 0,68$; ANOVA_{Simp}: $P = 0,67$; ANOVA_{J'}: $P = 0,60$).

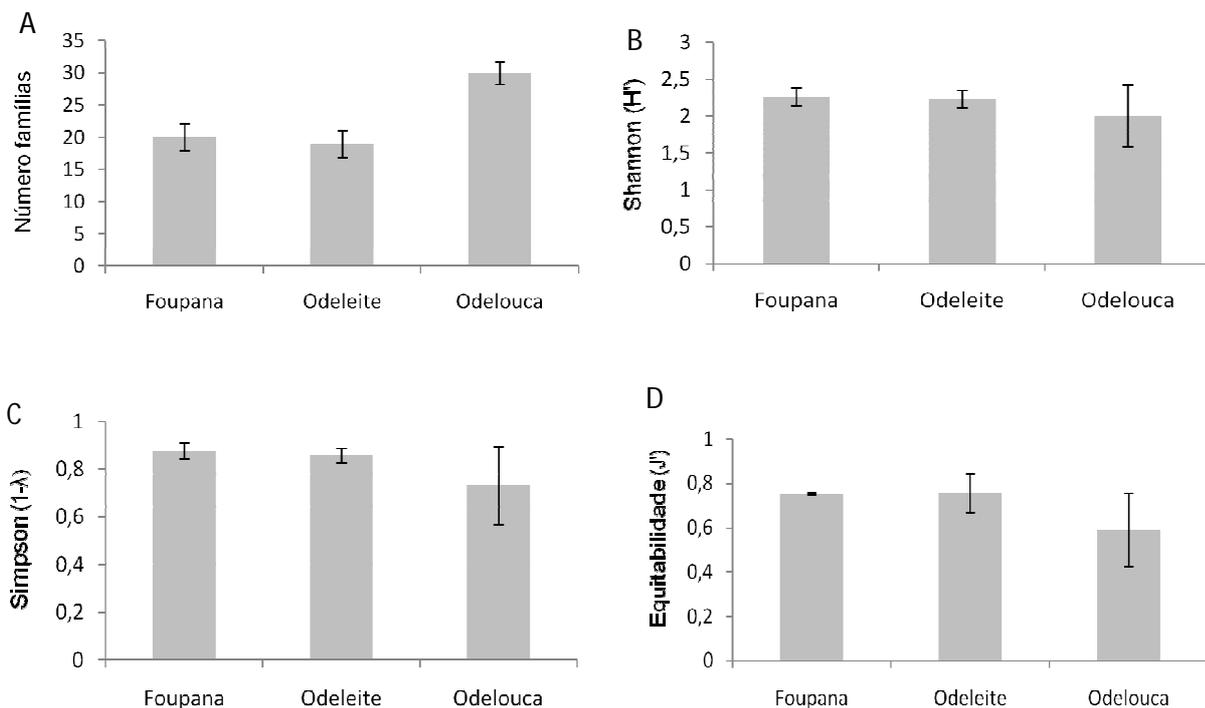


Figura 10 – Número de famílias (A), índice de Shannon (B), índice de Simpson (C) e índice de equitabilidade (D) para as ribeiras de Odelouca, Odeleite e Foupana.

Análise multivariada

A análise de cluster mostra uma similaridade maior entre as ribeiras da Foupana e Odelouca, ao nível do número de famílias. A ribeira de Odeleite apresenta menor similaridade relativamente às duas ribeiras anteriores (Figura 11). No entanto, estas diferenças não são tão evidentes nas análises de MDS (Figura 12), uma vez que os diferentes pontos de amostragem, independentemente das

ribeiras, não se encontram agrupados por ribeiras no espaço. De facto, a estrutura da comunidade não variou em termos estatísticos entre as diferentes ribeiras (ANOSIM: R=0,38; P=0,5).

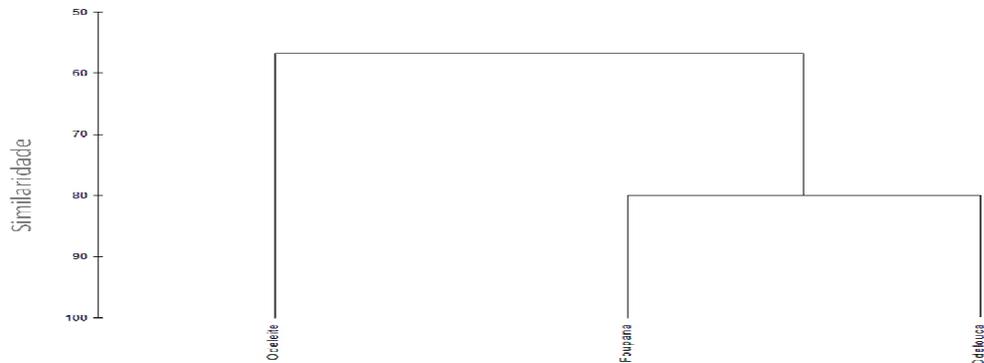


Figura 11 – Cluster relativo à estrutura da comunidade de macroinvertebrados para as ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite.

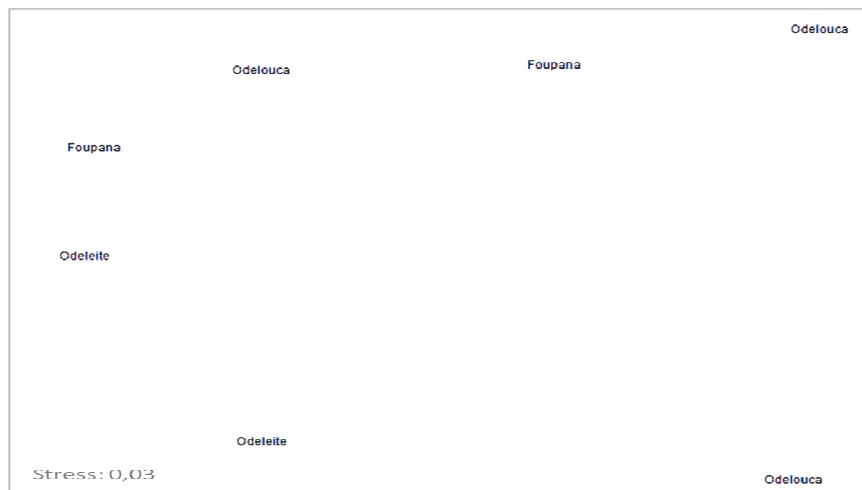


Figura 12 – MDS relativo à estrutura da comunidade de macroinvertebrados para as ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite.

5.2. Comparação entre habitats

Em média o número de famílias para o habitat areia foi 7 ± 0 , para os blocos foi $13 \pm 2,82$, para o cascalho foi $12 \pm 1,73$, para os macrófitos foi $11,6 \pm 4,20$, para a MOP foi 10 ± 0 e para as pedras foi $13 \pm 1,82$.

Na figura 13 estão representadas as ordens mais abundantes nos diferentes habitats das ribeiras de Foupana, Odeleite e Odelouca. Em todos os habitats as ordens mais abundantes são as Díptera e Ephemeroptera. A Ordem Decapoda é muito abundante na matéria orgânica particulada e nas macrófitos. Os odonatos apresentam maior abundância na matéria orgânica particulada.

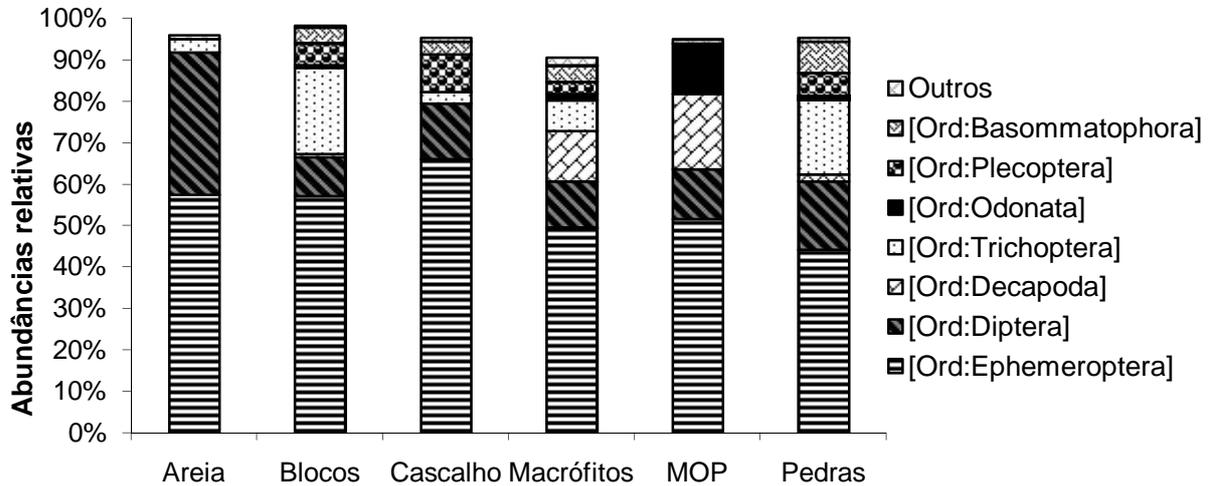


Figura 13 – Abundância relativa das ordens presentes nos diferentes habitats.

A análise cluster relativa às ordens entre habitats mostra uma maior semelhança entre os habitats blocos e macrófitos, seguidos dos habitats pedra e cascalho, sendo que o habitat areia apresenta menor similaridade com os restantes habitats (Figura 14). No entanto não existem diferenças em termos estatísticos (ANOSIM: $R = 0,22$; $P = 0,29$).

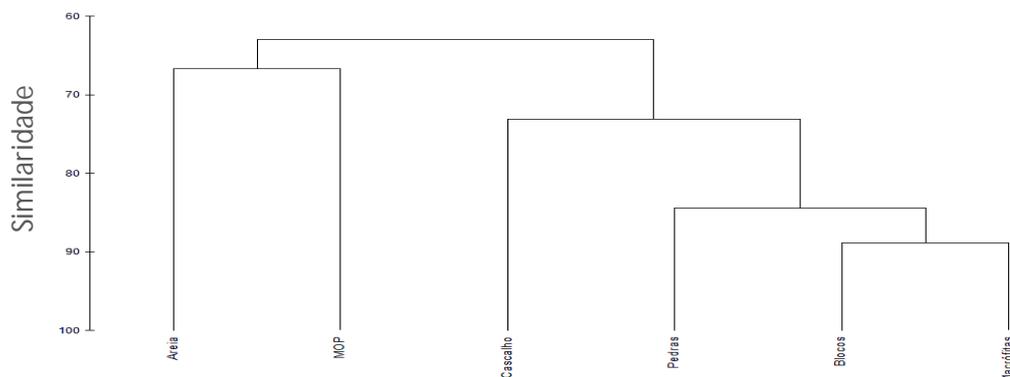


Figura 14 – Cluster relativo às ordens existentes nos diferentes habitats.

Análise univariada

Na figura 15 está representado o número de famílias presentes nos diferentes habitats. Os habitats areia e matéria orgânica particulada apresentam um menor número de famílias, na ribeira de Odelouca. Na ribeira da Foupana, os blocos e o cascalho apresentam um menor número de famílias. Na ribeira de Odeleite, o número de famílias do habitat blocos é semelhante ao habitat pedras e macrófitos. Quando se agrupam os dados médios por habitat pode-se observar que, graficamente (Figura 15. D), de uma forma geral, o número de famílias é superior nos habitats macrófitos e pedras. No entanto, em termos estatísticos estas diferenças não são significativas (K-Ws: $P = 0,40$)

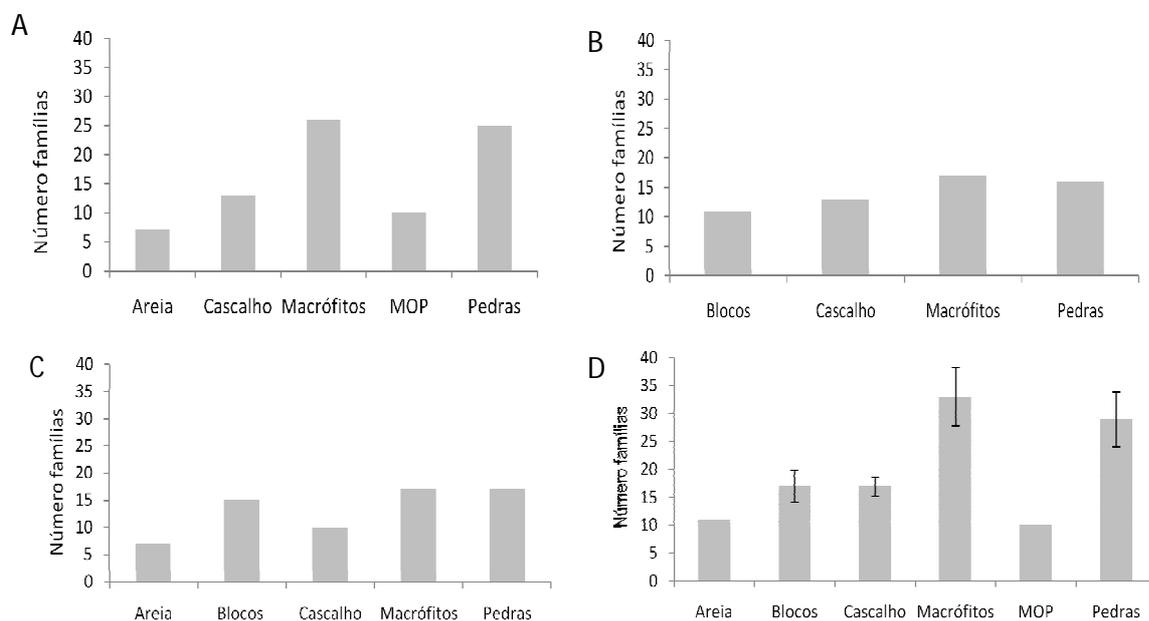


Figura 15 – Número de famílias das ribeiras de Odelouca (A), Foupana (B), Odeleite (C) e para os dados agrupados (D).

Na figura 16 estão representados os índices de Shannon (H') e o índice de Simpson ($1-\lambda$). Pode-se observar que, para ambos os índices, na ribeira de Odelouca a diversidade é inferior na areia, sendo que os outros habitats apresentam valores superiores. Na ribeira da Foupana, os macrófitos apresentam um valor menor que os restantes habitats. Na ribeira de Odeleite, o cascalho é o habitat que apresenta uma menor diversidade em relação aos restantes habitats. No gráfico da figura 16. D estão os valores médios dos índices das três ribeiras agrupados, e pode-se observar que os menores valores de diversidade estão associados aos habitats de areia e MOP. No entanto, não se verificam diferenças estatísticas na diversidade entre habitats (ANOVA H' : $P = 0,19$; ANOVA $Simp$: $P = 0,17$).

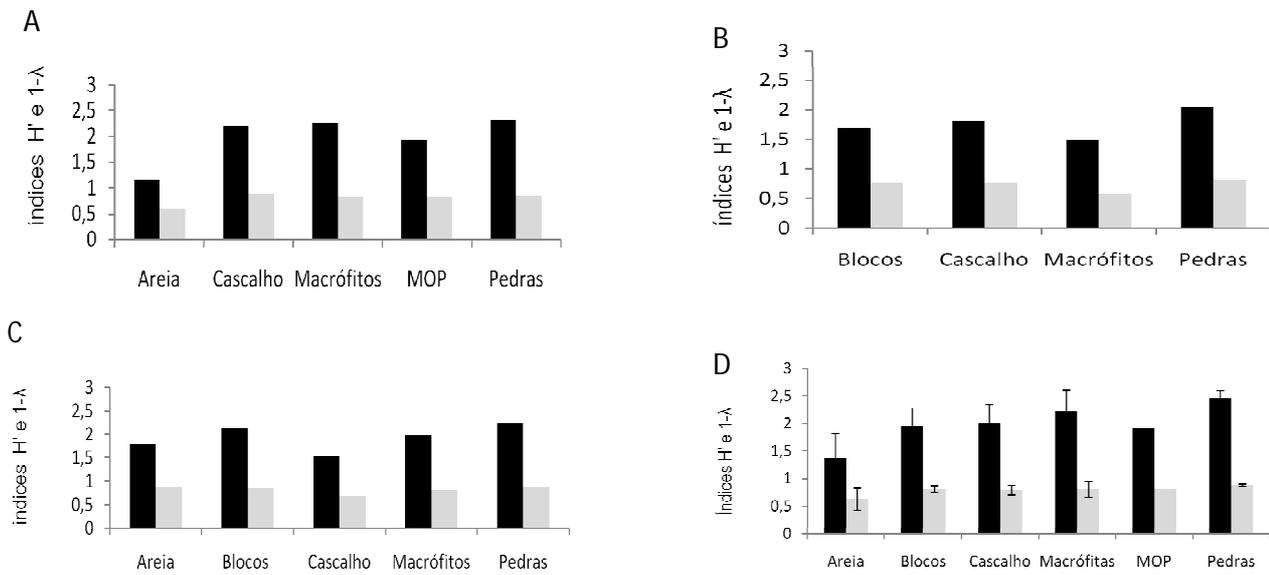


Figura 16 – Índice de Shannon (H') (preto) e índice de Simpson ($1-\lambda$) (cinzento) para as ribeiras de Odelouca (A), Foupana (B), Odeleite (C) e para os dados agrupados (D).

Na figura 17 encontram-se os valores de Equitabilidade (J') para os diferentes habitats. Pode-se observar que, para a ribeira de Odelouca, o valor do índice é menor para o habitat areia. Na ribeira da Foupana, este valor é menor nos macrófitos. Na ribeira de Odeleite, o valor do índice é menor no cascalho, relativamente aos outros habitats. De uma forma geral não existe um padrão que indique que a equitabilidade varie especificamente de acordo com os habitats. De facto, no gráfico 17. D pode-se observar valores semelhantes para todos os habitats, o que é comprovado em termos estatísticos, uma vez que não existiram diferenças deste índice entre habitats (ANOVA J' : $P = 0,20$).

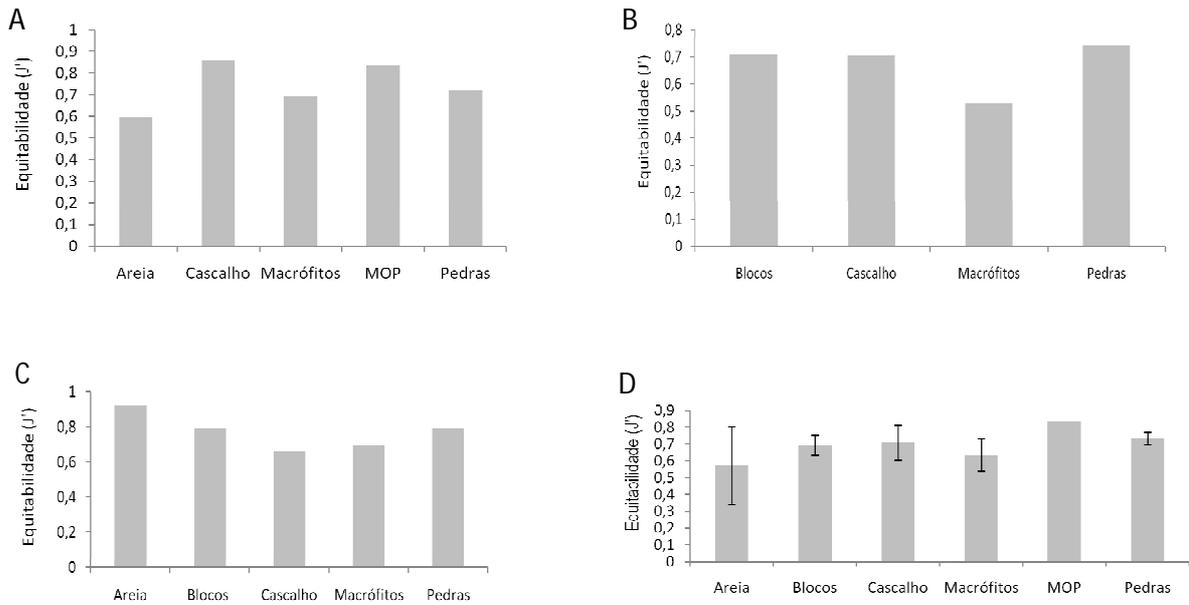


Figura 17 – Índices de Equitabilidade (J') para as ribeiras de Odolouca (A), Foupana (B), Odeleite (C) e para os dados agrupados (D).

Análise multivariada

A análise de cluster (Figura 18) mostra uma similaridade (média) maior entre os habitats macrófitos e pedras e entre os habitats cascalho e areia. A matéria orgânica particulada apresenta uma menor similaridade com os restantes habitats. No entanto estas diferenças não são evidentes no MDS (Figura 19), uma vez que não há nenhum padrão que separe os habitats por grupos distintos. De facto, a estrutura da comunidade não variou entre os diferentes habitats (ANOSIM: $R=0,4$; $P=0,36$).

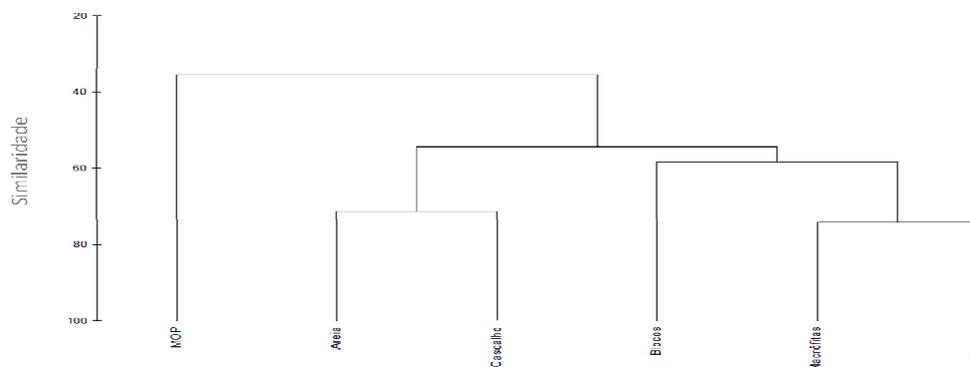


Figura 18 – Cluster, com similaridades médias, relativo à análise da estrutura da comunidade por habitats.

5.3. Comparação entre metodologia INAG e metodologia “Habitats”

5.3.1. Índices ecológicos

O valor máximo e mínimo para o número de famílias quando agrupados os dados por habitat (6 m²) foi de 36 e 24, sendo a média $36 \pm 6,24$. Para a metodologia INAG, os valores máximo e mínimo foram de 30 e 10, sendo a média $23 \pm 6,08$.

Apesar de se poder observar na figura 20 que a metodologia “Habitats” apresenta valores médios do número total de famílias (S), do índice de Shannon (H'), do índice de Simpson (1-λ) e da Equitabilidade (J') superiores aos da metodologia INAG, em termos estatísticos os valores dos índices para as duas metodologias não diferiram (ANOVA_S: P = 0,299; ANOVA_{H'}: P = 0,187; ANOVA_{1-λ}: P = 0,318; ANOVA_{J'}: P = 0,499).

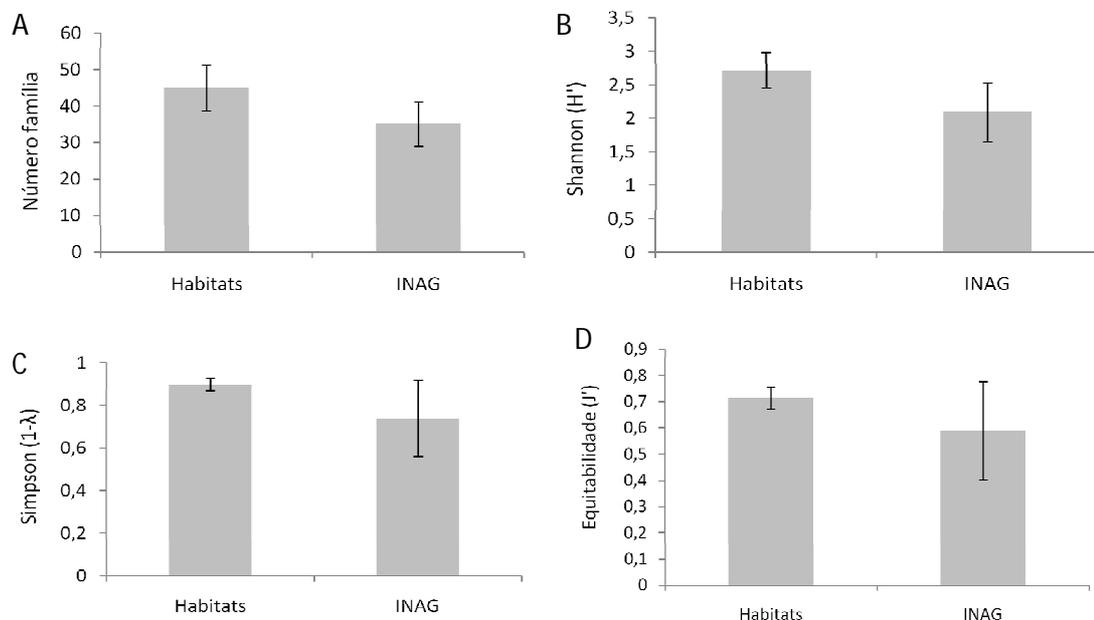


Figura 20 – Número de famílias (A), índice de Shannon (H') (B), índice de Simpson (1-λ) (C) e Equitabilidade (J') (D) para as metodologias “Habitats” e INAG.

Análise multivariada

A análise de cluster (Figura 21) mostra que existe uma similaridade superior a 75 % entre as duas metodologias, o que não é evidente na análise MDS (Figura 22) que não mostra nenhum padrão que separe as metodologias por grupos distintos. De facto, não existem diferenças entre as duas metodologias em termos estatísticos (ANOSIM: R= 0,11; P = 0,8).

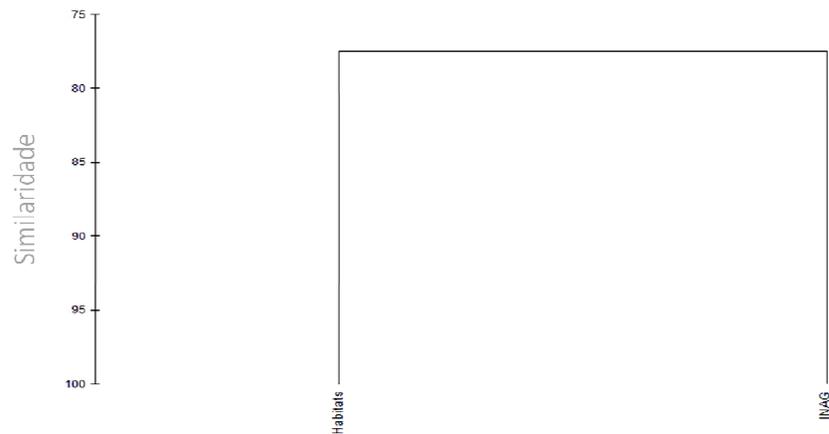


Figura 21 – Cluster, com similaridade média dos valores agrupados por metodologia, para as metodologias estudadas.

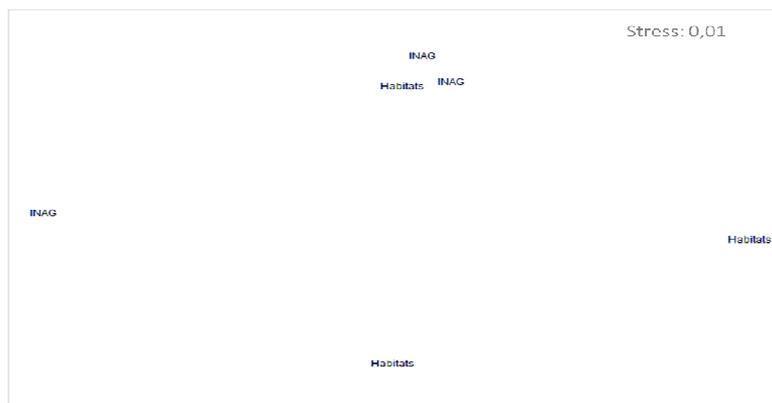


Figura 22 – MDS relativo às duas metodologias estudadas, para os dados agrupados por metodologia.

5.3.2. Índices bióticos

Existe uma tendência em ambos os índices ecológicos que mostra que a metodologia “Habitats” apresenta valores iguais ou superiores relativamente à metodologia INAG (Figura 23). Para o ponto 30K/50 esta tendência é mais evidente, existindo diferenças nas classificações entre as metodologias (Tabela 4). Os valores para os habitats foram ligeiramente inferiores no caso do IPTIs em apenas 2 pontos (Figura 23. B)

Tabela 4 – Valores dos índices bióticos (IBMWP e IPTIs) para ambas as metodologias e correspondentes classificações.

Código	Metodologia	IBMWP	Classe	IPTIs	EQR
29M/01	Habitats	99	II	0,844	Exc./Bom
	INAG	81	II	0,752	Exc./Bom
29L/01	Habitats	82	II	0,761	Exc./Bom
	INAG	73	II	0,660	Bom/Raz.
29J/51	Habitats	103	I	0,797	Exc./Bom
	INAG	103	I	0,781	Exc./Bom
30K/50	Habitats	133	I	0,898	Exc./Bom
	INAG	90	II	0,688	Bom/Raz.
29G/01	Habitats	106	I	0,874	Exc./Bom
	INAG	96	II	0,896	Exc./Bom
29H/50	Habitats	133	I	0,829	Exc./Bom
	INAG	94	II	0,726	Exc./Bom
29G/53	Habitats	96	II	0,699	Exc./Bom
	INAG	93	II	0,862	Exc./Bom

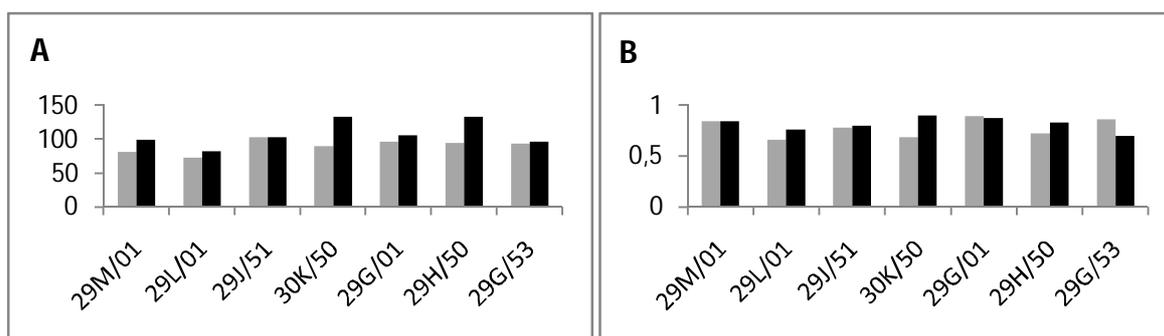


Figura 23 – Índices IBMWP (A) e IPTIs (B) relativos às metodologias INAG (cinzento) e “Habitats” (preto).

5.4. Índices bióticos (qualidade de água e estado ecológico)

O índice IBMWP apresenta valores compreendidos na classe II para as três ribeiras amostradas, excepto no ponto 29J/51, da ribeira de Foupana em que o valor do índice indicou que a qualidade da água está representada na classe I. Para o índice IPTIs, a ribeira de Odeleite apresenta valores de qualidade da água bons e razoáveis, e as outras ribeiras apresentam valores excelentes e bons (Tabela 4 e Figura 24). Em termos gerais, ambos os índices caracterizam os pontos amostrados como sendo de boa qualidade, sem contaminação.

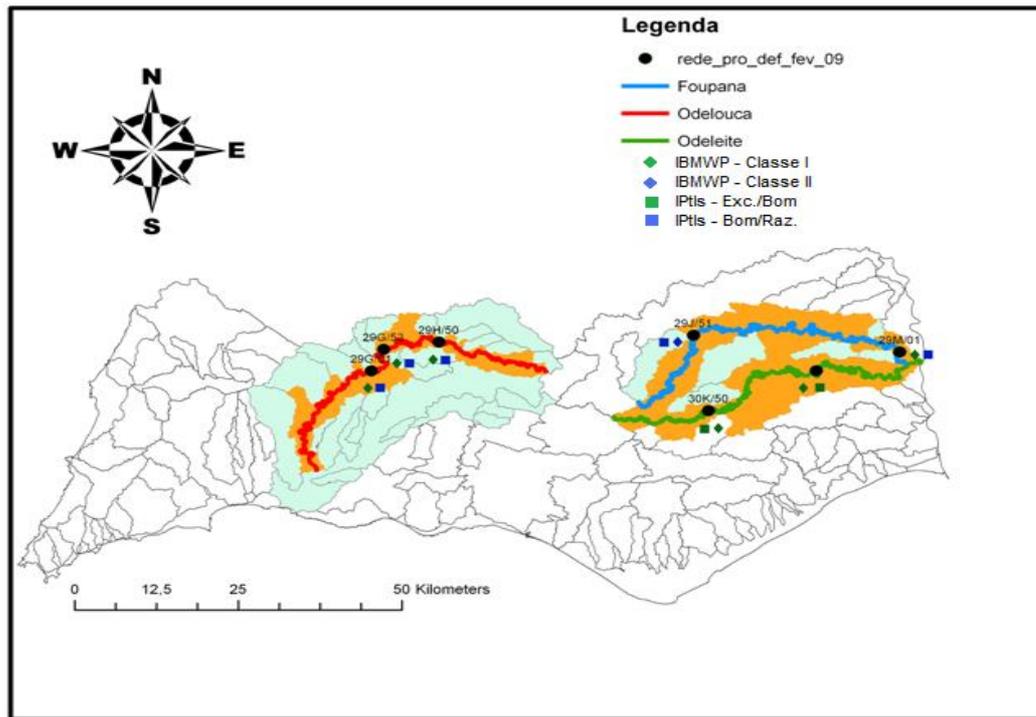


Figura 24 – Mapa das bacias hidrográficas, respectivas linhas de água estudadas, e resultados dos índices IBMWP e IPTIs (ARH).

6. Discussão

A Directiva Quadro da Água reconhece que os ecossistemas de água doce são uma parte essencial do ciclo hidrológico e que necessitam protecção e monitorização (Hughes, 2005). Neste estudo foi realizada uma avaliação biológica da qualidade da água, utilizando os macroinvertebrados, pois estes têm sido importantes para o desenvolvimento de índices bióticos (Duran, 2006) e constituem, actualmente, uma ferramenta bem aceite para avaliar o estado ecológico das comunidades (Flinders *et al*, 2008). Os índices bióticos reflectem os distúrbios passados e presentes no local em estudo (Vieira *et al*, 1998).

Face às diferenças observadas, entre a ribeira de Odelouca e as ribeiras de Foupana e Odeleite, em termos geológicos, climáticos e de tipologia poderia esperar-se, dado que estes condicionam fortemente a estrutura das comunidades bentónicas (Gibson, 1994), diferenças entre ribeiras ao nível ecológico ou da composição da comunidade de macroinvertebrados. De facto, as comunidades de macroinvertebrados nas ribeiras são condicionadas por factores como a velocidade da corrente, que influencia o tipo de sedimento no fundo, a quantidade de areias depositadas (Nelson & Liebermann, 2002), a quantidade de oxigénio (Animoro & Ikomi, 2009) e o pH (Hughes *et al*,

2008). No entanto, quer em termos dos índices ecológicos ou da estrutura das comunidades não se verificam diferenças entre ribeiras. Os índices de diversidade, Shannon e Simpson ($1-\lambda$), o número de famílias, a equitabilidade e a análise de cluster (famílias e ordens) foram consensuais ao não identificarem diferenças entre ribeiras. Estas semelhanças podem verificar-se devido ao tipo de habitat disponível para os macroinvertebrados. Nas três ribeiras existe uma maior percentagem do habitat pedra. De facto, é de salientar que a composição estrutural dos macroinvertebrados, ao nível das percentagens de habitat, também foi semelhante para as três ribeiras. Apesar da maior similaridade entre as ribeiras da Foupana e de Odeleite, em relação à ribeira de Odelouca, não existem diferenças em termos estatísticos entre as ribeiras ao nível da composição por habitat.

As ribeiras possuem habitats heterogéneos que afectam a comunidade de macroinvertebrados. Face a isto, foi realizado um estudo neste trabalho para verificar se a comunidade de macroinvertebrados varia em função dos habitats. Segundo Collier *et al.* (1999), existe um aumento do número de macroinvertebrados em ambientes com elevada biomassa de macrófitos. No entanto, os índices de diversidade, Shannon e Simpson ($1-\lambda$), o número de famílias, a equitabilidade e a análise de cluster não identificaram diferenças na estrutura das comunidades de macroinvertebrados ao nível da família entre os diferentes habitats. Apesar disto, devem ser realizados estudos mais alargados neste assunto pois vários estudos mostram uma preferência dos macroinvertebrados pelo habitat macrófitos (Gregg & Rose, 1985). Os resultados obtidos devem ser considerados com prudência, pois é possível que organismos dentro das famílias estudadas possam obter relações diferentes com os vários factores/habitats (Marques, 1998). De facto, quando o nível taxonómico é mais baixo existe maior facilidade de estabelecer relações entre os organismos e as diferentes variáveis (Marques, 1998) e/ou habitats (Gregg & Rose, 1985). Desta forma, não se pode excluir que se venha a verificar diferenças entre habitats como já verificado noutros estudos, quando se utilizar um nível taxonómico mais baixo.

Outro estudo desenvolvido neste trabalho foi a comparação entre duas metodologias diferentes (INAG e “Habitats”). Este estudo foi desenvolvido para verificar se na metodologia INAG existe perda de informação que possa influenciar os índices ecológicos, uma vez que este método foi realizado tendo em conta a representatividade de habitats. No entanto, não foram identificadas diferenças entre as metodologias. Este estudo preliminar mostrou que não existe nenhum habitat que possa ser representativo de toda a comunidade de macroinvertebrados, e desta forma determinar o estado ecológico diminuindo o esforço de amostragem e tempo de laboratório através de uma amostragem mais específica e dirigida. Apesar de não existirem diferenças significativas entre as metodologias testadas é possível verificar-se uma tendência para valores sempre iguais ou superiores

nos valores dos índices no caso da metodologia “Habitats”. Desta forma, as duas metodologias podem diferir em termos de classificação dos diferentes pontos, como se verificou no ponto 30K/50. Face a isto, é possível que, para classificações de boa qualidade da água, a metodologia “Habitats” resulte em valores de índices maiores, aumentando conseqüentemente a classificação da qualidade da água. Desta forma, os estudos devem ser aprofundados, sendo de particular interesse verificar estas metodologias em locais onde a qualidade da água possa ser classificada como “má”. Tal permitiria observar o comportamento/resposta destes índices em situações de integridade ecológica reduzida.

Na maior parte dos rios e ribeiras, os invertebrados dominantes são as larvas de insecto, tais como Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Díptera, Chironomidae e Simuliidae; as libelinhas, pertencentes à família Odonata; os Coleoptera e os Hemiptera. Também podem ser encontrados indivíduos da Classe Annelida e da Classe Mollusca (Giller & Malmqvist, 1998). Tal como verificado para outras ribeiras da Península Ibérica (Coimbra *et al*, 1996), as ordens Ephemeroptera e Plecoptera apresentam uma maior abundância relativa nas três ribeiras estudadas. De facto, ao nível das ordens verificou-se que não existiram diferenças significativas entre as ribeiras. Tal pode ser relacionado com o facto de estas ordens, Ephemeroptera e Plecoptera, ocorrerem principalmente em ambientes com grandes percentagens de substratos de pedras e cascalho (Giller & Malmqvist, 1998). No entanto, não se observaram diferenças entre ordens relativamente aos habitats.

Os macroinvertebrados apresentam diferentes níveis de tolerância ao meio, por exemplo alguns organismos da Ordem Díptera e da Classe Oligochaeta são tolerantes a condições em que a qualidade da água é mais baixa, enquanto que as Ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são menos tolerantes a ambientes com baixa qualidade de água (Robinson, 2004). Face a isto, foi utilizado o índice IBMWP que atribui valores a cada família tendo em conta a sua tolerância à qualidade da água. Este índice está relacionado com a questão alimentar dos macroinvertebrados que depende da disponibilidade de matéria orgânica, sendo que reflecte a poluição orgânica da água (Ferreira *et al*, 1996). O outro índice utilizado, o IPTIs é um índice composto que considera o tipo de rios amostrado, sendo que é mais específico para cada local.

No entanto, a discussão em torno das métricas pode ser controversa. Os pontos amostrados na ribeira de Odelouca, segundo o índice IBMWP, estão classificados com a classe II, que significa que existem alguns efeitos de contaminação. Em relação ao índice IPTIs, estes pontos são classificados como sendo excelentes/bons. Nesta ribeira existe um ponto de descarga de ETAR (informação da ARH), entre os pontos 29G/53 e 29G/01, e várias suiniculturas localizadas nos afluentes da ribeira (Figura 2, Anexo 2). Isto pode explicar o facto de esta ribeira apresentar efeitos de contaminação,

apesar de que a informação sobre as suiniculturas presentes possa não reflectir a situação actual, pois esta informação é de 1998. Para a ribeira de Foupana, o índice IBMWP caracterizou os dois pontos amostrados de forma diferente, sendo o ponto 29J/51 classificado com classe I e o ponto 29M/01 classificado como classe II. O índice IPTIs classifica ambos os pontos como excelente/bom. Segundo Marques (1998), os pontos mais a montante costumam apresentar menor poluição, por existir ao longo do curso do rio uma degradação da qualidade da água devido à entrada de poluentes e matéria orgânica. Por isso, e como o ponto 29J/51 se localiza mais a montante que o outro ponto, este apresenta uma melhor qualidade da água. A ribeira de Odeleite é classificada com a classe II pelo índice IBMWP, e como bom/razoável pelo índice IPTIs. Não estão descritos pontos de descarga de ETAR nem de suiniculturas existentes nesta ribeira, porque estas informações foram obtidas no âmbito da elaboração do Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve, em 1998/1999, que não abrangia a ribeira de Odeleite (Figura 1, Anexo 2).

Como o índice IPTIs é um índice composto são utilizados outros índices no seu cálculo, como por o índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) que é a soma do número de famílias destas três ordens. O EPT é considerado um bom indicador para avaliar a qualidade da água, sendo que valores baixos deste índice podem indicar baixa qualidade da água (Robinson, 2004). É também utilizado para o IPTIs o índice IBMWP.

Segundo Furse *et al.* (1989) *in* Marques (1998) uma das desvantagens do índice IBMWP é o facto deste por vezes só representar o esforço de amostragem, pois reflecte-se no número de organismos amostrados. Por exemplo, um local que seja homogéneo devido às suas características físicas pode apresentar um valor do índice baixo e no entanto ter boa qualidade da água. Assim, o índice pode estar a reflectir características que influenciam a permanência das comunidades de macroinvertebrados e não só a qualidade da água. Para solucionar esta desvantagem devem ser realizadas análises químicas à água que permitem estabelecer relações entre os resultados do índice e o grau de poluição da água (Marques, 1998). Assim, a avaliação biológica de ser complementada com análises químicas da água ou então pode representar uma eficaz alternativa quando não existem dados químicos (Bascombe *et al.*, 1990). As avaliações da qualidade da água a partir de índices biológicos também podem ser complementadas com o método River Habitat Survey (RHS) (Hughes *et al.*, 2008). O método RHS utiliza características como a presença de vegetação ripícola, a heterogeneidade dos habitats e das correntes, que são importantes para a comunidade de macroinvertebrados. Este método foi utilizado por Hughes *et al.* (2008) e mostrou que forneceu informações essenciais sobre a qualidade do sistema de habitats no Mediterrâneo e também para a identificação de características ambientais responsáveis pelas alterações na comunidade de

macroinvertebrados. O RHS permite determinar várias métricas (variáveis explicativas) como o índice Habitat Quality Assessment (HQA) e o índice Habitat Modification Score (HMS). O índice HQA expressa diversidade de características naturais com interesse para os organismos ao longo do curso dos rios (nº de riffles; vegetação ripícola; nº de árvores). O índice HMS é uma medida que quantifica a modificação que os rios sofreram (ex: utilização do solo: estradas, zona agrícola, etc.) (Hughes *et al*, 2008).

A estrutura da comunidade das ribeiras estudadas está sujeita à influência de um clima Mediterrâneo, com um padrão de pluviosidade previsível (Hughes *et al*, 2008), em que durante os períodos de chuva ocorrem precipitações intensas e no verão as ribeiras podem secar (Fitas, 2008). As temperaturas elevadas e a diminuição de macrófitos resultam num aumento da actividade bacteriana o que reduz as concentrações de oxigénio dissolvido, o que resulta numa menor diversidade e alteração da estrutura das comunidades, pois poucos organismos estão adaptados a sobreviver nestas condições (Graça *et al*, 2004). No entanto, estas condições não se verificaram neste trabalho, uma vez que as amostragens foram realizadas no mês de Abril em que o caudal das ribeiras era elevado. De facto, a observação sensorial da água nos pontos amostrados não indicou a presença de cheiro, cor ou espuma, sendo estes potencialmente associados a poluição. Apesar da boa classificação obtida pelos índices bióticos nas três ribeiras estudadas, a aplicação deste trabalho, desenvolvido segundo a DQA, em ambientes com elevada sazonalidade, deve ter em conta este facto quando são estabelecidos os períodos de amostragem (Graça *et al*, 2004). Isto porque o resultado dos índices bióticos, em relação à qualidade da água, é influenciado por esta sazonalidade (Šporka *et al*, 2006).

7. Conclusão

- A comunidade de macroinvertebrados não variou entre as três ribeiras e entre habitats.
- A estrutura da comunidade e os índices ecológicos não variou entre as duas metodologias de amostragem em campo, pelo que se conclui que não existe perda de informação na utilização do protocolo do INAG. No entanto, a estimativa dos índices bióticos mostrou uma tendência para valores iguais ou superiores para a metodologia “Habitats”, ou seja o método de amostragem influencia a estimativa dos índices e a classificação das massas de água.

- No geral, os valores dos índices IBMWP e IPTIs classificam a água como sendo de boa qualidade. Desta forma, as ribeiras de Odelouca, Foupana e Odeleite podem ser consideradas em bom estado ecológico.

A avaliação biológica da qualidade da água deve ser complementada com análises químicas da água ou com o método River Habitat Survey, que considera as características importantes para os organismos e a quantificação das alterações que ocorrem nos rios.

Estudos mais alargados devem ser efectuados relativamente à escolha preferencial de habitats por parte dos macroinvertebrados, nestas ribeiras, uma vez que vários estudos revelam a escolha preferencial por parte dos macroinvertebrados, nomeadamente para o habitat macrófitos. Por último, deve-se aprofundar os estudos relativos à comparação das duas metodologias testadas, em termos da estimativa dos índices biológicos e da classificação final das massas de água, nomeadamente através do aumento do número de ribeiras e pontos de amostragem.

8. Referências Bibliográficas

- Abell, R. (2002). Conservation biology for the biodiversity crisis: a freshwater follow-up. *Conservation Biology*, **16**: 1435 -1437.
- Aguiar, F., Ferreira, M. (2005). Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation*, **32** (1): 30 – 41.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios, IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almeria, Vol. 2: 203-213.
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Roles, S., Sáinz-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M., Toro, M., Vidal-Abarca, M., Vivas, S., Zamora-Muñoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de rios mediterrâneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, **21** (3-4): 175 – 185.
- Alba-Tercedor, J., Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Armitage *et al.* (1983). *Limnetica*, **4**: 51-56.
- Armitage, P., Pardo, L., Furse, M., Wright, J. (1990). Assessment and prediction of biological quality. A demonstration of a british macroinvertebrate-based method in two Spanish rivers. *Limnetica*, **6**: 147 – 156.
- Animoro, F., Ikomi, R. (2009). Ecological integrity of upper Warri River, Niger Delta using aquatic insects as bioindicators. *Ecological indicators*, **9**: 455- 461
- Bakalem, A., Ruellet, T., Dauvin, J. (2009). Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological indicators*, **9**: 395 – 408.
- Barbosa, A. (2008). Decomposição foliar e macroinvertebrados aquáticos em um sistema lótico neotropical. Tese de Mestrado em Ecologia. Instituto de Biociências – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 83 pp.

- Bascombe, A., Ellis, J., Revitt, D., Shutes, R. (1990). Macroinvertebrate biomonitoring and water quality management within urban catchments. *Hydrological Processes and Water Management in Urban Areas*, **198**: 209 – 216.
- Begon, M., Harper, J., Townsend, C. (1990). Ecology: Individuals, populations and communities. 2nd ed. Blackwell scientific publications. 945 pp.
- Blijswijk, W., Coimbra, C., Graça, M. (2004). The use of biological methods based on macroinvertebrates to na Iberic stream (Central Portugal) receiving a paper mill effluent. *Limnetica*, **23** (3-4): 307 - 314.
- Camargo, J. (1993). Macroibenthic surveys as a valuable tool for assessing freshwater quality in the Iberian peninsula. *Environmental Monitoring and Assessment*, **24**: 71-90.
- Casaca, J., Henriques, M., Coelho, J. (2005). The impact of vertical refraction at local three-dimensional engineering control networks. Em: Sansò, F., Gil, A. (eds.), Geodetic Deformation Monitoring: from geophysical to engineering roles, International association of geodesy symposia. Springer. Spain.
- Chapman, D. (1996). Water quality assessments – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2nd ed. E&FN Spon. London. 651 pp.
- Clark, K. R., Warwick, R. M. (1994). Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural environment research council, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 144pp.
- Coimbra, C., Graça, M., Cortes, R. (1996). The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary mediterranean river. *Environmental Pollution*, **94**: 301 – 307.
- Collier, K., Champion, P., Croker, G. (1999). Patch-and reach-scale dynamics of a macrophyte-invertebrate system in a Nem Zealand lowland stream. *Hydrobiologia*, **392**: 89-97.

- Cortes, R., Ferreira, M., Oliveira, S., Oliveira, D. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*. **18**: 367-382.
- Couceiro, S., Hamada, N., Luz, S., Forsberg, B., Pimentel, T. (2006). Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* (primary research paper).
- Covich, A., Palmer, M., Crowl, T. (1999) The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *American Institute of Biological Science*, **49**: 1-9.
- Croft, P. (1986). A key to the major groups of British freshwater invertebrates. *Field studies*. **6**: 531 – 579.
- De Pauw, N., Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, **100**: 153 – 168.
- Directive 2000/60/EC, 2000. Water Framework Directive of the European Parliament and the Council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327, 1–72.
- Duran, M. (2006). Monitoring water quality using benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters of Behzat Stream in Turkey. *Polish Journal of Environmental Studies*, **15**: 709-717.
- Feio, M., Norris, R., Graça, M., Nichols. (2009). Water quality assessment of Portuguese streams: Regional or national predictive models? *Ecological Indicators*, **9**: 791-806.
- Fernandes, M.R., Ferreira M. T., Hughes S., Cortes R., Santos J., Pinheiro P. (2007). “Pré - classificação da Qualidade Ecológica na Bacia de Odelouca e sua Utilização em Directrizes de Restauro”. *Recursos Hídricos*, **28** (3): 15- 24.

- Ferreira, M., Cortes, R., Godinho, F., Oliveira, J. (1996). Indicadores da qualidade biológica da água aplicados à bacia do Guadiana. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Vol. 17, 13 pp.
- Finger, C., Querol, E. Utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do Arroio Salso de Cima, contribuindo para a conservação e gerenciamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Uruguai, Pampa Brasileiro. Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai - NUPILABRU, Uruguiana Disponível em: <http://www.pucrs.campus2.br/pesquisa/bpa/resumo2007/Utilizacao...Enrique.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2009.
- Fitas, S. (2008). Avaliação de pequenas barragens de terra na bacia hidrográfica da ribeira da Foupana. Trabalho de fim de curso em Engenharia dos Recursos Hídricos. Universidade de Évora, Évora.
- Flinders, C., Horwitz, Belton, T. (2008). Relationship of fish and macroinvertebrate communities in the mid-Atlantic uplands: Implications for integrated assessments. *Ecological Indicators*, **8**: 588-598.
- Friday, L. (1988). A key to the adults of British water beetles. *Field studies*. **7**: 1-151.
- Furse, M., Hering, D., Brabec, K., Buffagni, A., Sandin, L., Verdonshot, P. (2006). The STAR project: context, objectives and approaches. *Hidrobiologia*, **566**: 3 – 29.
- Gallo, E. (2003). The importance of stream invertebrates to riverine ecosystem function. *Ecology & Geomorphology of Streams: The Scott river study*. University of California, Davis. 17pp.
- Gessner, M., Chauvet, E. (1994). Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*, **75**(6); 1807 – 1817.
- Gibson, G.R. (1994). Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers (EPA-822-B-94-001). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Washington, DC.

- Giller, P., Malmqvist, B. (1998) The biology of streams and rivers. Oxford University Press, New York, 295 pp.
- Goldman, C., Horne, A. (1983). Lymnology, McGraw-Hill, Tokyo, Japan. 464 pp.
- Graça, M., Pinto, P., Cortes, R., Coimbra, N., Oliveira, S. Morais, M., Carvalho, M., Malo, J. (2004). Factors Affecting Macroinvertebrate Richness and Diversity in Portuguese Streams: a Two-Scale Analysis. *International Review of Hydrobiology*, **89**: 151-164.
- Gregg, W., Rose, F. (1985). Influences of macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia*, **128**: 45 – 56.
- Gullan, P. & Craston, P. (1994). The insects: An outline of entomology. Chapman & Hall, London, 491 pp.
- Harding, J., Benfield, E., Bolstad, P., Helfman, G., Jones III E. (1998). Stream Biodiversity: The Ghost of Landuse Past. Proceedings of the National Academy of Sciences. 95 pp.
- Harker, J. (1989). Mayflies. The Richmond Publishing Co. Ltd. Great Britain. 55pp.
- Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhauser, N., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R., Pinto, P., Skoulikidis, N., Verdonschot, P., Zahrádková, S. (2003). The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates – design of the sampling programme within the AQEM Project. *International Review of Hydrobiology*, **88**: 345-361.
- Hershey A., Lamberti G. (1998). Stream macroinvertebrate communities. In: Naiman, R.J and Bilby, R.E, editors. *River Ecology and Management-Lessons from the Pacific coastal ecoregion*. Cap.8: 169 – 199. New York: Springer-Verlag.
- Hughes, S. (2005). Application of the water framework directive to Macaronesian freshwater systems. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, **105B**: 185-193.

- Hughes, S., Ferreira, T., Cortes, R. (2008). Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **18**: 742-760.
- Hughes, S., Santos, J., Ferreira, M., Caraça, R., Mendes, A. (2009). Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure and function: evaluating the role of different organism groups. *Freshwater Biology*, **54** (11): 2383-2400.
- INAG, I.P. (1999). Plano da Bacia hidrográfica do Guadiana, Volume III - Análise III.1 - Caracterização Geral da Bacia Hidrográfica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG, I.P. (2006). Implementação da Directiva Quadro da Água 2000-2005. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG, I. P. (2008a). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva-Quadro da Água – Protocolo de amostragem de análise para os macroinvertebrados bentónicos. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG, I.P. (2008b). Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG, I. P. (2008c). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva-Quadro da Água – Protocolo de amostragem e análise para o fitobentos-diatomáceas. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG, I.P. (2009a). Questões significativas da gestão da água: região hidrográfica das ribeiras do Algarve. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

- INAG, I.P. (2009b). Ferramentas de avaliação de qualidade biológica - categoria rios: invertebrados bentônicos e fitobentos – diatomáceas. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- Jesus, T. (2006). Avaliação da qualidade biológica de ecossistemas aquáticos do norte de Portugal: comparação de resultados obtidos através da aplicação de diferentes índices. *Livro de resumos do V Congresso Ibérico sobre Planificação e Gestão da Água*, 16 pp.
- Marques, T. (1998). Os macroinvertebrados como indicadores biológicos da qualidade da água em sistemas sazonais mediterrânicos – A situação na bacia do Guadiana. Relatório de Licenciatura em Biologia Aplicada aos recursos Animais, ramo Terrestres. Faculdade de Ciências – Universidade de Lisboa, Lisboa. 39 pp.
- Nelson, S., Lieberman, D. (2002). The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento River, U.S.A. *Hydrobiologia*, **489**: 117 – 129.
- O’Connell, T., Jackson, L., Brooks, R. (1998). A bird community index of biotic integrity for the mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, **51**: 145-156.
- Palma, C.(2003). Estudo dos macroinvertebrados aquáticos da Reserva Natural do Paul do Boquilobo: Uma primeira abordagem. Relatório (Julho 2003). Boquilobo: Reserva Natural do Paul do Boquilobo/Instituto da Conservação da Natureza. 17pp.
- Peixoto, M. (2008). *Qualidade biológica da água do Rio Cávado*. Tese de Mestrado em Hidrobiologia. Faculdade de Ciências - Universidade do Porto, Porto. 125pp.
- Queiroz, J., Trivinho-Strixino, S., Nascimento, V. (2000). Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco. Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura e do Abastecimento.
- Resh, V., Brown, A., Covich, A., Gurtz, M., Li, H., Minshall, G., Reice, S., Sheldon, A., Wallace, J. Wissmar, R. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, **7**: 433 – 455.

- Revilla, M., Franco, J., Bald, J., Borja, A., Laza, A., Seoane, S., Valencia, V. (2009). Assessment of the phytoplankton ecological status in the Basque coast (northern Spain) according to the European Water Framework Directive. *Journal of Sea Research*, **61**: 60 – 67.
- Robinson, A. (2004). An Inventory of aquatic macroinvertebrates and calculation of selected biotic indices for the U.S. Army Atterbury reserve forces training area near Edinburgh, Indiana, September 2000–August 2002. U. S. Geological Survey, **5**: 24.
- Saunders, D., Meeuwig, J., Vincent, A. (2002). Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, **16**: 30 – 41.
- Smetacek, V. S. (1986). Impact of freshwater discharge on production and transfer of materials in the marine environment, The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems, (S Skreslet, ed) Springer, Berlin, 85-106 pp.
- Šporka, F., Vlek, H., Bulánková, E., Krno, I. (2006). Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, **566**: 543 – 555.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. e Usseglio-Polaterra P. 1996. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.
- Tatole, V. (2004). Benthic invertebrates – an estimation parameter for the surface water bodies. *Travaux du Muséum National d’Histoire Naturelle “Grigore Antipa”*. p. 345 – 358.
- Teixeira, A., Geraldes, A., Oliveira, J., Bochechas, J., Ferreira, M. (2008). Avaliação da qualidade ecológica de rios portugueses (Projecto AQUARIOPORT): síntese dos resultados referentes à análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, Congresso da Água. 9. p. 1-12.
- Townsend, C., Hildrew, A., Francis, J. (1983). Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. *Freshwater Biology*. **13**: 521 – 544.

- US EPA, (2002). Summary of Biological Assessment Programs and Biocriteria development for States, Tribes, Territories, and Interstate Commissions: Streams and Wadeable Rivers (EPA-822-R-02-048). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC.
- Vannote, R., Minshall, G., Cummins, K., Sedell, J., Cushing, C. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 130 – 137.
- Vieira, P. A., Ferreira M.T. & Albuquerque, A. J. C. (1998). Qualidade biológica das Ribeiras do Oeste. 4º Congresso da Água. Lisboa.
- Zamora-Muñoz, C., Alba-Tercedor, J. (1996). Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, **15** (3): 332 – 352.
- Zar, J.H., 1996. Biostatistics analysis. Department of Biological Sciences Northern Illinois. Prentice Hall international Editions.

9. Anexos

9. Anexo 1

Tabela 1 - Lista faunística de macroinvertebrados bentônicos identificados e respectiva Ordem.

Ordem	Família
Cl. Araneae	Não identificado ¹
Cl. Gastropoda	Ancylidae
	Lymnaeidae
	Physidae
	Planorbidae
Cl. Oligochaeta	Não identificado ²
Coleoptera	Chrysomelidae
	Dytiscidae
	Elmidae
	Gyrinidae
	Haliplidae
	Hydrophilidae
	Scirtidae
Decapoda	Atyidae
	Gammaridae
Díptera	Athericidae
	Ceratopogonidae
	Chironomidae
	Dixidae
	Dolichopodidae
	Limoniidae
	Simuliidae
	Tabanidae
	Tipulidae
Ephemeroptera	Baetidae
	Caenidae
	Ephemerellidae
	Heptageniidae
	Leptophlebiidae

	Potamanthidae
	Siphonuridae
Heteroptera	Corixidae
	Naucoridae
	Pleidae
Hirudinea	Erpobdellidae
Odonata	Aeshnidae
	Gomphidae
	Lestidae
	Libellulidae
Plecoptera	Capniidae
	Chloroperlidae
	Neumouridae
	Perlodidae
Trichoptera	Ecnomidae
	Hydropsychidae
	Leptoceridae
	Philopotamidae
	Polycentropodidae
	Uenoidae
Turbellaria	Dugesiiidae

1. Os organismos não foram identificados até à família. No entanto, estes organismos não são utilizados para os índices utilizados.
2. Os organismos não foram identificados até à família. No entanto, todos os organismos da Classe Oligochaeta possuem o mesmo valor no índice IBMWP.

Tabela 2 – Valores do índice IBMWP de cada família da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (adaptado de Alba-Tercedor, 1996).

Famílias	Valores
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae	10
Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae Prosopistomatidae Nemouridae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Thiaridae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Oligoneuriidae, Polymitarcidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, Caenidae Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyiidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae Notonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas las clases), Syrphidae	1

9. Anexo 2

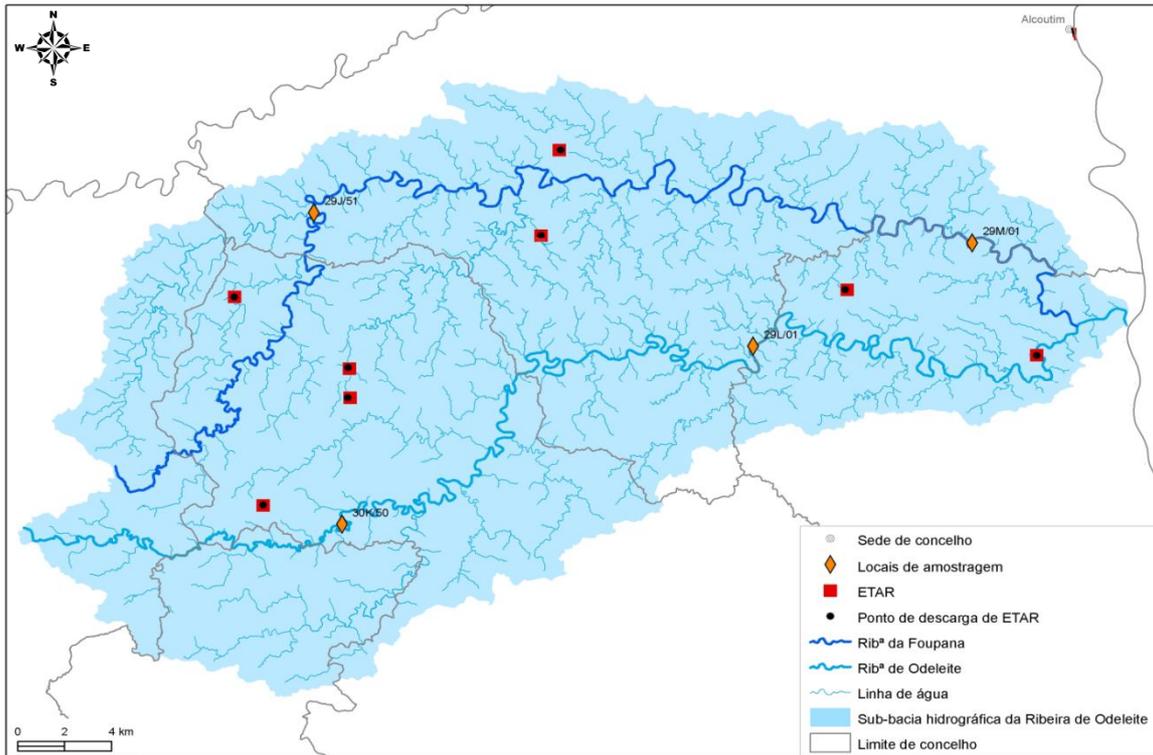


Figura 1 – Mapa da bacia hidrográfica da Ribeira de Odeleite, com linhas de água estudadas e informações relativas às localizações de ETAR e seus pontos de descarga (ARH).

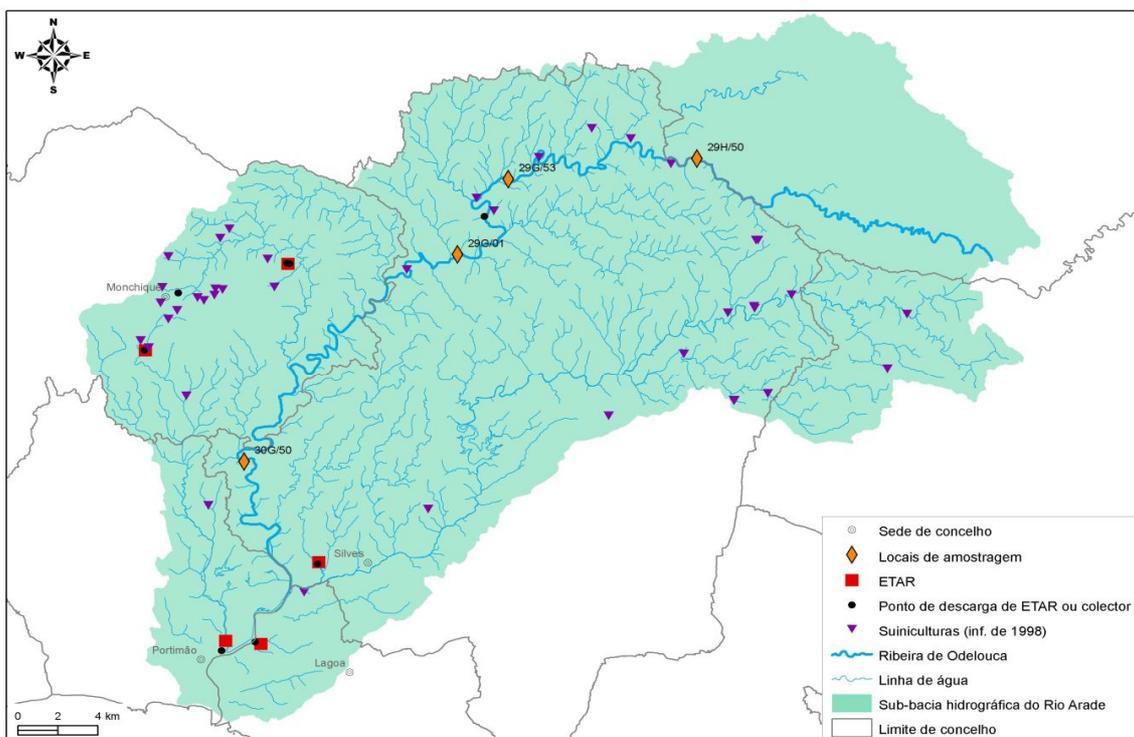


Figura 2 – Mapa da sub-bacia hidrográfica do Rio Arade, com ribeira de Odelouca e informações sobre a localização de ETAR e suiniculturas (1998) (ARH).

9. Anexo 3

Folha 1. Identificação/caracterização do local de amostragem

Data: _____

Nº da saída de campo: _____

Código Estação: _____ Coordenadas: i) Longitude _____
 ii) Latitude _____

Nome: _____

Curso de água: _____

Bacia Hidrográfica: _____

Localização (proximidade a pontos de referência; dist. Ponte):

Amostragem: hora início: _____ hora fim: _____

Nome do Inventariador/Equipa: _____

Condições atmosféricas (afectaram a amostragem):

Arrasto	Profundidade	Tipo corrente	Habitat
1			
2			
3			
4			
5			
6			

Largura Média: _____

Cor: _____

Cheiro: _____

Espuma _____

N.º página: _____

Figura 3 – Ficha de caracterização do local de amostragem

Folha 2. Identificação/caracterização do local de amostragem

Tabela habitats

	Habitats	Dimensão	Escala empírica
Habitats Inorgânicos	Blocos	> 256 mm	> Folha A4
	Pedra	64 – 256 mm	Ovo < Pedras < folha A4
	Cascalho	2 – 64 mm	Grão café < cascalho < ovo
	Areia; Silts; Argilas	< 2 mm	
Habitats Inorgânicos	Macrófitos Habitats e algas		
	Materia orgânica particulada grosseira (CPOM)		

Grau da corrente

Sem corrente	Ausência de fluxo de água
Reduzida	O fluxo de água não é suficiente para provocar ondulações superficiais (fluxo laminar)
Moderada	Ondulação superficial pequena, simétrica e com altura de aproximadamente 1cm
Rápida	Ondulação superficial (ondas estacionárias e ondas quebradas)
Muito rápida	Rápidos, em que o fluxo superficial é caótico com formação de espuma

	% cobertura	Arrasto	Unidade Sedimentação	Unidade Transporte
Blocos				
Pedra				
Cascalho				
Areia; Silts; Argilas				
Macrófitos e Algas				
MOP				

N.º página: ____

Figura 4 – Folha de caracterização dos diferentes habitats no local de amostragem