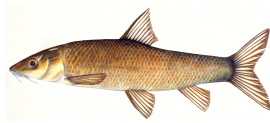
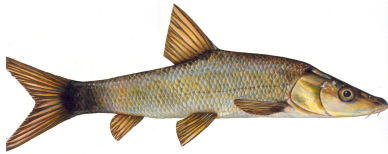




Departamento de Ecologia



**Padrões de Uso de Habitat da Ictiofauna
em Rios de Tipo Mediterrânico**



Maria Ilhéu



Évora, 2004

À minha mãe

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. João Bernardo, meu orientador. O seu entusiasmo e dedicação ao trabalho científico aliado à confiança que sempre depositou no meu trabalho, constituíram estímulo e ajuda fundamentais para a realização deste estudo. Pela seu apoio e orientação expresso o meu reconhecimento.

Ao Pedro Guilherme, que comigo trilhou momentos de desespero e glória em muitas jornadas de campo, de laboratório e de análise de dados.

À Manuela Morais, como colega e amiga, pelo apoio e solidariedade nas várias fases deste trabalho, particularmente nas questões relativas ao período de estio, tanto no trabalho de campo como na análise de dados e revisão do texto.

À Paula Matono, ao João Matos e à Chiara Benvenuto pelo apoio no trabalho de campo e nas longas horas de elaboração de matrizes de dados e tratamentos estatísticos.

Ao Santiago del Ser pela ajuda em múltiplas tarefas, e em particular pelo apoio na componente gráfica.

À Silvia Fernandes, à Luisa Sousa e à Ana Curto pela sua disponibilidade.

Aos meus colegas Ana Manuel Costa, João Bernardo e Pedro Anastácio pelo apoio de retaguarda na ministração de disciplinas partilhadas, particularmente durante a fase de redacção do trabalho e ainda especialmente à primeira pela ajuda na revisão do texto.

À Helena Alves e à Judite Alves pela cedência de documentação, particularmente bibliografia científica.

Ao Luís Dias e ao Paulo Pinto pelo aconselhamento no tratamento estatístico.

À D. Rita Menezes, D. Ana Teresa Mata e D. Fátima Mendes pela permanente colaboração e pela boa vontade que sempre manifestaram na realização de tarefas de secretariado e de laboratório respectivamente.

Ao Departamento de Ecologia pelo acolhimento e apoio na realização do trabalho de campo e laboratorial.

À Fundação para a Ciência e Tecnologia pela atribuição de uma bolsa de Doutoramento que possibilitou o início deste estudo.

À Paula Afonso Fernandes pela grande amizade, paciência e apoio constante na retaguarda e também pela revisão do texto.

À Ana Arnauld pela amizade, compreensão das ausências e pelo apoio na revisão bibliográfica.

Finalmente à minha família; ao Zéto, ao Afonso, ao Xavier, à minha mãe, à avô Rosa e avó Nascimento, que comigo partilharam arduamente este caminho. Pela sua dedicação e apoio constante, o meu maior e eterno agradecimento.

RESUMO

Foi objectivo do presente trabalho contribuir para o conhecimento da ecologia da ictiofauna de cursos de água de tipo mediterrânico, com ênfase nos padrões de uso de habitat. As variações sazonais do regime de escoamento de grande parte dos cursos de água mediterrânicos traduzem-se numa alternância entre ambientes lóticos (com escoamento) e lênticos (sem escoamento). Perante a complexidade dos processos que ocorrem nestes rios, pretendeu-se abordar o padrão de uso do habitat dos agrupamentos piscícolas considerando a respectiva variabilidade espaço-temporal.

Neste sentido procedeu-se à caracterização da estrutura dos agrupamentos piscícolas da rede hídrica do Guadiana e do padrão de distribuição das respectivas espécies, dando ênfase aos factores ambientais de escala regional. À escala local, e relativamente ao período lótico, determinaram-se as curvas de probabilidade de uso das espécies nativas, em função da dimensão e estado de maturação, relativamente às principais variáveis físicas do habitat. A variação diária no uso do espaço foi também analisada em algumas espécies. Relativamente ao período lêntico, procedeu-se à caracterização da estrutura espacial e dinâmica dos agrupamentos piscícolas quando confinados a pegos. Finalmente examinou-se a influência das variações inter-anuais de escoamento na dinâmica entre espécies nativas e exóticas.

A estrutura e distribuição das espécies piscícolas demonstraram possuir uma forte dependência dos factores ambientais de larga escala, particularmente a ordem do curso e a área de drenagem. Estes factores reflectem as interacções entre a heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal dos cursos de água mediterrânicos. As variações regionais ictiofaunísticas decorrem também da existência de barreiras históricas à dispersão das espécies e dos processos de emigração-extinção e colonização.

As preferências de habitat das espécies indígenas evidenciam a importância da diversidade de habitat, com ênfase nas tipologias com escoamento turbulento – *riffles*. O padrão de uso do habitat expressa a forte relação entre a dimensão dos indivíduos e as variáveis com valor de protecção – *cover*. As espécies e indivíduos de pequena-média dimensão associam-se a habitats pouco profundos, com vegetação ou turbulência enquanto que os indivíduos maiores ocorrem em habitats mais profundos, com algum grau de associação a substratos de elevada granulometria. O padrão de variação diário na ocupação do espaço reflecte sobretudo as variações no uso do *cover*, e expressa a conjugação dos ciclos de actividade-reposo dos peixes em função da respectiva vulnerabilidade às interacções bióticas, sobretudo predação.

Durante o período de estio, os agrupamentos piscícolas estruturam-se fundamentalmente em função da ordem de curso, da dimensão dos pegos e respectivo grau de persistência. A diversidade de habitats e o volume dos corpos de água apresentam-se correlacionados com a riqueza e a diversidade piscícola, aumentando ambos de montante para jusante. A profundidade dos pegos determina fortemente a composição piscícola, nomeadamente quanto aos grupos de dimensão. Os pegos persistentes, de grandes dimensões, constituem refúgios estivais fundamentais para a sobrevivência dos espécimens de maiores dimensões. De um modo geral, os pegos com reduzidas dimensões e elevadas taxas de evaporação apresentam condições físico-químicas críticas para a ictiofauna, nomeadamente devido às sinergias que se estabelecem em situações extremas de temperatura e oxigénio dissolvido. É nestes pegos que se registam as maiores perdas populacionais, embora apenas se tenha registado ocorrência de mortalidade piscícola em pegos quase secos, evidenciando-se a grande resistência e capacidade de adaptação da fauna piscícola mediterrânica a ambientes austeros.

As variações inter-anuais e sazonais do regime de escoamento promovem grande dinamismo na configuração dos habitats, resultando em padrões de grande heterogeneidade no mosaico do habitat, o qual é fundamental para as espécies nativas. Por outro lado, os episódios de elevado escoamento desempenham um papel determinante no controlo das espécies exóticas e na manutenção da estrutura dos agrupamentos piscícolas.

PALAVRAS CHAVE ictiofauna, ecologia, habitat, rio Guadiana, cursos mediterrânicos

ABSTRACT

The aim of this study is to contribute to the understanding of the Mediterranean freshwater fish ecology, emphasising the habitat use patterns.

Extreme seasonal variations in flow regime are observed in many Mediterranean streams, which leads to alternating lotic (with flow) and lentic (no flow) environments. Considering the complex processes occurring in temporary streams, the patterns of fish habitat use should be assessed in different temporal and spatial scales.

The structure of the Guadiana fish assemblages and the distribution pattern of each species were characterised. Distribution at the catchment scale was related to the regional environmental factors. For native species, fish habitat relationships were described through probability of use curves for the most important physical variables, considering fish size and sexual maturation. Diel variation in habitat use was also evaluated for some native species. Fish assemblages patterns were analysed in dry-season stream pools to test the hypothesis that fish assemblages structure is related to environment gradients of habitat. Fish assemblages dynamics along summer was also studied. Finally the dynamics of fish assemblages in relation to the inter-annual environment variability was also analysed. Fish assemblages structure and species distribution are strongly influenced by large scale environmental factors, namely stream order. These factors reflect the interaction between habitat patches and flow variability. Historical barriers to fish dispersal as well as emigration-extinction and colonization processes are responsible for regional trends in species composition.

Habitat preferences of native species emphasise the importance of spatial heterogeneity patches, and especially turbulent flowing waters – riffles. Patterns of habitat use are strongly influenced by the combined effects of depth and structure. Smaller size specimens tend to occupy shallower habitats with some plant cover, while larger fish occur in deeper areas, frequently with instream boulders. Diel pattern in habitat use reflects mainly the variations of the “cover” value of some environmental variables. Fish strategy may be seen in the context of a strategy dealing with feeding, energy saving and predation (aquatic and terrestrial) avoidance.

In dry-season stream pools, fish assemblages are structured by physical factors such as channel size, pool depth and pool persistence. Habitat heterogeneity and pool size increase from upstream to downstream and present a positive correlation with species richness and diversity. Age/size structure and species composition were determined by pool depth. Deep persistent pools provide summer refugia from harsh environmental conditions, making possible the survival of larger fishes. Shallow and vanishing pools present critical physical-chemical conditions for fish due to the interaction of high water temperature and high dissolved oxygen concentrations and their extremely high daily variations. This type of pools presented the higher populations losses. Fish mortality was observed only in those desiccating pools with a few centimetres of water depth, which emphasises the high resistance and ability of this fish fauna to cope with harsh environmental conditions.

Seasonal and inter-annual environmental variability involves a spatial gradient of habitat changes resulting in a highly patchy and heterogeneous mosaic, which is essential to native fish. Furthermore, flood events play an important role by controlling the exotic fish species and maintaining fish assemblages complexity.

KEY WORDS: freshwater fish, ecology, habitat, Guadiana river, mediterranean streams

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. ÁREA DE ESTUDO	
2.1. FISIOGRAFIA GERAL	7
2.2. CLIMA E REGIME DE ESCOAMENTO	8
2.3. VEGETAÇÃO	11
2.4. FAUNA - AVES E VERTEBRADOS SUPERIORES	11
2.5. FACTORES ANTRÓPICOS	12
3. ICTIOFAUNA DA REDE HÍDRICA DO GUADIANA: ESPÉCIES E ESTRUTURA DOS AGRUPAMENTOS	
3.1. INTRODUÇÃO	15
3.2. MÉTODOS	17
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	
3.3.1. ESPÉCIES E RESPECTIVA ABUNDÂNCIA	24
3.3.2. ESTRUTURA DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS E DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES	27
3.3.3. ÍNDICE DE CONSERVAÇÃO ICTIOFAUNÍSTICA (ICI)	71
4. PADRÕES DE USO DO HABITAT	
4.1. INTRODUÇÃO	75
4.2. MÉTODOS	77
4.3. RESULTADOS	
4.3.1. PADRÕES DE USO DO HABITAT DA ICTIOFAUNA INDÍGENA	84
4.3.1.1. ANÁLISE MULTIVARIADA E SELECTIVIDADE POR MESO-HABITATS	84
4.3.1.2. PROBABILIDADES DE USO DAS VARIÁVEIS DE HABITAT	89
4.3.2. HABITATS REPRODUTIVOS	110
4.4. DISCUSSÃO	
4.4.1. PADRÕES DE USO DO ESPAÇO	115
4.4.2. HABITATS REPRODUTIVOS	124
4.4.3. IMPORTÂNCIA DOS <i>RIFLES</i> E DO <i>COVER</i>	128
5. VARIAÇÃO DIÁRIA NA OCUPAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS	
5.1. INTRODUÇÃO	131
5.2. MÉTODOS	132
5.3. RESULTADOS	
5.3.1. ABUNDÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIO-TEMPORAL DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS	135
5.3.2. COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA E RIQUEZA ICTIOFAUNÍSTICA DAS TIPOLOGIAS DE HABITAT	139
5.3.3. PROBABILIDADE DE USO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS PELOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS	142

INTRODUÇÃO GERAL

Os rios de tipo mediterrâneo caracterizam-se pela ocorrência de episódios sequências de cheia e de seca, sazonalmente previsíveis, que variam em frequência e intensidade em termos inter-anuais (Gasith & Resh, 1999). A distribuição da precipitação determina fortemente a distribuição anual do escoamento, o qual é, em grande parte dos cursos de água, extremamente sazonal, mantendo-se muito baixo ou nulo durante os meses de estio (Maio a Setembro). Esta situação conduz a um elevado dinamismo e heterogeneidade na estrutura e configuração dos habitats aquáticos, com expressão em diferentes escalas espaciais e temporais.

As necessárias adaptações ao carácter temporário dos cursos, com alternância de ambientes lóticos e lênticos, são determinantes na estruturação e dinâmica da respectiva fauna, conferindo-lhes características muito particulares. As comunidades bióticas destes ecossistemas estão, em certas medida, adaptadas a grandes variações ambientais naturais. No entanto, em situações de prolongamento ou intensificação da estiagem, nomeadamente através da implantação de aproveitamentos hidráulicos, a disponibilidade de água decresce significativamente. A diminuição de água dos cursos conduz à elevação do *stress* no *biota*, afectando-o significativamente. O acréscimo da mortalidade estival e as transformações na estrutura das comunidades bióticas como resultado do agravamento de constrangimentos ambientais justificam que também para os cursos temporários sejam definidos caudais ecológicos. Estes constituem regimes de caudais mínimos a manter nos cursos de água, de forma a assegurar a conservação e manutenção dos ecossistemas aquáticos naturais.

Sendo o caudal a variável independente central do ecossistema, os agrupamentos piscícolas constituem a variável com maior grau de dependência pelo que, sendo os mais sensíveis, apresentam o maior valor indicador relativamente às alterações do ecossistema.

O isolamento biogeográfico imposto pelos Pirinéus juntamente como carácter intermitente de muitos cursos de água faz com que a fauna piscícola dulceaquícola da Península Ibérica seja das mais peculiares da Europa, incluindo numerosos endemismos, particularmente da família Cyprinidae (Almaça, 1978), cujo número se eleva de Norte para Sul apresentando a sua expressão máxima no Rio Guadiana. Dada a sua importância em termos conservacionista, nos últimos anos, as populações piscícolas do sul de Portugal foram um objecto privilegiado de estudo (Godinho et al., 1997a; Horta et al., 1998; Godinho & Ferreira, 1998; Pires et al., 1999; Filipe et al., 2002; Magalhães et al., 2002a,b; Filipe et al., 2004). No entanto pouco estudos têm sido publicados sobre a selectividade das espécies nativas relativamente às variáveis de habitat (Grossman & Sostoa, 1987; Freeman et al., 1990; García de Jalón et al. 1997; Martínez-Capel & García de Jalon, 2002) particularmente em função das respectivas necessidades, nas diferentes fases do ciclo de vida. Esta abordagem tem sido desenvolvida sobretudo para espécies de salmonídeos através de curvas de preferência de habitat ou probabilidade uso das espécies relativamente às variáveis ambientais, as quais constituem um passo imprescindível para a determinação e aplicação do caudal ecológico (Bovee, 1982; Orth & Maughan, 1982; Bernardo & Alves, 1999).

Orth & White (1993) definem o habitat dos peixes como o lugar ou conjunto de lugares onde um espécimen, população ou agrupamento de espécies encontram as condições abióticas que necessitam para viver. No entanto a identificação dos factores que determinam o padrão de ocupação do espaço e a estrutura dos agrupamentos piscícolas tem sido muito controversa nas últimas décadas (ver Connell, 1978; Sousa, 1979; Grossman et al., 1982; Yant et al., 1984; Pearsons et al., 1992; Strange et al., 1992; Moyle & Light, 1996). Este debate tem servido para demonstrar que ambos os factores abióticos e bióticos são determinantes na resposta dos peixes, podendo mesmo actuar de forma simultânea e interactiva (Menge & Sutherland, 1987; Menge & Olson, 1990; Harvey, 1991).

A influência dos factores locais na organização espacial dos agrupamentos piscícolas encontra-se bem documentada no que respeita à importância das características do habitat (revisto em Matthews, 1998). Relativamente a ambientes sujeitos a variabilidade ambiental, as limitações abióticas do habitat aparentam ser particularmente importantes na estruturação dos agrupamentos piscícolas. As condições físicas e químicas adversas podem afectar directamente a distribuição e dinâmica das espécies ou provocar respostas como migrações sazonais (Grossman et al., 1982; Zalewski et al., 1990; Capone & Kushlan, 1991; Poff & Allan, 1995). Nos cursos de água instáveis, os factores abióticos, particularmente físicos, influenciam a organização dos agrupamentos em função do sucesso reprodutivo e das taxas de recolonização (Schlosser, 1987).

Actualmente, a estrutura e organização espacial das comunidades piscícolas é vista como o resultado de um conjunto complexo de mecanismos interactuantes, gerados a múltiplas escalas espaciais e temporais (Menge & Olsen, 1990; Ricklefs & Schluter, 1993; Cooper et al., 1998). Considera-se que a identidade, a abundância relativa e a distribuição das espécies são determinadas, não só pelas condições locais e interacções entre espécies, mas também, por constrangimentos ambientais de ordem regional e por processos históricos como a dispersão, especiação, migração e extinção (Ricklefs & Schluter, 1993; Pusey et al., 2000; Marsh-Matthews & Matthews, 2000). Nos cursos temporários, a descontinuidade espacial e temporal no sistema de corrente provavelmente acentua as respostas ao padrão hierárquico característico dos ecossistemas ribeirinhos (Frissell et al., 1986) e enfatiza a necessidade de conjugar escalas diferentes de espaço e de tempo.

A resposta das espécies ao período seco tem sido reconhecida como um dos factores mais importantes na estruturação dos agrupamentos piscícolas em cursos intermitentes (e.g. Resh et al., 1988; Poff & Ward, 1989; Fausch & Bramblett, 1991). No entanto, poucos estudos examinaram a dinâmica dos agrupamentos de cursos de água mediterrâneos face ao período de estio (Schlosser, 1982; Bain et al., 1988; Capone & Kushlan, 1991; Magalhães et al., 2002b). A estiagem é um evento previsível nos cursos mediterrâneos, ocorrendo anualmente no verão e início do Outono, mas pode apresentar marcadas variações de intensidade à escala multi-anual (Gasith & Resh, 1999). Este período envolve enormes alterações nos cursos que geralmente conduzem a um mosaico de habitat altamente heterogéneo, composto por massas de água residuais (pegos) em longos troços de leito seco. Durante este período, muitos agrupamentos piscícolas encontram-se em situações de grande confinamento onde são particularmente vulneráveis às condições ambientais adversas. O padrão de distribuição espacial e composição dos agrupamentos deverão estar altamente dependentes das estratégias de dispersão de cada espécie ou grupo e da disponibilidade de refúgios.

A relação dos agrupamentos piscícolas com o habitat é extremamente complexa (Hubert & Rahel, 1989). Se bem que a variabilidade temporal dos sistemas lóticos seja reconhecida como um factor determinante na organização espacial dos agrupamentos piscícolas (e.g. Resh et al., 1988; Reice et al., 1990; Townsend et al., 1997), o factor temporal tem sido analisado sobretudo à escala sazonal (e.g. Baras & Cherry, 1990; Bradley et al., 1993; Matthews et al., 1994; Pires et al., 1999; Lienesch et al., 2000). A variação na ocupação de habitat à escala diária é ainda insuficientemente conhecida, particularmente para espécies com baixo valor comercial ou desportivo (Clough & Ladle, 1997; Copp & Jurajda, 1999; Prenda et al., 2000). Aparentemente tem-se assumido que só são relevantes as actividades

que os peixes desenvolvem durante o dia, ou que não haverá diferenças significativas entre a ocupação do espaço durante o dia e a noite, o que não é aceitável, reconhecendo-se a importância dos ciclos diários de actividade - repouso (Helfman, 1993; Mathney & Rabeni, 1995).

A elevada variabilidade do regime de escoamento tem sido apontada como um factor que afecta a dinâmica dos agrupamentos piscícolas com implicações ao nível específico através dos seus efeitos sobre a estrutura de habitat e mortalidade e recrutamento das diversas espécies (e.g. Newcombe, 1981; Grossman et al. 1982, 1985; Ross et al., 1985; Matthews, 1986b; Meffe & Minckley, 1987; Resh et al., 1988; Godinho & Ferreira, 1998; Schlosser et al., 2000).

Considerando a crescente irregularidade do clima e as suas consequências no regime de escoamento dos cursos de água do sul de Portugal, as variações hidrológicas podem constituir factores chave na dinâmica entre espécies exóticas e indígenas. As reduções de caudal conferem aos meios lóticos mediterrânicos condições particularmente favoráveis para o desenvolvimento das populações de espécies exóticas de águas temperadas como é o caso de *Micropterus salmoides* (achigã), *Lepomis gibbosus* (perca-sol) (Godinho & Ferreira, 1998) e *Procambarus clarkii* (lagostim vermelho dos pântanos) (Ilhéu, 1996). Se as condições abióticas forem mais vantajosas para as espécies introduzidas, estas podem afectar o equilíbrio dos agrupamentos piscícolas com prejuízo da fauna nativa devido à intensificação dos processos interactivos, nomeadamente predação e competição (e.g. Fausch, 1998; Ross, 1991; Baltz & Moyle, 1993; Godinho & Ferreira, 1998; Collares-Pereira et al., 1998). Por outro lado, os múltiplos aproveitamentos hidráulicos acarretam geralmente alterações no regime de escoamento que conduzem a grandes modificações na estrutura dos habitats. A regularização dos cursos de água tem efeitos importantes ao nível das comunidades aquáticas, podendo mesmo por em causa a sua persistência, particularmente nos grupos mais sensíveis e importantes sob o ponto de vista conservacionista (Phillippart et al., 1988; Bonneto et al., 1989; Baker et al., 1991; Harris & Mallen-Cooper, 1994; Lucas & Frear, 1997; Aparicio & Sostoa, 1999). Nestas circunstâncias, torna-se particularmente importante investigar o papel que o regime de escoamento desempenha na dinâmica temporal e estruturação dos agrupamentos piscícolas de cursos mediterrâneos, particularmente na sua variabilidade a longo termo e considerando as elevadas variações inter-anuais.

OBJECTIVOS E ESTRUTURA DA TESE

Foi objectivo do presente trabalho contribuir para o conhecimento da ecologia da ictiofauna de cursos mediterrânicos, designadamente da bacia hidrográfica do rio Guadiana, com ênfase no padrão de ocupação de habitat.

Perante a complexidade dos processos que ocorrem nos rios temporários, pretendeu-se abordar o padrão de uso do habitat dos agrupamentos piscícolas considerando a sua variabilidade espácio-temporal. Esta abordagem foi desenvolvida em unidades particulares, pelo que a estrutura deste trabalho apresenta alguma heterogeneidade. Nesse sentido optou-se por conferir a cada unidade de investigação uma relativa individualização, integrando cada uma a sua própria introdução, metodologia, resultados e discussão.

O capítulo 1 corresponde à introdução, compreendendo uma síntese do estado actual dos conhecimentos sobre as questões em análise, bem como a justificação dos objectivos que lhe são subjacentes

O capítulo 2 inclui uma caracterização sumária da área de estudo, em termos do seu enquadramento fisiográfico, climático, hidrológico, faunístico e florístico e antropogénico.

No Capítulo 3 apresenta-se uma caracterização sumária da composição e estrutura dos agrupamentos piscícolas da bacia do rio Guadiana entre 1996 e 2000 assim como a distribuição das respectivas espécies, enfatizando-se os aspectos de escala regional, como a ordem de curso e área de drenagem.

No capítulo 4 determinam-se as preferências de habitat das espécies piscícolas indígenas em função da respectiva dimensão e estado reprodutivo através de curvas de probabilidade de uso das variáveis profundidade, velocidade da corrente, turbulência, substrato e cobertura vegetal. Neste capítulo pretendeu-se também avaliar quais as tipologias de habitat com maior valor para a fauna indígena.

No capítulo 5 aborda-se a variação da ocupação de habitat dos agrupamentos piscícolas em função do ciclo circadiano. Analisa-se especificamente a importância da heterogeneidade de habitats e respectivo valor de protecção na variação diária de uso do espaço das espécies piscícolas. Esta unidade de investigação foi desenvolvida apenas para o período em que os cursos de água apresentam escoamento e constitui uma primeira aproximação a esta questão.

No capítulo 6 estabelece-se a estrutura espacial dos agrupamentos piscícolas durante o período de estio (Verão) quando estes se encontram confinados a pegos e, avalia-se a sua evolução ao longo do período de estio. Analisa-se a heterogeneidade de habitats e a importância que os refúgios estivais assumem na organização espacial dos agrupamentos e espécies piscícolas. Neste capítulo são ainda avaliadas as causas e o padrão de mortalidade piscícola em consequência do processo de estiagem.

No capítulo 7 analisam-se as alterações inter-anuais na estrutura dos agrupamentos piscícolas da bacia do rio Guadiana, particularmente na relação entre espécies exóticas e indígenas, em função do regime de escoamento e das respectivas preferências de habitat. São discutidas a estabilidade das comunidades piscícolas e a respectiva vulnerabilidade a alterações na estrutura de habitat em função das variações anuais do escoamento.

O capítulo 8 constitui uma síntese e discussão integrada dos resultados obtidos nas diversas componentes do presente trabalho, procurando interpretar a especificidade dos cursos de água mediterrâneos e da respectiva ictiofauna. São ainda brevemente enquadradas as implicações dos padrões de variação detectados para o desenvolvimento de programas de conservação da fauna piscícola nativa.

O capítulo 9 inclui as referências bibliográficas utilizadas em todos os capítulos.

Este estudo foi realizado em vários cursos de água da Bacia Hidrográfica do rio Guadiana do território português.

2.1. FISIOGRAFIA GERAL

A bacia hidrográfica do rio Guadiana cobre uma área de 66 960 km² dos quais 11 700 (17%) se situam em território nacional, entre 37º e 39º de latitude N e 07º e 08º de longitude W. A bacia do Guadiana é delimitada a Norte pela bacia do rio Tejo, e a leste pelas bacias de Jucar e Odiel, a sul pela bacia do Guadalquivir e a Oeste pelas bacias do Sado, Mira e Arade. A forma da bacia é estreita e comprida, apresentando em Espanha a direcção Este – Oeste e em Portugal Norte – Sul.

A morfologia da bacia do rio Guadiana pode dividir-se em três zonas diferenciadas, correspondendo a parte portuguesa ao Baixo Guadiana (a última das 3 zonas) que abrange também a bacia hidrográfica do Chança em Espanha. A altitude média desta zona é de cerca de 237 m, encontrando-se as altitudes predominantemente entre 100-200 m e 200-400m correspondendo, em geral, à peneplanície alentejana que é a unidade morfológica natural dominante. Estas duas classes de altitude representam 90% do total da bacia. Geologicamente esta zona da bacia é formada por um substrato hercínico parcialmente revestido por depósitos terciários e quaternários. Da peneplanície, emergem dispersas e afastadas algumas massas de maior altitude, contrastando com a monotonia da orografia, que são identificáveis como as Serras de S. Mamede (1027m), Ossa (653m), Ficalho (519 m), Barrancos (500 – 600 m), Portel (421 m), Caldeirão (589 m), Alcaria Ruiva (371 m). As classes de altitude superior a 400 m representam um valor inferior a 5% da área total da bacia. A maior parte dos solos desta zona da bacia derivam de xistos e possuem pouca aptidão agrícola, apresentando frequentemente reduzida permeabilidade e com infiltrações muito baixas (Costa et al., 1993). Cerca de 60000 ha de solo, são actualmente regados, ou

em vias de serem equipados, dos quais 55000 pertencem ao território Português e 5000 ao território Espanhol (Chança). Futuramente prevê-se regar nesta bacia cerca de 140000 ha (COBA, 1995).

Na generalidade da área do Baixo Guadiana predominam declives ligeiros, entre 0 e 5%, encontrando-se situações com valores mais elevados que chegam a exceder 30%, correspondentes aos relevos das Serras de S. Mamede, Alcaria Ruiva e Caldeirão, e ao encaixe do rio e de alguns afluentes.

O rio Guadiana localiza-se entre os 37°-47°N e os 02°-08°W, e nasce no planalto triássico em Campo Montiel (lagoas de Ruideara- Espanha) a 1700 m de altitude. Percorre até à foz, próximo de Vila Real de Sto. António, 810 km, dos quais 260 km são em Portugal, incluindo 110 km de troços fronteiriços (DGRAH, 1986).

A rede hidrográfica é bem hierarquizada. Em Portugal, na margem direita e de Norte para Sul, os principais afluentes são os seguintes: rio Caia, ribeira de Lucefecit, rio Degebe, ribeira de Odearça, ribeira de Cobres, rio Terges, ribeira de Oeiras, ribeira de Carreiras, rio Vascão, ribeiras da Foupana e de Odeleite e de Beliche. Na margem esquerda os principais afluentes são o rio Alcarrache, rio Ardila, ribeiras de Enxoé e Limas e rio Chança.

As principais sub-bacias são as dos rios Caia (813 km²), Degebe (1527 km²) e ribeiras Cobres (1151 km²), Vascão (462 km²), Foupana (410 km²), Oeiras (499 km²) e Odeleite (773 km²), e na margem esquerda, Ardila (3634 km²) e Chança (1480 km²).

O gradiente do rio é geralmente baixo, inferior a 2m/km, embora nalgumas cabeceiras seja mais pronunciado.

2.2. CLIMA E REGIME DE ESCOAMENTO

O clima da região em que se insere a bacia do rio Guadiana pode ser sinteticamente descrito como mediterrânico seco, com verões quentes, e elevadas insolação e evapotranspiração.

Com base nos dados meteorológicos do INAG e do Instituto de Meteorologia e relativamente ao período 1949-1999, pode-se caracterizar sumariamente o clima da bacia relativamente aos vários parâmetros do seguinte modo (INAG, 1999):

- A média da precipitação anual sobre a parte portuguesa da bacia é de aproximadamente 600 mm variando entre um mínimo de 350 mm na zona central da planície da Mancha e 450 mm na região de Mértola e Moura e um máximo ligeiramente superior a 1000 mm nas cabeceiras do Ardila, Odeleite e Caia. O período de chuva concentra-se entre Outubro e Março, durante o qual chove cerca de 80% da precipitação total anual, sendo os meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro secos (precipitação inferior a 30 mm) (Loureiro et al., 1986). A distribuição inter-anual de precipitação apresenta-se bastante irregular e longas séries de anos secos ocorrem frequentemente. Em anos secos desce para 386 e 422 mm (probabilidade de não excedência de 10% e 20%) e, em anos húmidos, sobe para 722 e 766 mm (probabilidade de não excedência de 80% e 90%).

- A insolação média anual é de 2829 h registando-se a maior insolação em Julho (370 h) e a menor em Dezembro (147 h).

- O valor médio das temperaturas médias anuais é de 16,4°C, sendo Julho o mês mais quente (24,5°C) e Janeiro o mais frio (9,3°C).

- O valor médio da humidade relativa do ar é de 74,5%, sendo Janeiro o mês mais húmido (88%) e Julho o menos húmido (59%).

- A velocidade média anual do vento é de 8,7km/h, sendo Março o mês mais ventoso (9,3km/h) e Novembro o menos ventoso (7,9km/h).

- A evapotranspiração de referência (Penman-Monteith) média anual é de 1227 mm, observando-se os valores mais elevados em Julho (204 mm) e os mais baixos em Dezembro (29 mm).

De acordo com a classificação bioclimatológica (Rivas-Martínez & Loidi-Arregui, 1999), o clima da bacia hidrográfica do Guadiana é considerado como Termo-mediterrânico de seco a sub-húmido desde aproximadamente o Pulo do Lobo a Castro-Marim e Meso-mediterrânico de sub-húmido a seco desde aproximadamente Caia até Mértola, à excepção das Serras de S.Mamede, Portel e Ossa, onde o clima apresenta características de sub-húmido a húmido.

Segundo a classificação de Koppen, o clima é do tipo Csa, i.e. temperado com Inverno chuvoso e Verão seco. De acordo com a classificação de Koppen, o Verão é quente (temperatura média do mês mais quente > 22°C) e o Inverno é temperado (média dos mínimos do mês mais frio > 3°C).

Quanto ao escoamento, predomina a classe de 100-150 mm com valores mais elevados (300-600 mm) no Norte, na Serra de S. Mamede, e no Sul, na Serra de Caldeirão. O

escoamento médio gerado na bacia nacional é de 157 mm. Conforme seria de esperar, os escoamentos na bacia do Guadiana seguem o padrão ditado pelo regime de precipitação, com 80% das aflúncias concentradas no período de Novembro a Abril, sendo frequente em muitos cursos de água, particularmente de ordem baixa e intermédia, o caudal apresentar-se nulo durante todo o período estival. Esta situação, conjuntamente com as elevadas temperaturas conduz anualmente à formação de pegos e exposição de grandes áreas do leito dos cursos.

De acordo com dados hidrológicos (Figura 2.1) a variação do escoamento inter-anual atinge uma razão de 100 para 1. Nos últimos 50 anos, de 1950/51 a 1979/80, ocorreram 8 anos secos embora nenhum se possa considerar crítico dado que os seus períodos de retorno foram relativamente baixos, de 5 a 10 anos (de acordo com cálculos realizados pelo INAG, 1999). As duas décadas seguintes apresentaram dramáticos períodos de seca em 1980/1981, 1982/83 e 1994/95 todos com um período de retorno de 25-50 anos e com menor intensidade em 1991/1992 e 1992/93 com período de retorno de 10-25 anos (INAG, 1999). Nos anos subsequentes (1995/96 -1997/98) observaram-se valores de escoamento acima da média com importantes picos de elevado caudal (Janeiro de 1996, Janeiro de 1997, Outono-Inverno de 1997/98; cf. Cap. 7). Nos anos hidrológicos de 1998/99 e 1999/00 os valores de escoamento voltaram a apresentar-se muito abaixo da média.

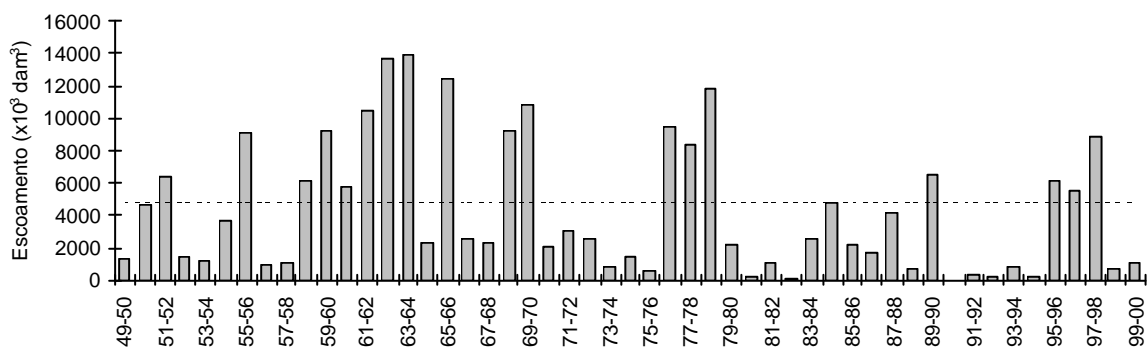


Figura 2.1. Escoamento anual entre 1949/50 e 1999/00 e escoamento médio anual (linha a tracejado) do rio Guadiana.

De forma a definir as épocas de estiagem durante o período em estudo, entre 1996 e 2000, avaliou-se a variação anual das temperaturas médias mensais e precipitação do Instituto de Meteorologia (IM, 2000) através do Diagrama Ombrotérmico de Gausson (DOG) e do escoamento mensal, com registos obtidos nas estações hidrométricas do Instituto Nacional da Água (disponíveis em <http://www.inag.pt>). Os meses considerados secos variaram de

ano para ano (Quadro 2.1) comprovando-se, portanto, uma grande variabilidade inter-anual das condições meteorológicas.

Quadro 2.1. Meses de estio (época seca) entre 1996 e 2000

1996	Junho, Julho, Agosto, Setembro, Outubro, Novembro
1997	Julho, Agosto, Setembro
1998	Maior, Junho, Julho, Agosto
1999	Junho, Julho, Agosto
2000	Junho, Julho, Agosto, Setembro, Outubro

2.3. VEGETAÇÃO

O sector superior da parte portuguesa da bacia hidrográfica do rio Guadiana é ocupada sobretudo por agricultura extensiva, com predomínio de culturas cerealíferas de sequeiro, vinha, algum regadio (milho, girassol, tomate, beterraba, pomares) oliveira, sobreiro, azinheira, e eucalipto enquanto que o sector inferior é composto por florestas de Sobreiro e Azinho, sobretudo *Quercus rotundifolia* e bosques Mediterrânicos (Onofre et al., 1985). A vegetação ripária natural é escassa e fragmentada. Nas margens encontra-se frequentemente loendro (*Nerium oleander*), tamargueira (*Tamarix africana*), tamujo (*Croton tinctorum*) e várias ervas aromáticas como rosmaninho (*Lavandula stoechas sampaiana*), alecrim (*Rosmarinus officinalis*), oregão (*Origanum virens*) e poejo (*Mentha pvelegium*). Quanto à vegetação aquática, as macrófitas emergentes são bastante comuns e incluem sobretudo tifas (*Typha latifolia* L.), e juncos (*Scirpus lacustris* L. e *Cyperus longus* L.), enquanto as macrófitas submersas são raras (Ferreira et al., 1998). A produção fitoplantónica apresenta grandes flutuações sazonais, observando-se os valores mais altos no início da Primavera e início do Verão (Gouveia et al., 1998).

2.4. FAUNA - AVES E VERTEBRADOS SUPERIORES

Nesta caracterização apenas se apresenta uma inventariação sintética da fauna que de alguma forma poderá estabelecer relações interactivas (e.g. predação) com a fauna piscícola.

Nas margens e áreas adjacentes a muitos cursos de água da bacia, encontram-se frequentemente aves estepárias tais como a abetarda (*Otis tarda*), o sisão (*Tetrax tetrax*) e o tartaralhão (*Circus pygargus*). Espécies típicas das zonas aquáticas são também comuns, de entre as quais se destacam o guarda-rios (*Alcedo atthis*), garças (*Ardea cinerea* e *Egretta garzetta*), cegonhas (*Ciconia nigra* e *Ciconia ciconia*) e o pato-real (*Anas platyrhynchos*) (ICN, 1998).

Quanto aos vertebrados superiores, dentro dos anfíbios destacam-se o dicoglossos (*Discoglossus* sp.), o sapo parteiro ibérico (*Alytes cisternasii*) e o tritão-de-ventre-laranja (*Triturus boscai*), como espécies particularmente abundantes. Nos répteis destacam-se a cobra-de-colar (*Natrix natrix*), o cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*) e o cágado (*Mauremys leprosa*).

Em relação aos mamíferos, a espécie com maior representatividade na proximidade do sistema aquático é a lontra (*Lutra lutra*) embora outras como a geneta (*Genetta genetta*), a raposa (*Vulpes vulpes*), e o javali (*Sus scrofa*) sejam também avistadas frequentemente junto aos cursos de água (S. del Ser & J. Matos, com. pess.; M. Ilhéu, obs. pess).

2.5. FACTORES ANTRÓPICOS

A densidade da população humana na bacia portuguesa é baixa, apenas 18,6 hab/km², com um valor total em 1996 de 215 000 habitantes. O comportamento demográfico caracteriza-se, ao longo das últimas décadas, por uma tendência recessiva. Verifica-se uma tendência para a diminuição do grau de dispersão, com uma elevação da concentração nos 7 aglomerados urbanos com mais de 5000 habitantes. Os lugares com mais de 1000 habitantes representavam 62% da população, em 1991. Nos lugares com menos de 100 habitantes reside 14,6% da população (COBA, 1995).

A irregularidade do regime de escoamento associada às crescentes necessidades de água, quer para abastecimento como para rega conduziu a um aumento da construção de empreendimentos de represamento tanto no território português como espanhol. Na parte portuguesa da bacia existem 7 grandes aproveitamentos hidráulicos representando um volume total de 385 hm³ e na parte espanhola existem 31 com um volume total de 7558 hm³ (INAG, 1999). Existe ainda um elevado número de outros aproveitamentos, que no caso da bacia portuguesa excede os 1800 e que representam uma capacidade de armazenamento total de 57 hm³. Estão ainda planeados ou em fase de construção mais 30 destes empreendimentos, dos quais 23 estão em território de administração espanhola. Tal

representa um represamento de 6550 hm³, dos quais 4150 hm³ dizem respeito exclusivamente à albufeira de Alqueva (INAG, 1999).

Em termos de redes de drenagem de águas residuais, o índice de atendimento médio na bacia é de 79% e o índice médio de atendimento em tratamento de águas residuais urbanas é de 57% (dados MAOT); é, pois, elevado o atendimento com rede sem tratamento (22%) e baixo o atendimento com tratamento superior a fossa séptica comum. Das 1094 indústrias inventariadas só 689 estão ligadas a sistemas de águas residuais públicas com tratamento. O inventário permite aferir que mais de 90% das cargas poluentes com origem industrial provêm de indústrias não ligadas a redes públicas de águas residuais não dispondo muitas delas de qualquer tratamento, com relevo para as mais poluentes, como lagares de azeite, suiniculturas, curtumes e indústrias alimentares (Tangarrinhas, 1994).

Ictiofauna da Rede Hídrica do Guadiana: Espécies e Estrutura dos agrupamentos

3.1. INTRODUÇÃO

Localizada no Sector Ictiogeográfico Meridional (Almaça, 1978), a bacia do rio Guadiana, dadas as suas barreiras geográficas e particularidade quanto aos constrangimentos ambientais, apresenta o mais elevado número de endemismos do território continental (Almaça, 1978, Collares-Pereira, 1985), tendo sido considerada pelos especialistas como aquela que merece, no conjunto das bacias nacionais, maior atenção em termos conservacionistas (S.N.P.R.C.N., 1991).

As comunidades piscícolas estão bem adaptadas ao regime de escoamento temporário, característica da grande maioria dos cursos da bacia hidrográfica do rio Guadiana, evidenciando estratégias ecológicas face a este tipo de sistemas. No entanto, nas últimas décadas, têm-se verificado crescentes intervenções nos ecossistemas aquáticos, em particular através das sucessivas acções de represamento e aproveitamento de água para fins múltiplos. Como resultado, muitas populações piscícolas encontram-se actualmente em aparente estado de regressão, tendo algumas espécies sido classificadas no Livro Vermelho dos Peixes Dulçaquícolas e Migradores de Portugal (S.N.P.R.C.N., 1991) como ameaçadas ou em perigo.

Das 32 espécies piscícolas continentais citadas para a bacia do Guadiana em Portugal, 5 são migradores anfibióticos com distribuição paleártica (espécies diádromas – lampreia, sável, savelha, esturção e enguia) e 9 pertencem a famílias também periféricas mas do tipo vicariante e complementar, habitando apenas a zona de influência intertidal (localizada a jusante de Mértola). Considerando os 19 taxa tipicamente dulçaquícolas, 10 são endemismos ibéricos e um é endemismo circum-mediterrâneo (*Salaria fluviatilis*). A família com maior número de espécies é a Cyprinidae (11 taxa), pelo que se designam as águas do Guadiana Português por “águas de vocação ciprinícola”, à semelhança do que acontece no

sector espanhol (Doadrio et al., 1991). Os endemismos ibéricos são todos pertencentes à família Cyprinidae, sendo 6 considerados como raros e 1 em perigo, o saramugo (*Anaecypris hispanica*). De salientar ainda o facto de algumas espécies, como é o caso da boga-do-Guadiana (*Chondrostoma willkommii*) e do barbo-de-cabeça-pequena (*Barbus microcephalus*) serem exclusivos desta bacia (Elvira, 1995). Dentro das espécies endémicas, só não apresentam estatuto de conservação as espécies *Rutilus alburnoides* (=Complexo *Rutilus alburnoides*= *Squalius alburnoides*) e *Leuciscus pyrenaicus* (= *Squalius pyrenaicus*) (S.N.P.R.C.N., 1991; Blanco & González, 1992; Sanjur et al., 2003). Tal não significa implicitamente que algumas destas espécies sejam especialmente pouco abundantes e que a sua ocorrência num dado curso ou local lhes confira, por isso, especial relevância. A atribuição do estatuto de “raro” justificar-se-á, nalguns casos, pelo carácter localizado da distribuição.

Em sistemas altamente flutuantes, como é o caso dos ecossistemas aquáticos mediterrânicos, a relação entre as variáveis ambientais de grande escala e paisagísticas pode desempenhar um papel importante na estruturação dos agrupamentos piscícolas (Angermeier & Schlosser, 1989; Snodgrass et al., 1996; Snodgrass & Meffe, 1998; Magalhães, 2002a). As variações longitudinais dos agrupamentos piscícolas são frequentemente associadas a variáveis de escala regional como a ordem de curso, litologia, pluviosidade média anual (Lyons, 1996; Matthews, 1998; Angermeier & Winston, 1999). Neste sentido a distribuição das espécies e estrutura dos agrupamentos piscícolas deverá ser considerada tanto em função das características do habitat como dos factores de maior escala como os de paisagem.

Para além das variáveis ambientais, outros factores não exclusivos poderão também influenciar o padrão de distribuição das espécies e classes de dimensão, tais como a disponibilidade de alimento (Gorman, 1988). Os constrangimentos energéticos associados a elevadas descargas de escoamento como as enxurradas de Inverno e Outono podem também restringir algumas espécies e classes de dimensão a habitats particulares (Meffe, 1984; Bain et al., 1988; Facey & Grossman, 1992; Pearsons et al., 1992)

Devido à sua particularidade em termos taxonómicos e ecológicos, a ictiofauna da Bacia do rio Guadiana tem sido estudadas por diversos autores (e.g. Almaça, 1983, 1986; Collares-Pereira, 1983; Godinho et al., 1997a; Godinho & Ferreira, 1998; Pires et al., 1999; Collares-Pereira et al., 1999, 2000; Filipe et al., 2002; Bernardo et al., 2003) subsistindo no entanto ainda muitas lacunas de conhecimento sobre a sua ecologia. Perante as crescentes alterações e intervenções realizadas nesta bacia, e.g. introdução de espécies exóticas,

construção de barragens e açudes, extensiva extracção de água, aumento da eutrofização (Almaça, 1983; Collares-Pereira, 1985; Bernardo & Alves, 1999; Pires et al., 1999), as populações piscícolas encontram-se sujeitas a grandes variações na sua composição e estrutura (Horta et al., 1998; Bernardo et al., 2003). Neste sentido, o estudo da organização dos agrupamentos a longo termo é fundamental para o desenvolvimento de estratégias que minimizem as ameaças, nomeadamente no que diz respeito às espécies endémicas. Neste sentido pretendeu-se, neste capítulo, avaliar a abundância e distribuição das espécies e caracterizar a estrutura dos agrupamentos piscícolas da bacia do rio Guadiana entre 1996 e 2000 em função de factores de escala regional.

3.2. MÉTODOS

As estações foram definidas em 55 locais, distribuídos por 27 cursos de água, procurando cobrir a multiplicidade de situações desde os cursos mais a montante da bacia do rio Guadiana em Portugal até à sua foz no Oceano Atlântico (Figura 3.1).

Na selecção dos pontos de colheita foram considerados múltiplos aspectos como a área de drenagem, o comprimento do curso de água, a ordem de curso, a distância à nascente e a distância ao rio Guadiana (Quadros 3.1 e 3.2). A ordem dos cursos foi estabelecida com base na classificação de Strahler, não tendo sido considerados os barrancos afluentes.

As campanhas de amostragem foram realizadas desde Fevereiro de 1996 a Abril de 2000, em 25 cursos da bacia hidrográfica do rio Guadiana incluindo o próprio rio Guadiana, desde a zona de fronteira a Norte (ribeira do Abrilongo) até à zona de estuário ao nível de Beliche (ribeira de Beliche) (Figura 3.1). Os cursos foram seleccionados de modo a representarem a bacia hidrográfica na sua heterogeneidade máxima, pelo que a amostragem abrangeu cursos de água de várias ordens, ao longo da rede hídrica. A amostragem efectuou-se nas várias estações do ano com caudal, tendo as colheitas sido particularmente intensificadas na Primavera, dada a importância deste período para a reprodução dos peixes. O Outono foi a estação do ano menos amostrada devido à elevada turvação no reatamento da situação de corrente, que se observa na generalidade destes cursos. Nestas circunstâncias, a eficiência das capturas com pesca eléctrica é particularmente baixa com resultados em termos de CPUE (capturas por unidade de esforço) pouco fiáveis.

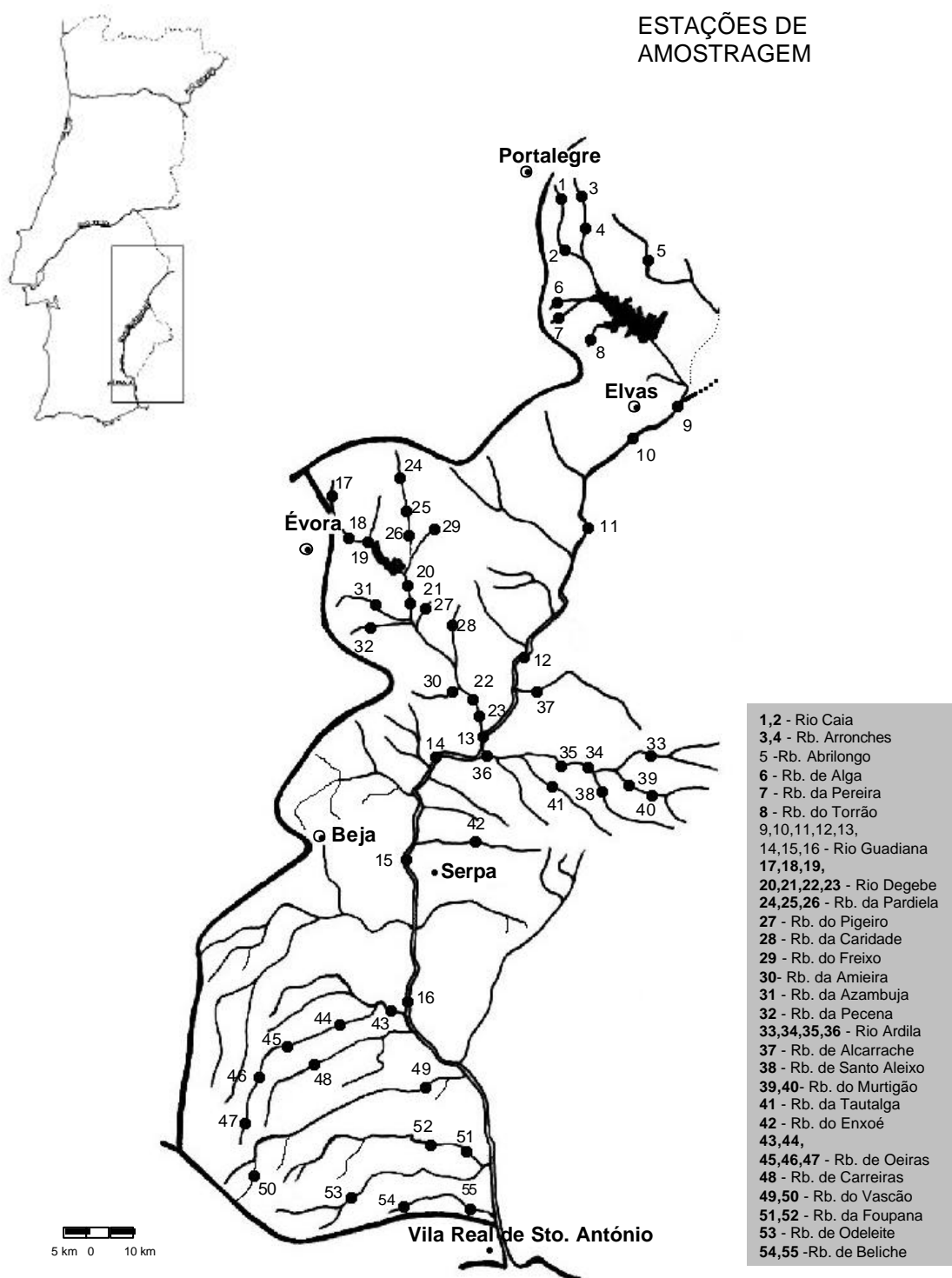


Figura. 3.1. Estações de amostragem na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

As capturas foram realizadas com aparelhos de pesca eléctrica, de transporte dorsal com bateria de 12 V A.C. 400 - 700 V, ou com gerador 300-400V D.C.. Este método de pesca foi seleccionado devido à sua eficácia em cursos de baixa e média ordem. Não há métodos de

amostragem piscícola ideais, sendo bem conhecida a selectividade da generalidade destes relativamente ao meio, espécie, dimensão, etc.. Considerou-se a pesca eléctrica o método mais adequado, dado ser aquele que apresenta menor selectividade. Há que referir, no entanto, que em situações de maior profundidade, turbidez e corrente se pode verificar uma sub-avaliação dos efectivos piscícolas.

Quadro 3.1. Cursos amostrados, índice decimal e características hidrográficas

Curso	<i>Classificação Decimal</i>	Área da Bacia (km²)	Comprimento do Curso(km)
Abrilongo – rib	401 128 14	210,0	32,0
Alcarrache – rib	401 65	995,0	92,0
Alga – rib	401 126 24	122,0	21,0
Amieira – rib	401 76 06	100,0	21,0
Ardila- rio	401 53	2828,0	183,0
Arronches – rib	401 126 29	74,9	29,0
Azambuja – rib	401 76 22	284,0	32,5
Beliche – rib	401 08	116,4	45,0
Caia – rio	401 126	842,8	97,0
Caridade – rib	401 76 05	72,8	25,0
Carreiras – rib	401 30	341,8	64,0
Degebe – rio	401 76	1 530	79,0
Enxoé – rib	401 35	230,1	34,0
Foupana – rib	401 12 01	410,4	94,0
Freixo – rib	401 76 25	52,1	18,0
Guadiana – rio	401	66 889,0	711,0
Murtigão – rib	401 53 15	189,3	49,0
Odeleite – rib	401 12	773,3	102,0
Oeiras – rib	401 32	499,0	93,0
Pardielá – rib	401 76 15	522,5	34,0
Pecena – rib	401 76 22 02	98,5	20,0
Pereira – rib	401 126 24 04	51,8	17,0
Pigeiro – rib	401 76 11	40,1	12,0
S. Aleixo – rib	401 53 13	102,7	35,0
Torrão – rib	401 126 20	31,6	15,0
Tautalga – rib	401 53 07	210,4	35,0
Vascão – rib	401 22	461,6	102,0

Devido à sua longevidade e dimensão, os indivíduos das espécies do género *Barbus* e *Chondrostoma willkommii* foram medidos, pesados e agrupados por classes de dimensão estabelecidas com base em análise modal e de acordo com a idade de maturação sexual de cada espécie, i.e. as classes de menor dimensão, em ambas as espécies, tendem a representar os indivíduos imaturos (Herrera & Fernandez-Delgado, 1994; Rodriguez-Ruiz et al., 1998; Tiago, 1998; Bernardo et al., 2001) (Quadro 3.3).

Quadro 3.2. Ordem do curso, distância à nascente, distância à foz e distância ao Guadiana das estações de colheita

Curso	Estação	Ordem	Distância à Nascente (km)	Distância à Foz (km)	Distância ao Guadiana (km)
Abrilongo - rib.	5	2	22	10	24
Alcarrache – rib.	37	3	90	2	2
Alga - rib.	6	3	15	6	26
Amieira - rib.	30	2	20	0.2	18
Ardila –rio	33	3	136	46	46
	34	4	151	31	31
	35	4	160	22	22
	36	4	181	1	1
Arronches - rib.	3	1	19	9	47
	4	2	24	4	42
Azambuja - rib.	31	2	27	5	38
Beliche - rib.	54	1	20	21	21
	55	1	37	4	4
Caia – rio	1	1	16	70	50
	2	2	25	61	41
Caridade – rib.	28	1	16	8	24
Carreiras – rib.	48	2	36	25	20
Degebe – rio	17	1	12	61	61
	18	2	20	53	53
	19	2	27	46	46
	20	4	38	35	35
	21	4	43	30	30
	22	4	65	8	8
	23	4	69	4	4
Enxoé – rib.	42	1	21	11	11
Freixo – rib.	29	1	3	8	65
Foupana - rib.	51	2	89	1	3
	52	2	83	7	8
Guadiana – rio	9	5	498	213	0
	10	5	513	198	0
	11	5	533	178	0
	12	5	553	158	0
	13	5	563	148	0
	14	5	591	120	0
	15	5	609	102	0
	16	5	641	70	0
Murtigão - rib.	39	2	40	5	35
	40	2	35	10	40
Oeiras - rib.	43	2	89	4	4
	44	1	79	14	14
	45	1	67	26	26
	46	1	61	32	32
	47	1	54	39	39
Odeleite - rib.	53	1	70	32	32
Pardiela - rib.	24	2	8	21	56
	25	3	14	15	50
	26	3	22	7	42
Pecena - rib.	32	1	7	8	38
Pereira - rib.	7	2	4	10	38
Pigeiro - rib.	27	1	3	5	32
Stº Aleixo - rib.	38	1	25	3	29
Tautalga - rib.	41	2	22	11	21
Torrão - rib.	8	1	9	4	30
Vascão - rib.	49	2	89	8	8
	50	2	50	47	47

Uma sub-amostra destas espécies foi ainda caracterizada em termos reprodutivos. A caracterização do estado de maturação sexual foi efectuada pela atribuição do estado de maturação das gónadas. O estado de maturação das gónadas foi avaliado macroscopicamente com base em 6 classes de acordo com Nikolsky (1963): (i) juvenis imaturos, gónadas ausentes ou translúcidas com aspecto filiforme, sexo indeterminado; (ii) gónadas já evidentes de aparência translúcida com ligeira tonalidade rosa, sexo geralmente indeterminado; (iii) gónadas opacas com coloração branca-acinzentada nos machos e amarela-pálida nas fêmeas, nas quais se apresentam oócitos muito pequenos; (iv) gónadas de grandes dimensões ocupando grande parte da cavidade abdominal, com coloração branca nos machos e amarela-alaranjada nas fêmeas, nas quais apresentam um aspecto granuloso com os oócitos no seu máximo desenvolvimento, (v) gâmetas expelidos à mais leve pressão no ventre do peixe; (vi) gónadas com aspecto muito flácido, resíduos de sémen ou de oócitos.

Quadro 3.3. Limites das classes de dimensão e cohortes estabelecidas para as espécies do género *Barbus* e *C. willkommii* (de acordo com Herrera & Fernandez-Delgado, 1994; Rodriguez-Ruiz et al., 1998; Tiago, 1998; Bernardo et al., 2001)

Classe de dimensão	Comprimento total (cm)	Cohortes
<i>Barbus</i> spp. (juvenis)	< 12	0 ⁺ , 1 ⁺
<i>Barbus</i> spp.1	12-21	2 ⁺ , 3 ⁺ ,
<i>Barbus</i> spp.2	21-26	4 ⁺ ,
<i>Barbus</i> spp.3	> 26	≥ 5 ⁺
<i>C. willkommii</i> 1	< 9	0 ⁺ , 1 ⁺
<i>C. willkommii</i> 2	9-15	2 ⁺ , 3 ⁺ , 4 ⁺ ,
<i>C. willkommii</i> 3	> 15	> 4 ⁺

Os barbos de comprimento total inferior a cerca de 12 cm não foram identificados a nível específico, dada a impossibilidade de identificar correctamente a maioria dos caracteres morfológicos, pelo que se indicam como *Barbus* spp. juvenis.

Para caracterizar a estrutura da comunidade ao nível da diversidade específica foi utilizado o Índice de Shannon-Wiener (H):

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

em que S = número de espécies e p_i = frequência relativa da espécie de ordem i

Dada a grande variedade de locais amostrados foi ainda utilizado o índice de similaridade no sentido de se caracterizar o grau de proximidade entre as comunidades piscícolas das diferentes estações de colheita. De entre os vários índices propostos, optou-se pelo Índice

de Jaccard (S) (1900,1908 *in* Legendre & Legendre, 1998), calculado de acordo com a seguinte expressão:

$$S = a / a + b + c$$

em que a = número de espécies comuns a ambas as comunidade A e B,

b = número de espécies exclusivas da comunidade A e

c = número de espécies exclusivas da comunidade B

A distribuição e abundância relativa de cada espécie nos vários pontos amostrados na rede hidrográfica do rio Guadiana foram estabelecidas para cada espécie com base na CPUE média de cada local relativizada ao valor máximo de CPUE observado e integrado numa de 4 classes de abundância para as situações de presença. Os resultados são apresentados em mapas individuais por espécies.

Os agrupamentos piscícolas dos vários locais de amostragem foram caracterizados do ponto de vista conservacionista através da aplicação do Índice de Conservação Ictiofaunística (ICI) desenvolvido pela equipa de Ecologia Aquática do Departamento de Ecologia da Universidade de Évora (Bernardo et al., *in press*). Trata-se de um índice misto de valor e de estado que integra o estatuto e a intolerância das espécies piscícolas (Quadro 3.4) e parâmetros relativos aos agrupamentos como o número de espécies, número de endemismos ibéricos, proporção de espécies intolerantes a ambientes degradados e número de indivíduos (Quadro 3.5).

Quadro 3.4. Grupo de espécies que integra os endemismos Ibéricos e grupo que integra as espécies intolerantes a ambientes degradados

Endemismos Ibéricos	Espécies intolerantes
<i>Anaocypris hispanica</i> <i>Barbus comiza</i> <i>Barbus microcephalus</i> <i>Barbus steindachneri</i> <i>Barbus sclateri</i> <i>Chondrostoma lemmingii</i> <i>Chondrostoma willkommii</i> <i>Leuciscus pyrenaicus</i> <i>Complexo Rutilus alburnoides</i>	<i>Anaocypris hispanica</i> <i>Blennius fluviatilis</i> <i>Chondrostoma lemmingii</i> Chondrostoma willkommii <i>Leuciscus pyrenaicus</i>

O índice aplicado resulta do somatório dos valores atribuídos para cada parâmetro e varia entre 0 e 20, tendo sido adoptada a sua classificação em 5 categorias qualitativas (Quadro 3.6).

Quadro 3.5. Parâmetros considerados para as ictiotaxocenoses, valor absoluto encontrado e valor ponderado considerado

Parâmetro	Valor Absoluto	Pontuação
Número de espécies	0	0
	1-2	1
	3-4	2
	5-6	3
	7-8	4
	>8	5
Número de Endemismos Ibéricos	0	0
	1	1
	2	2
	3	3
	4	4
	>4	5
Proporção de espécies Intolerantes (%)	0-9	0
	10-29	1
	30-49	2
	50-69	3
	70-89	4
	90-100	5
Número de indivíduos (capturas/min.)	0-3	0
	4-7	1
	8-11	2
	12-15	3
	16-19	4
	>20	5

O Índice de Conservação Ictiofaunística foi calculado para cada estação de amostragem agrupando as capturas realizadas nos vários habitats aí detectados. A avaliação do parâmetro “número de indivíduos” foi realizada sobre a média das CPUE para todos os habitats amostrados.

Quadro 3.6. Amplitude de valores e classes de Classificação do ICI

Classificação do ICI
Muito Baixo: 0 a 4
Baixo: 4 a 8
Médio: 8 a 12
Elevado: 12 a 16
Muito elevado: 16 a 20

No tratamento de diversos dados recorreu-se a testes de estatística clássica, nomeadamente análise de variância (ANOVA I e II) e testes não paramétricos (Mann-Withney e Kruskal-Wallis e análise de correlação de Spearman) (Sokal & Rohlf, 1995),

tendo-se utilizado os programas STATSOFT STATISTICA para WINDOWS 4.0 e SPSS 9.0. As diferenças entre grupos com proporções foram testadas com recurso ao Teste G, segundo o método descrito por Sokal & Rohlf (1995), tendo sido aplicado para testar a dependência da abundância de cada classe de dimensão e estado de maturação em cada ordem de curso relativamente às várias estações do ano.

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. ESPÉCIES E RESPECTIVA ABUNDÂNCIA

Nos cursos de água amostrados na bacia do rio Guadiana, foram capturados 21623 peixes em 1019 operações de colheita, tendo-se identificado 17 espécies pertencentes a 6 famílias, das quais 9 são endémicas da península ibérica (Quadro 3.7). Das 19 espécies dulçaquícolas dadas como ocorrentes na zona em estudo, apenas não se capturou *Esox lucius* (Linnaeus, 1758) e *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820). Aparentemente *E. lucius* apresenta ainda reduzida abundância tendo sido referenciado apenas no rio Xévora (Pires et al., 1999). Quanto a *I. melas* não há referência à sua existência nesta rede hídrica na literatura científica.

As capturas da espécie exótica *Gambusia holbrooki* não foram consideradas devido à sua ocorrência e abundância apresentarem um padrão errático.

Algumas espécies sofreram recentemente uma revisão taxonómica, com divulgação durante a fase final da redacção deste trabalho, razão pela qual algumas destas espécies apresentam ainda a anterior nomenclatura, nomeadamente *Squalius alburnoides* (= *Rutilus alburnoides*) e *Squalius pyrenaicus* (= *Leuciscus pyrenaicus*).

Com base nos locais amostrados, a espécie com maiores capturas (CPUE - capturas por minuto) e mais frequentemente amostrada da bacia do rio Guadiana foi destacadamente *R. alburnoides*, com uma frequência de ocorrência de 71% (Quadro 3.8). Outros estudos realizados recentemente nesta bacia (e.g. Horta et al., 1998; Pires et al., 1999; Collares-Pereira et al., 2000) realçam igualmente a dominância de *R. alburnoides* no troço intermédio da bacia do Guadiana. O sucesso ecológico desta espécie encontra-se, provavelmente, associado ao tipo de estratégia selectiva. Presumivelmente tratar-se-á de uma espécie de estratégia *r* com resposta evolutiva a ambientes frequentemente sujeitos a perturbações (Bernardo et al., 2003).

Quadro 3.7. Espécies piscícolas capturadas e respectivo estatuto de conservação (S.N.P.R.C.N., 1991). End. - Endémica (Península Ibérica), Indíg. - Indígena, Intr. - Introduzida

Espécie	Abrev.	Nome vulgar	Tipo	Estatuto
Família Blennidae				
<i>Salaria fluviatilis</i> (= <i>Blennius fluviatilis</i>) Asso, 1801	<i>B.f.</i>	Caboz-de-água-doce	Indíg.	Vulnerável
Família Centrarchidae				
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>L.g.</i>	Perca-sol	Intr.	
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepede, 1802)	<i>M.s.</i>	Achigã	Intr.	
Família Cobitidae				
<i>Cobitis paludica</i> (= <i>Cobitis maroccana</i>) (Pellegrin, 1929)	<i>C.p.</i>	Verdemã	Indíg.	Não ameaç.
Família Cichlidae				
<i>Cichlasoma facetum</i> (Jenyns, 1842)	<i>C.f.</i>	Chanchito	Intr.	
Família Cyprinidae				
<i>Anaocypris hispanica</i> (Steindachner, 1866)	<i>A.h.</i>	Saramugo	End.	Em perigo
<i>Barbus comiza</i> (= <i>Barbus comizo</i>) (Steindachner, 1865)	<i>B.c.</i>	Barbo-trombeteiro	End.	Raro
<i>Barbus microcephalus</i> Almaça, 1967	<i>B.m.</i>	Barbo-cabeça-pequena	End.	Raro
<i>Barbus sclateri</i> Gunther, 1868	<i>B.sc.</i>	Barbo do Sul	End.	Raro
<i>Barbus steindachneri</i> Almaça, 1967	<i>B.st.</i>	Barbo de Steindachner	End.	Raro
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>C.a.</i>	Pimpão	Intr.	
<i>Chondrostoma lemmingii</i> (Steindachner, 1866)	<i>C.l.</i>	Boga-de-boca-arqueada	End.	Raro
<i>Chondrostoma willkommii</i> Steindachner, 1866	<i>C.w.</i>	Boga-do-Guadiana	End.	Raro
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	<i>C.c.</i>	Carpa	Intr.	
<i>Leuciscus pyrenaicus</i> (= <i>Squalius pyrenaicus</i>) Gunther, 1868	<i>L.p.</i>	Escalo do Sul	End.	Não ameaç.
<i>Rutilus alburnoides</i> (= <i>Complexo Rutilus alburnoides</i> = <i>Squalius alburnoides</i>) (Steindachner, 1866)	<i>R.a.</i>	Bordalo	End.	Não ameaç.
Família Poeciliidae				
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	<i>G.h.</i>	Gambúsia	Intr.	

Seguem-se como espécies mais abundantes *Barbus microcephalus* e *Barbus steindachneri*, *Chondrostoma willkommii* e *Lepomis gibbosus*. As outras espécies de barbos, *Barbus comiza* e *Barbus sclateri*, apresentaram muito fraca expressão, em concordância com o seu estatuto de “raras”. Os barbos com dimensão inferior a 12 cm constituíram um grupo bastante abundante onde estão implicitamente representadas todas as espécies do género.

Relativamente a *C. willkommii* é importante referir que 60% do seu CPUE total foi obtido em capturas realizadas nas estações da bacia do rio Caia, pelo que a abundância média da espécie poderá estar sobrestimada. Na realidade, se não forem contabilizadas aquelas estações, verifica-se que *Chondrostoma willkommii* e *Chondrostoma lemmingii* apresentam valores de CPUE dentro da mesma ordem de grandeza, embora a primeira tenha ocorrido mais frequentemente e num maior número de cursos e habitats (Quadro 3.8). *C. lemmingii* é usualmente considerada como uma das espécies menos abundante do Guadiana (Godinho et al., 1997a; Horta et al., 1998), no entanto, neste estudo, esta espécie ocorreu com alguma expressão nos cursos a que está associada, i.e. cursos de baixa ordem e pouco intervencionados.

Lepomis gibbosus foi a espécie exótica com maior expressão, apresentando elevada frequência de ocorrência. Alguns estudos (Godinho et al., 1997a; Filipe et al., 2002) apresentam esta espécie como uma das espécies dominantes da bacia hidrográfica do Guadiana. No entanto estes estudos foram realizados num intervalo de colheita limitado, restringindo-se o primeiro ao período de Novembro de 97 a Julho de 98 enquanto o segundo estudo se reporta exclusivamente a dados de um Verão. O carácter sazonal destes cursos, associado às perturbações naturais e antropogénicas a que estão frequentemente sujeitos, fazem com que as comunidades piscícolas possam apresentar grandes variações inter- anuais (ou de maior escala) na sua estrutura (cf. Cap. 7).

Quadro 3.8. Número de indivíduos (n), comprimento total (CT - média ± desvio padrão), intervalo de comprimento (mínimo-máximo), CPUE (Capturas por minuto - média ± desvio padrão) e frequência de ocorrência (FO) das espécies piscícolas capturadas na bacia hidrográfica do rio Guadiana

Espécie	N	CT (cm)	Min-Max (cm)	FO	CPUE
<i>Anaocypris hispanica</i>	122	4,8 ± 0,9	(2,9-9,1)	0,03	0,1 ± 1,2
<i>Barbus comiza</i>	92	23,8 ± 10,9	(12,5-65)	0,06	0,3 ± 2,2
<i>Barbus microcephalus</i>	816	18,0 ± 5,6	(12,1-50)	0,30	3,1 ± 12,2
<i>Barbus sclateri</i>	25	21,1 ± 6,8	(12-37,5)	0,02	0,03 ± 0,4
<i>Barbus steindachneri</i>	649	24,1 ± 9,1	(12,1-65)	0,25	3,1 ± 12,9
<i>B. spp. (juvenis)</i>	1947	7,7 ± 2,4	(1,4-12,0)	0,42	6,0 ± 27,5
<i>Chondrostoma lemmingii</i>	659	7,5 ± 1,5	(1,7-16,1)	0,15	1,9 ± 12,1
<i>Chondrostoma willkommii</i>	1341	13,6 ± 5,8	(1,5-35,5)	0,23	2,8 ± 15,5
<i>Cobitis paludica</i>	246	6,6 ± 1,5	(3-10,6)	0,09	0,3 ± 2,3
	503	8,6 ± 3,4	(2,6-22,2)	0,26	1,1 ± 4,6
<i>Rutilus alburnoides</i>	8899	5,8 ± 1,7	(2-13,3)	0,71	27,5 ± 137,1
<i>Salaria fluviatilis</i>	163	6,2 ± 1,4	(3,5-9)	0,05	0,2 ± 1,5
<i>Carassius auratus</i>	17	14,7 ± 6,3	(2,8-30,5)	0,01	0,02 ± 0,4
<i>Cyprinus carpio</i>	153	26,7 ± 13,1	(3,1-70)	0,06	0,2 ± 1,4
<i>Cichlasoma facetum</i>	17	8,3 ± 3,3	(2,3-13)	0,02	0,02 ± 0,2
<i>Lepomis gibbosus</i>	1641	6,5 ± 2,3	(1,5-15)	0,29	2,3 ± 8,0
<i>Micropterus salmoides</i>	89	17,5 ± 7,5	(4,8-42,7)	0,04	0,06 ± 0,6

Anaocypris hispanica, considerada uma espécie em perigo (S.N.P.R.C.N., 1991; Collares-Pereira et al., 1999), apresentou de facto uma abundância e frequência de ocorrência muito baixas (Quadro 3.8). De acordo com Collares-Pereira (1990) em 1978 esta espécie representava cerca de 18 a 29% dos agrupamentos piscícolas de alguns tributários do rio Guadiana (e.g. rio Degebe) enquanto actualmente representa menos de 1%. Valores de captura igualmente baixos foram registados para *Barbus sclateri*, constituindo-se estas duas espécies como as endémicas menos abundantes.

3.3.2. ESTRUTURA DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS E DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

Em apenas três locais de amostragem, na ribeira da Pereira (Figura 3.1, Estação #7, Quadro 3.9), ribeira do Torrão (Figura 3.1, Estação #8, Quadro 3.9) e na ribeira de Carreiras (Figura 3.1, Estação #48, Quadro 3.9), não foram capturados quaisquer peixes. Esta ausência poderá estar relacionada com a escassez de água e com o reduzido escoamento que estes cursos apresentam a maior parte do ano. No caso da ribeira do Torrão a ausência de ictiofauna poderá ainda estar relacionada com a sua localização, particularmente pela proximidade à barragem do Caia (Figura 3.1). De forma geral, os troços a montante de aproveitamentos hidráulicos apresentaram capturas piscícolas baixas, e.g. troço do rio Degebe imediatamente a montante da Albufeira do Monte-Novo (estação #19), ribeira de Beliche (estação #55) (Quadro 3.9). Em particular destaca-se a estação #19 (Figura 3.1), cujo valor de CPUE e riqueza específica foram os mais baixos de toda a bacia do rio Degebe.

Vários estudos têm apontado para as alterações que empreendimentos como albufeiras e grandes açudes causam na fauna piscícola (e.g. Granado-Lorencio, 1992; Des Landes et al., 1995; Ponton & Copp, 1997; Rodriguez-Ruiz, 1998; Lienesch et al., 2000; Fearnside, 2001; Rodriguez-Ruiz et al., 2002). Winston et al. (1991) identificou pelo menos um caso em que a construção de uma albufeira conduziu à eliminação dos agrupamentos piscícolas do curso a montante, devido à impossibilidade das espécies piscícolas se deslocarem em busca de refúgio adequado para passarem o período de estio. No entanto, algumas albufeiras de Espanha são utilizadas como refugio pela ictiofauna nativa, particularmente pelos indivíduos de maior dimensão, onde apresentam, inclusive, maiores taxas de crescimento que nos rios (Lobon-Cerviá & Elvira, 1981; Granado-Lorencio & Sancho, 1997; Granado-Lorencio, 1996). Aparentemente a presença de albufeiras é particularmente preocupante nos cursos de ordem baixa com carácter temporário, onde se enfatizam os problemas da perda de conectividade (Philippart et al., 1988; Baras et al., 1994; Cowx & Welcomme, 1998).

As capturas médias por unidade de esforço nos vários cursos amostrados variaram entre 1,33 e 162,9 indivíduos/minuto (Quadro 3.9). O valor mais elevado de CPUE foi observado na foz da ribeira da Azambuja. Este afluente directo do rio Degebe, e em particular o troço amostrado, apresenta-se pouco intervencionado e com boas características para a fauna piscícola, i.e. galeria ripária bem conservada, heterogeneidade de habitats e com caudal durante a maior parte do Verão, pelo que pode constituir um local estratégico para a reprodução e crescimento dos YOY (Young-of-the-Year) de várias espécies endémicas.

Quadro 3.9. Captura por unidade de esforço, CPUE (capturas por minuto - média \pm desvio padrão) e número de espécies (S) nos locais amostrados

Estação	Curso	Ordem	S	CPUE
1	rio Caia	1	8	27,6 \pm 33,6
2	rio Caia	2	12	26,3 \pm 29,1
3	rib Arronches	1	2	17,1 \pm 13,1
4	rib Arronches	1	9	90,7 \pm 121,3
5	rib Abrilongo	2	5	4,3 \pm 5,2
6	rib Alga	1	1	28,0 \pm 22,6
7	rib Pereira	2	0	0,00
8	rib Torrão	1	0	0,00
9	rio Guadiana	5	4	9,4 \pm 9,3
10	rio Guadiana	5	8	24,0 \pm 13,4
11	rio Guadiana	5	3	36,0 \pm 20,8
12	rio Guadiana	5	8	90,3 \pm 51,1
13	rio Guadiana	5	7	65,1 \pm 91,1
14	rio Guadiana	5	6	67,4 \pm 76,0
15	rio Guadiana	5	8	26,6 \pm 20,5
16	rio Guadiana	5	5	30,2 \pm 41,1
17	rio Degebe	1	7	62,9 \pm 87,0
18	rio Degebe	2	5	15,1 \pm 8,5
19	rio Degebe	2	2	3,2 \pm 4,5
20	rio Degebe	4	12	46,6 \pm 112,4
21	rio Degebe	4	14	17,0 \pm 16,1
22	rio Degebe	4	15	67,7 \pm 134,0
23	rio Degebe	4	14	51,2 \pm 102,1
24	rib Pardiela	2	10	21,4 \pm 23,3
25	rib Pardiela	3	10	22,3 \pm 31,3
26	rib Pardiela	3	14	42,2 \pm 71,6
27	rib Pigeiro	1	1	16,0 \pm 4,2
28	rib Caridade	1	2	23,0 \pm 16,0
29	rib Freixo	1	5	13,3 \pm 10,9
30	rib Amieira	2	12	33,6 \pm 31,7
31	rib Azambuja	2	8	162,9 \pm 159,9
32	rib Pecena	1	9	77,0 \pm 106,7
33	rio Ardila	3	13	36,9 \pm 21,9
34	rio Ardila	4	13	25,9 \pm 29,8
35	rio Ardila	4	11	11,5 \pm 8,8
36	rio Ardila	4	6	17,4 \pm 24,8
37	rib Alcarrache	3	1	4,0 \pm 6,1
38	rib S. Aleixo	1	4	25,0 \pm 18,4
39	rib Murtigão	2	5	1,7 \pm 0,4
40	rib. Murtigão	2	7	22,9 \pm 33,0
41	rib. Tautalga	2	5	15,1 \pm 18,8
42	rib. Enxoé	1	8	12,8 \pm 7,6
43	rib. Oeiras	2	7	10,6 \pm 9,4
44	rib. Oeiras	1	4	12,5 \pm 16,4
45	rib. Oeiras	1	2	1,3 \pm 1,9
46	rib. Oeiras	1	3	34,0 \pm 25,5
47	rib. Oeiras	1	6	3,4 \pm 0,3
48	rib. Carreiras	2	0	0,00
49	rib. Vascão	2	4	4,6 \pm 4,2
50	rib. Vascão	2	6	13,9 \pm 9,4
51	rib. Foupana	2	4	26,0 \pm 32,0
52	rib. Foupana	2	1	2,0 \pm 3,5
53	rib. Odeleite	1	5	11,2 \pm 10,7
54	rib. Beliche	1	5	8,6 \pm 13,0
55	rib. Beliche	1	4	5,1 \pm 3,6

Várias estações apresentaram capturas bastante reduzidas ($CPUE < 5$). Dos pontos com muito baixo CPUE destacam-se a ribeira do Murtigão (Estação #39), a ribeira de Oeiras (Estações #45 e #47) e ribeira da Foupana (Estação #52). Em muitos dos cursos de ordem 1 e 2 do sul de Portugal, o reduzido escoamento associado à geomorfologia e carácter temporário, condicionam as comunidades aquáticas a grandes pressões ambientais, particularmente durante o período de estio.

Muitas vezes, ainda na Primavera, é frequente observar-se um escoamento muito diminuto ao qual se segue a formação de pegos, o que implica períodos de estiagem extremamente prolongados. Nestas condições, para além das fortes pressões ambientais, sobretudo a nível da qualidade da água (e.g. Mundahl, 1990; Chapman & Kramer, 1991a; Labbe & Fausch, 2000), as populações piscícolas sofrem ainda os efeitos das interacções específicas, particularmente da predação, já que o confinamento dos pegos representa um acréscimo de vulnerabilidade (Sostoa & Lobon-Cervia, 1989; Magalhães, 1993b; Magalhães et al., 2002b).

Os troços que apresentam maior persistência dos habitats aquáticos, i.e. maior número de pools profundos, são aqueles que mantêm agrupamentos mais densos, com maior riqueza específica e mais estáveis, com menor susceptibilidade aos processos de extinção (e.g. Angermeier & Shlosser, 1989; Capone & Kushlan, 1991; Taylor & Warren, 2001). Estes troços localizam-se, sobretudo, em sectores de elevada ordem de curso, sendo que a ordem de curso deverá reflectir a dimensão do curso, a diversidade de habitats, o escoamento assim como a estabilidade ambiental (Matthews, 1998) e está geralmente correlacionada com a distância à nascente e área de drenagem da bacia (Penczak & Mann, 1990). De facto o maior valor médio de riqueza e diversidade específicas ocorreu em cursos de ordem 4 (Figura 3.2), registando-se uma tendência para os cursos de maior ordem apresentarem maior número de espécies ($r=0,39$, $P\leq 0,01$). O aumento de riqueza específica de montante para jusante, produz uma aparente zonação longitudinal relatada por inúmeros autores (e.g. Horowitz, 1978; Fausch et al., 1984; Matthews, 1986a; Maurakis et al., 1987; Bramblett & Fausch, 1991). Segundo Sheldon (1968) o aumento da riqueza específica em troços a jusante deve-se sobretudo ao maior número de pools.

O ligeiro declínio na riqueza e diversidade específica em sectores de ordem 5, i.e. no Guadiana (Figura 3.2), parece estar de acordo com a Teoria do contínuo lótico - "River Continuum" (Vannote et al., 1980), tendo o mesmo sido igualmente observado noutros sistemas fluviais (e.g. Morin & Naiman, 1990; Oberdorff et al., 1993). Este padrão também poderá estar relacionado com alterações na disponibilidade de habitats, particularmente se

os rios são altamente modificados ou regularizados (Platania, 1991), o que conduz frequentemente a um abaixamento do número de espécies nativas (Corbacho & Sanchez, 2001).

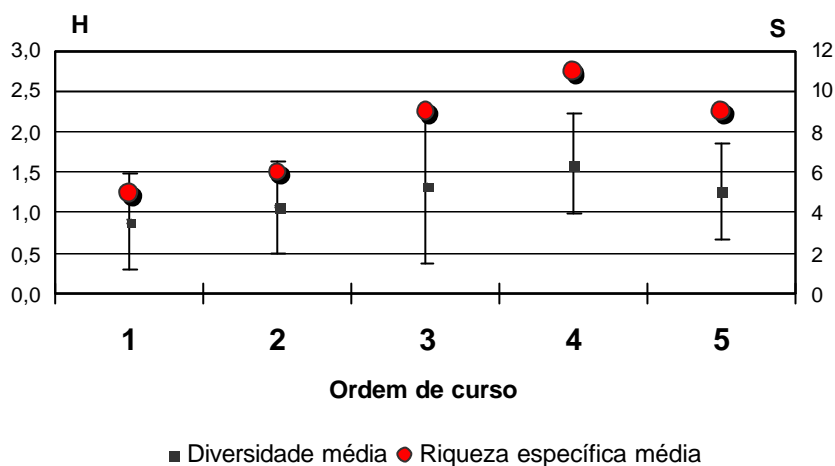


Figura 3.2. Riqueza específica (S) e diversidade específica (H, Shannon-Wiener) nos cursos de diferentes ordens.

Embora seja frequente a densidade piscícola estar positivamente correlacionada com a ordem de curso (Pires et al., 1999; Magalhães et al., 2002a) neste estudo esta relação não se revelou estatisticamente significativa. Excepções a este padrão verificam-se quando factores como a diversidade de habitat se sobrepõem à zonação longitudinal (McNeely, 1986), e/ou os habitats reprodutivos, particularmente das espécies mais abundantes, se concentram num dado sector. São disso exemplo as elevadas densidades populacionais em troços de cabeceira, devido ao elevado número de pequenos indivíduos que se associam a este tipo de sistema (Schlosser, 1987).

A nível das sub-bacias do rio Guadiana verificou-se que as bacias com maior área de drenagem apresentaram maior número de espécies e maior diversidade ictiofaunística (Quadro 3.10). Inúmeros estudos evidenciam a relação positiva entre a área da bacia de drenagem dos rios e a riqueza e diversidade específica dos agrupamentos piscícolas (e.g. Fausch et al., 1984; Cross, 1985; Karr et al., 1986; Swift et al., 1986; Oberdorff et al., 1995; Gehrke & Harris, 2000; Corbacho & Sanchez, 2001; Magalhães et al., 2002a). Os mecanismos que regulam a relação entre a área e o número de espécies podem ser sumariados como o equilíbrio entre os processos de extinção e colonização de acordo com a Teoria Biogeográfica Insular ou das Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), em que maiores

áreas (Ilhas) apresentam habitats mais complexos, com menores taxas de extinção e, consequentemente com maior número de espécies.

Poizak & Crivelli (1997) sugerem que os processos que operam à escala da paisagem, onde se incluem a ordem e largura do curso e área de drenagem, são particularmente importantes na estruturação dos agrupamentos piscícolas fundamentalmente porque os habitats são tipicamente padronizados e muitas espécies exibem uma variação ontogénica de nichos.

Quadro 3.10. Área da bacia de drenagem, número total de espécies (S), número de espécies endémicas (S End.), e diversidade específica (H) das bacias dos rios Ardila, Caia, Degebe, Vascão e ribeiras de Oeiras e Foupana

Bacia	Área (km ²)	S	S End.	H
Ardila	2828	14	9	1,45
Degebe	1530	17	9	1,19
Caia	843	14	9	1,04
Oeiras	499	7	7	0,96
Vascão	462	6	5	0,97
Foupana	410	4	3	0,60

Para além da ordem de curso, da área da bacia de drenagem, e distância à nascente, a proximidade e conectividade de um troço relativamente a cursos de maior escoamento a jusante, poderão também ser variáveis determinantes na estrutura dos agrupamentos piscícolas. Como exemplo apresentam-se as estações #26 (ribeira da Pardiela, S=14), #30 (ribeira da Amieira, S=12) e #31 (ribeira da Azambuja, S=8) (Figura 3.1) as quais se localizam a poucos km da foz na ligação com o rio Degebe, e apresentaram particularmente elevado número de espécies considerando a sua ordem e dimensão (Quadros 3.1, 3.2 e 3.9). Os tributários directos de um grande curso, particularmente em zonas próximas da foz, apresentam frequentemente agrupamentos piscícolas com grande riqueza específica devido às maiores oportunidades de colonização (Osborne & Wiley, 1992).

Considerando as variações ordem de curso vs sub-bacias do rio Guadiana, verificou-se que o maior valor de diversidade ocorreu no rio Ardila em cursos de ordem 3 e 4, seguido dos cursos das mesmas ordens no rio Degebe (Figura 3.3). O menor valor de diversidade registou-se nas ribeiras afluentes do sector terminal do Guadiana em situações próximas da cabeceira (ordens 1 e 2). Matthews (1998) também verificou que, dentro da mesma rede hídrica, segmentos de cursos de igual ordem e com características semelhante apresentavam valores de diversidade e riqueza específica semelhantes.

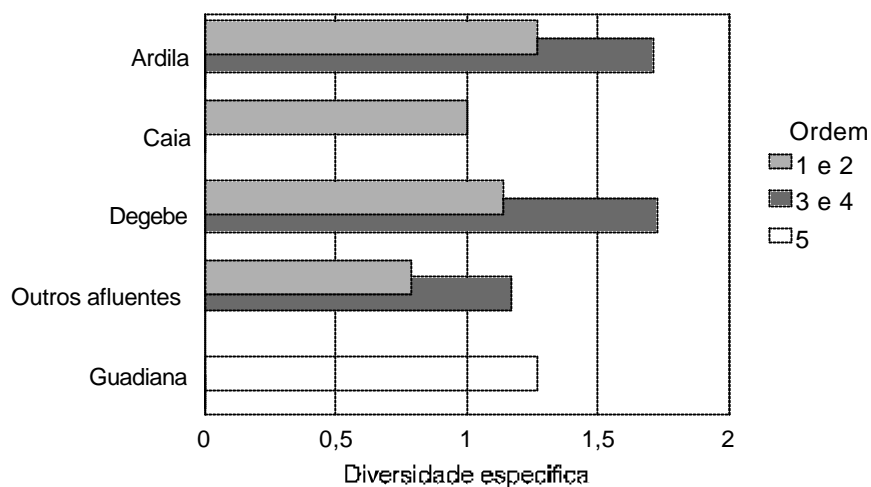


Figura 3.3. Índice de diversidade (H, Shannon-Wiener) médio para os cursos de diferentes ordens nas principais sub-bacias do rio Guadiana, cursos afluentes directos do Guadiana e rio Guadiana.

A aplicação do índice de Jaccard, demonstrou a inexistência de zonação ictiofaunística em função do eixo longitudinal norte-centro-sul do rio Guadiana, embora as sub-bacias Caia (norte) e Ardila (centro-sul) tenham apresentado menor similaridade entre si relativamente ao rio Degebe, com localização intermédia. Na bacia do rio Caia, observou-se elevada similaridade entre a composição específica dos agrupamentos piscícolas dos cursos a montante e jusante da albufeira do Caia. No entanto os exemplares de maiores dimensões ocorreram sobretudo no troço com conectividade com rio Guadiana.

As bacias dos rios Degebe e Ardila apresentaram elevado índice de similaridade (Jaccard) entre os seus agrupamentos piscícolas (Quadro 3.11), particularmente entre os troços de ordem 3 e 4. Em ambas as referidas bacias se observaram alterações na composição piscícola de montante para jusante, com um aumento da proporção de espécies de maior porte, como barbos adultos.

Na generalidade dos cursos, registou-se uma alteração nos agrupamentos piscícolas com a aproximação à confluência com o Guadiana, onde dominaram as espécies de grande dimensão (Quadros 3.12.a e 3.12.b). Os troços com ordem 3 e 4 dos vários cursos de água foram os que apresentaram maior similaridade com o rio Guadiana (Quadro 3.11).

O movimento ou deslocação entre habitats constitui uma componente fundamental do ciclo de vida das espécies. Os peixes tendem a dispersar para zonas adjacentes, pelo que estas apresentam tendencialmente similaridade na composição e abundância das espécies (Schlosser, 1995). Outro aspecto importante que potencialmente promove a similaridade entre zonas vizinhas é o ciclo do estio. Em cada ano, no Outono, os peixes dispersam do

refúgio de Verão, localizados nos cursos de grande ordem, para os tributários depauperados pelo efeito da estiagem, sendo que a composição piscícola destes dependerá em certa medida das características e da distância à origem dos colonizadores (Sheldon & Meffe, 1994; Magalhães et al., 2002b). As diferenças nas taxas de colonização e a abundância relativa das espécies nos "pools genéticos" influenciam a variação da estrutura dos agrupamentos piscícolas em ambientes frequentemente perturbados (Snodgrass et al., 1996).

Quadro 3.11. Valores do índice de similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre cursos/sub-bacias/ordem de curso (com base no número de espécies)

Cursos	Caia	Degebe	Guadiana
Ardila	0,52	0,82	0,69
Caia		0,82	0,69
Degebe			0,76

Cursos/ordem	Ardila/ 3 e 4	Degebe/ 1 e 2	Guadiana
Ardila/ 1 e 2	0,57	0,50	0,35
Ardila/ 3 e 4			0,71
Degebe/ 1 e 2			0,66
Degebe/ 3 e 4	0,82	0,94	0,76

Em termos de abundância piscícola, as maiores capturas ocorreram na bacia do rio Degebe e no próprio rio Guadiana, respectivamente com CPUE médio (\pm desvio padrão) de $43,3 \pm 74,8$ e $35,8 \pm 25,1$ indivíduos/minuto. As ribeiras afluentes directas do rio Guadiana (e.g. ribeiras de Alcarrache, Enxoé, Oeiras, Foupana e, Odeleite), registaram no conjunto, o menor valor médio de CPUE ($10,3 \pm 9,9$), significativamente inferior aos dois anteriores ($P \leq 0,01$). Nas bacias dos rios Caia e Ardila foram obtidos valores de CPUE intermédios, respectivamente $29,0 \pm 29,0$ e $18,8 \pm 9,5$ indivíduos/minuto.

No rio Guadiana ocorreram 13 espécies piscícolas das quais 8 são endémicas. O maior número de espécies endémicas ocorreu nas três principais sub-bacias e com igual valor (S End.=10, Quadro 3.10). De modo geral, observou-se maior abundância de espécies exóticas no rio principal (CPUE média= $3,2 \pm 3,8$) relativamente aos cursos afluentes (CPUE média= $1,66 \pm 3,4$) embora sem significância estatística ($P > 0,1$). Inversamente, nas várias sub-bacias amostradas a proporção de espécies endémicas foi significativamente superior ($P \leq 0,05$) à registada no rio Guadiana, tendo o mesmo sido igualmente observado por Horta et al. (1998). É provável que o rio Guadiana, pelas suas características geomorfológicas e de escoamento e crescente regularização, apresente um maior conjunto de zonas/habitats

com condições semi-lênticas favoráveis à fauna exótica (Mahon, 1984; Godinho & Ferreira, 1994; Ilhéu et al., 1999), explicando-se assim a maior abundância deste grupo no rio principal.

A bacia do rio Caia destaca-se por ser a que apresenta proporcionalmente maior abundância de *A. hispanica* e de *C. willkommii* (Quadro 3.12.a). Relativamente à última espécie, há a referir que todos os indivíduos capturados a montante da albufeira do Caia apresentaram pequenas dimensões, o mesmo acontecendo com os barbos. Provavelmente os cursos de cabeceira desta bacia constituem sectores associados à reprodução e crescimento dos juvenis enquanto a albufeira do Caia, poucos km a jusante, constituirá o habitat onde os adultos das espécies endémicas migradoras (*Barbus* spp. e *C. willkommii*) passam a maior parte do ano.

Este padrão parece estar de acordo com os resultados obtidos em estudos realizados em albufeiras no sul de Espanha (ver Lobón-Cerviá & Elvira, 1981; Granado-Lorencio et al., 1985; Granado-Lorencio & Garcia Novo, 1986; Granado-Lorencio & Sancho, 1987; Granado-Lorencio, 1992). Segundo estes, algumas espécies piscícolas, nomeadamente barbos e bogas, adaptaram-se à existência de albufeiras passando nelas parte do seu ciclo de vida. Durante a Primavera (geralmente de Fevereiro a Maio ou Junho, dependendo da espécie), os adultos destas espécies deslocam-se para os tributários em busca de zonas bem oxigenadas, com baixa turbidez, onde realizam as posturas e exploram temporariamente a produtividade dos rios. No final do período reprodutivo regressam à albufeira, que por um lado funciona como refúgio estival, e por outro pode oferecer uma exploração alimentar vantajosa (Encina, com. pess.). Este padrão tem implícito o desenvolvimento de estratégias de adaptação das espécies ao sistema lêntico e pressupõe que as condições da albufeira (físico-química da água, sedimentos, conectividade com os tributários, etc.) sejam compatíveis com as exigências dos ciclos de vida das populações piscícolas.

Dentro da bacia hidrográfica do Guadiana, a albufeira do Caia é a que exhibe as melhores condições para a fauna indígena (Ferreira et al., 2001), tendo aí sido capturados, em Março de 1999, bastantes espécimens de *C. willkommii* com grandes dimensões (aprox. 25-28 cm), muitos deles em pré-desova (Ilhéu, dados não publicados). Justifica-se assim a presença de um elevado número de indivíduos de pequenas dimensões desta espécie nos tributários a montante.

As várias espécies que atingem maiores dimensões, i.e. barbos adultos e *C. willkommii*, apresentaram-se positivamente correlacionadas com a ordem de curso (*B. microcephalus*: $r=0,63$, $P\leq 0,001$; *B. steindachneri*: $r=0,76$, $P\leq 0,001$; *B. comiza*: $r=0,60$, $P\leq 0,001$; *C.*

willkommii: $r=0,41$, $P\leq 0,01$) e a distância à nascente (*B. microcephalus*: $r=0,55$, $P\leq 0,001$ *B. comiza*: $r=0,41$, $P\leq 0,01$), e negativamente com a distância ao rio Guadiana (*B. microcephalus*: $r=-0,38$, $P\leq 0,001$; *B. steindachneri*: $r=-0,46$, $P\leq 0,001$ e *B. comiza*: $r=-0,34$, $P\leq 0,001$).

Godinho et al. (1997a) encontraram resultados semelhantes através de análise CCA (Análise de Correspondência Canónica), tendo identificado um grupo ictiofaunístico formado por indivíduos de grande porte, particularmente do género *Barbus*, associado a cursos com grande largura.

À excepção das espécies ditas reófilas migradoras, i.e. *Barbus* spp. e *C. willkommii*, as restantes espécies não evidenciaram grandes variações na sua distribuição ao longo do período de estudo. A espécie mais ubiquista foi *R. alburnoides* (Figura 3.4) encontrando-se presente em quase todos os locais amostrados, tanto em pequenas ribeiras de ordem 1 como no curso principal do rio Guadiana, em situações de grande caudal. Esta espécie ocorreu numa ampla área de distribuição, quase sempre com elevado número de indivíduos, estando bem representada em todas as sub-bacias do rio Guadiana (Quadros 3.12.a e 3.12.b). Apesar da sua ampla distribuição, esta espécie associa-se geralmente a agrupamentos piscícolas de cursos de média e baixa ordem tendo apresentado uma correlação positiva com a distância ao Guadiana ($r=0,40$, $P\leq 0,05$).

De forma geral o padrão de distribuição de *L. pyrenaicus* e *C. lemmingii* (Figuras 3.5 e 3.6) foi semelhante em termos de ordem de curso, i.e., com capturas significativas apenas nos cursos de ordem 1 e 2. Estas espécies apresentaram-se particularmente abundantes nas bacias dos rios Caia e Degebe (Quadro 3.12.a) não tendo sido capturadas no rio Guadiana (Quadro 3.12.b). *C. lemmingii* tal como *C. willkommii*, apresentou baixa expressão nos cursos de água a sul de Mértola. Ambas as espécies apresentaram uma relação positiva com a distância ao rio principal, i.e. ao rio Guadiana (*L. pyrenaicus*: $r=0,49$, $P\leq 0,001$ e *C. lemmingii*: $r=0,55$, $P\leq 0,001$) e negativa com a ordem de curso (*L. pyrenaicus*: $r=-0,28$, $P\leq 0,05$ e *C. lemmingii*: $r=-0,31$, $P\leq 0,05$) e a distância à nascente (*C. lemmingii*: $r=-0,46$, $P\leq 0,001$). Estas espécies têm sido consideradas como espécies de cursos de cabeceira (Pires et al., 1999; Filipe et al., 2002) com sucesso em cursos intermitentes, particularmente *L. pyrenaicus* (Magalhães, 1993b; Fernández-Delgado & Herrera, 1995), a qual se considera amplamente distribuída por todas as bacias do sul de Portugal (Almaça, 1965; Gerales & Collares-Pereira, 1995).

Quadro 3.12.a. CPUE (indivíduos/minuto - média \pm desvio padrão) e frequência de ocorrência (FO) das espécies em função da ordem de curso, nas bacias rio Ardila, rio Caia e rio Degebe. Algarismos a seguir à espécie indicam classe de dimensão

Espécies	rio Ardila				rio Caia				rio Degebe			
	ord.curso 1 e 2		ord.curso 3 e 4		ord.curso 1 e 2		ord.curso 1 e 2		ord.curso 3 e 4			
	CPUE	FO	CPUE	FO	CPUE	FO	CPUE	FO	CPUE	FO		
<i>A. hispanica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56 \pm 2,78	0,14	0,001 \pm 0,03	0,01	0,04 \pm 0,67	0,01		
<i>B. comiza1</i>	0,01 \pm 0,04	0,03	0,22 \pm 1,31	0,04	0,01 \pm 0,08	0,01	0,26 \pm 2,27	0,03	0,09 \pm 0,6	0,06		
<i>B. comiza2</i>	0,00	0,00	0,02 \pm 0,13	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,004 \pm 0,06	0,01		
<i>B. comiza3</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04 \pm 0,42	0,02		
<i>B. microcephalus1</i>	0,00	0,00	1,91 \pm 6,1	0,38	0,87 \pm 4,14	0,1	0,91 \pm 4,5	0,1	1,8 \pm 7,83	0,31		
<i>B. microcephalus2</i>	0,00	0,00	0,23 \pm 0,66	0,15	0,00	0,00	0,17 \pm 1,0	0,03	0,2 \pm 1,4	0,09		
<i>B. microcephalus3</i>	0,00	0,00	0,23 \pm 2,2	0,06	0,00	0,00	0,06 \pm 0,4	0,03	0,12 \pm 0,8	0,07		
<i>B. sclateri1</i>	0,00	0,00	0,013 \pm 0,14	0,01	0,001 \pm 0,02	0,01	0,00	0,00	0,001 \pm 0,04	0,01		
<i>B. sclateri2</i>	0,00	0,00	0,004 \pm 0,04	0,01	0,00	0,00	0,01 \pm 0,12	0,01	0,001 \pm 0,03	0,01		
<i>B. sclateri3</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01 \pm 0,08	0,01		
<i>B. steindachneri1</i>	0,00	0,00	1,37 \pm 5,08	0,26	0,02 \pm 0,13	0,03	0,94 \pm 5,99	0,09	1,54 \pm 7,33	0,24		
<i>B. steindachneri2</i>	0,00	0,00	0,38 \pm 1,42	0,17	0,001 \pm 0,04	0,01	0,22 \pm 2,21	0,02	0,05 \pm 0,23	0,07		
<i>B. steindachneri3</i>	0,00	0,00	0,26 \pm 1,7	0,11	0,00	0,00	0,05 \pm 0,6	0,01	0,05 \pm 0,4	0,05		
<i>B. spp. (juvenis)</i>	1,47 \pm 3,1	0,55	10,2 \pm 26,3	0,72	5,84 \pm 18	0,45	4,84 \pm 20,8	0,20	6,2 \pm 37,4	0,4		
<i>C. lemmingii</i>	1,27 \pm 5,2	0,21	0,04 \pm 0,3	0,02	5,18 \pm 24,1	0,3	6,92 \pm 19,3	0,50	0,29 \pm 1,7	0,08		
<i>C. willkommii 1</i>	0,27 \pm 0,1	0,14	0,41 \pm 0,46	0,29	7,4 \pm 18	0,32	0,77 \pm 0,84	0,13	0,71 \pm 1,0	0,19		
<i>C. willkommii 2</i>	0,33 \pm 0,1	0,14	2,06 \pm 3,2	0,53	35,9 \pm 102	0,44	1,68 \pm 2,6	0,17	0,99 \pm 3,3	0,42		
<i>C. willkommii 3</i>	0,00	0,00	0,23 \pm 0,2	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	1,27 \pm 2,6	0,43		
<i>C. paludica</i>	0,39 \pm 0,7	0,28	0,18 \pm 1,3	0,03	0,14 \pm 0,8	0,08	1,52 \pm 5,8	0,27	0,16 \pm 0,95	0,07		
<i>L. pyrenaicus</i>	0,98 \pm 2,7	0,31	0,78 \pm 1,9	0,28	1,83 \pm 3,7	0,39	4,1 \pm 10,6	0,48	0,54 \pm 2,5	0,2		
<i>R. alburnoides</i>	4,96 \pm 7,5	0,69	17,4 \pm 30,5	0,78	22,2 \pm 43,7	0,79	43,8 \pm 112	0,85	41,7 \pm 216	0,81		
<i>S. fluviatilis</i>	0,00	0,00	0,73 \pm 2,1	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14 \pm 1,16	0,04		
<i>C. auratus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,001 \pm 0,04	0,01	0,00	0,00	0,05 \pm 0,67	0,01		
<i>C. carpio</i>	0,00	0,00	0,05 \pm 0,25	0,05	0,01 \pm 0,8	0,01	0,07 \pm 0,57	0,03	0,30 \pm 2,02	0,1		
<i>C. facetum</i>	0,00	0,00	0,10 \pm 0,6	0,07	0,00	0,00	0,06 \pm 0,34	0,03	0,001 \pm 0,04	0,01		
<i>L. gibbosus</i>	0,05 \pm 0,3	0,03	0,42 \pm 1,3	0,19	0,4 \pm 2,5	0,06	4,59 \pm 13,5	0,45	3,02 \pm 7,6	0,48		
<i>M. salmoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,1 \pm 0,51	0,08		

A. hispanica ocorreu com um muito reduzido número de indivíduos e de forma muito localizada, em apenas quatro cursos da bacia do Guadiana - rio Caia (n=113), ribeira da Pardiela (n=5), ribeira de Arronches (n=2), e ribeira de Odeleite (n=2) (Figura 3.7), destacando-se a maior ocorrência e abundância no primeiro, tal como foi anteriormente referido (Quadros 3.12.a e 3.12.b).

Quadro 3.12.b. CPUE (indivíduos/minuto - média \pm desvio padrão) e frequência de ocorrência (FO) das espécies por ordem de curso nos afluentes do sector terminal da bacia do rio Guadiana (Foupana, Oeiras e Vascão) e rio Guadiana. Algarismos a seguir à espécie indicam classe de dimensão

Espécies	Afluentes do sector Terminal rio Guadiana					
	ord.curso <u>1 e 2</u>		ord.curso <u>3</u>		ord.curso <u>5</u>	
	CPUE	FO	CPUE	FO	CPUE	FO
<i>A. hispanica</i>	0,01 \pm 0,05	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>B. comiza1</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,92 \pm 4,42	0,09
<i>B. comiza2</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,3 \pm 1,73	0,04
<i>B. comiza3</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75 \pm 2,4	0,14
<i>B. microcephalus1</i>	0,93 \pm 4,98	0,21	0,00	0,00	7,78 \pm 17,4	0,36
<i>B. microcephalus2</i>	0,62 \pm 4,92	0,03	0,00	0,00	4,45 \pm 10,7	0,29
<i>B. microcephalus3</i>	0,001 \pm 0,03	0,02	0,00	0,00	2,51 \pm 5,95	0,27
<i>B. sclateri1</i>	0,001 \pm 0,03	0,02	0,00	0,00	0,04 \pm 0,3	0,02
<i>B. sclateri2</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03 \pm 0,3	0,01
<i>B. sclateri3</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03 \pm 0,3	0,02
<i>B. steindachneri1</i>	0,00	0,00	0,00	0,25	10,8 \pm 19,5	0,05
<i>B. steindachneri2</i>	0,06 \pm 0,49	0,02	0,00	0,00	3,73 \pm 11	0,3
<i>B. steindachneri3</i>	0,001 \pm 0,01	0,02	0,00	0,00	4,7 \pm 15,52	0,35
<i>B. spp. (juvenis)</i>	4,96 \pm 13,1	0,64	0,00	0,00	4,88 \pm 21,1	0,18
<i>C. lemmingii</i>	0,02 \pm 0,07	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>C. willkommii1</i>	0,13 \pm 0,09	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>C. willkommii2</i>	0,01 \pm 0,02	0,13	0,00	0,00	1,13 \pm 1,2	0,13
<i>C. willkommii3</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	3,53 \pm 4,2	0,30
<i>C. paludica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04 \pm 0,4	0,02
<i>L. pyrenaicus</i>	0,42 \pm 1,3	0,24	1,25 \pm 1,9	0,50	0,00	0,00
<i>R. alburnoides</i>	6,13 \pm 11,6	0,71	2,0 \pm 2,45	0,50	3,54 \pm 20,2	0,09
<i>S. fluviatilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43 \pm 3,31	0,06
<i>C. auratus</i>	0,02 \pm 0,09	0,05	0,00	0,00	0,01 \pm 0,10	0,01
<i>C. carpio</i>	0,27 \pm 1,06	0,14	0,00	0,00	0,25 \pm 1,51	0,04
<i>C. facetum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>L. gibbosus</i>	0,04 \pm 0,22	0,06	1,0 \pm 2,0	0,25	4,22 \pm 12,3	0,24
<i>M. salmoides</i>	0,05 \pm 0,30	0,04	0,5 \pm 1,0	0,25	0,21 \pm 1,33	0,06

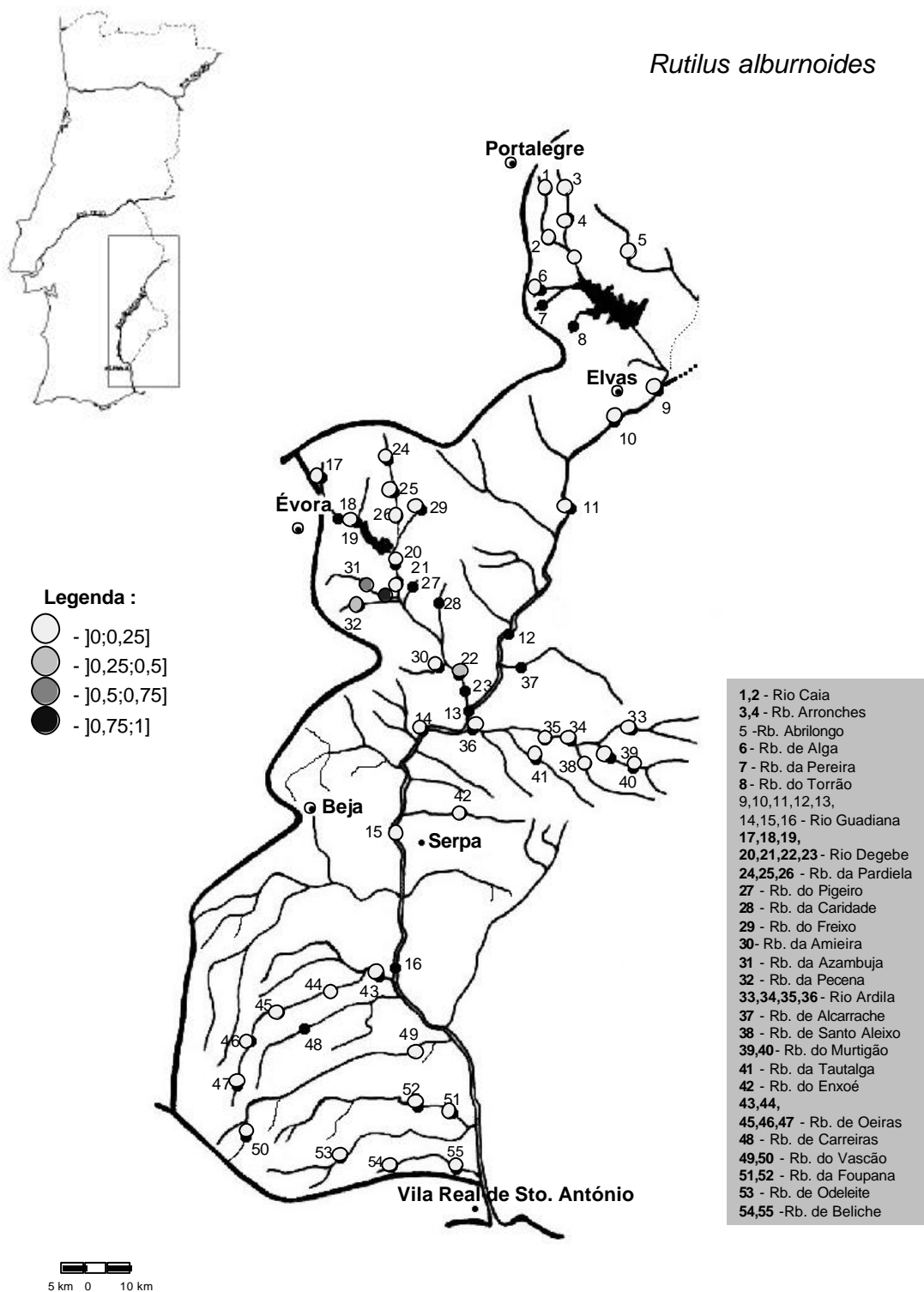


Figura 3.4. Distribuição e abundância relativa de *Rutilus alburnoides* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

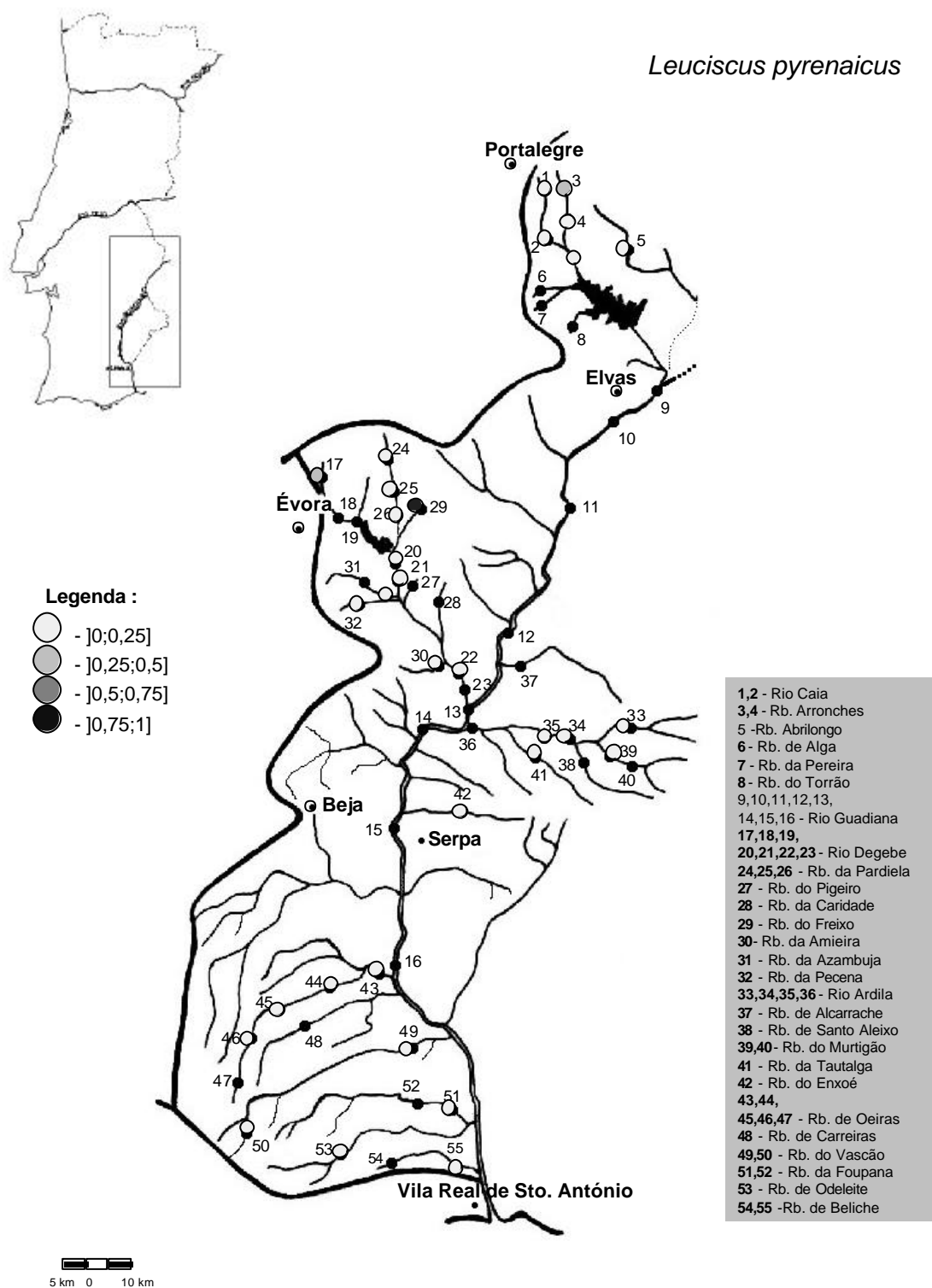


Figura 3.5. Distribuição e abundância relativa de *Leuciscus pyrenaicus* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

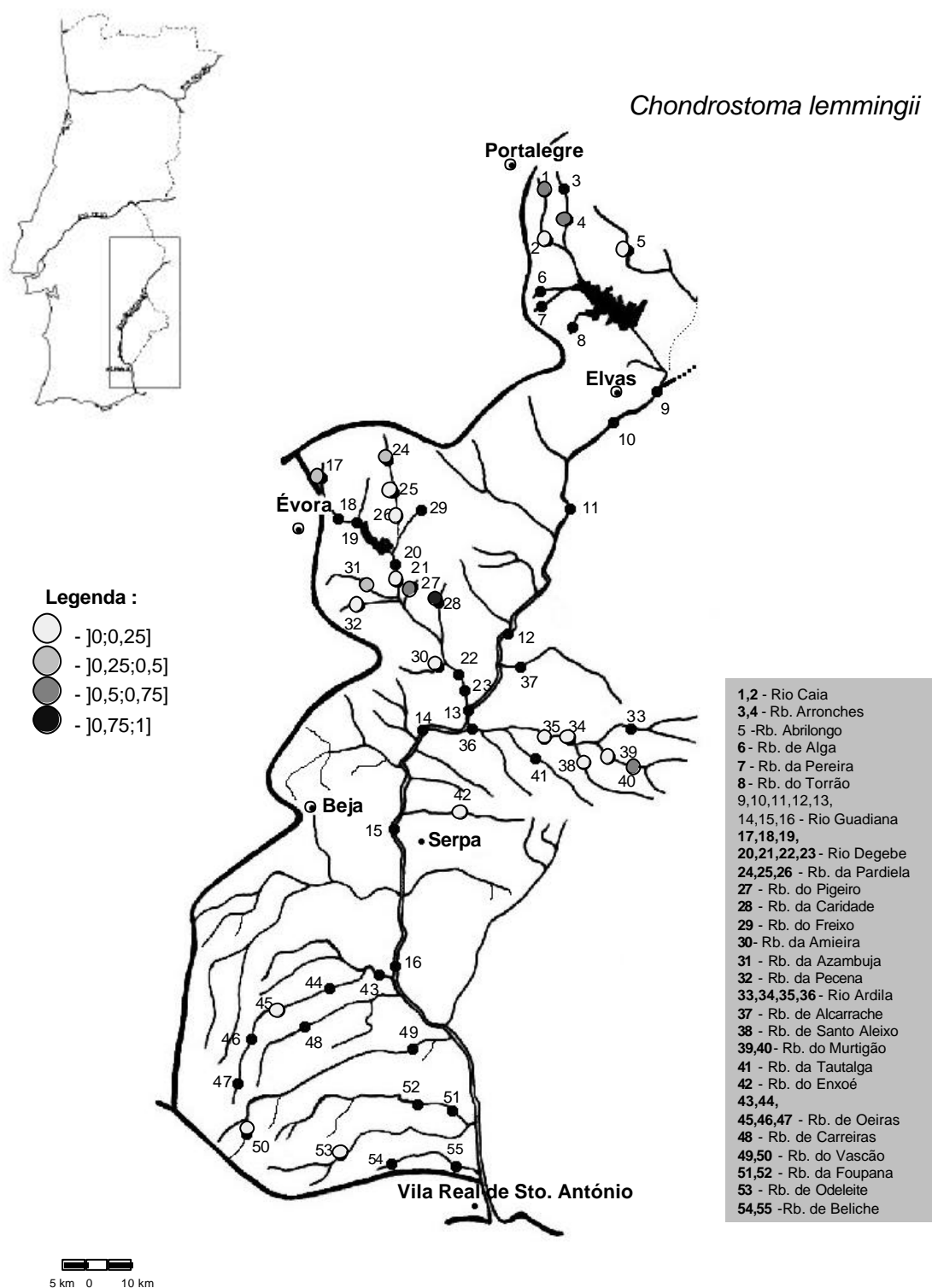


Figura 3.6. Distribuição e abundância relativa de *Chondrostoma lemmingii* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

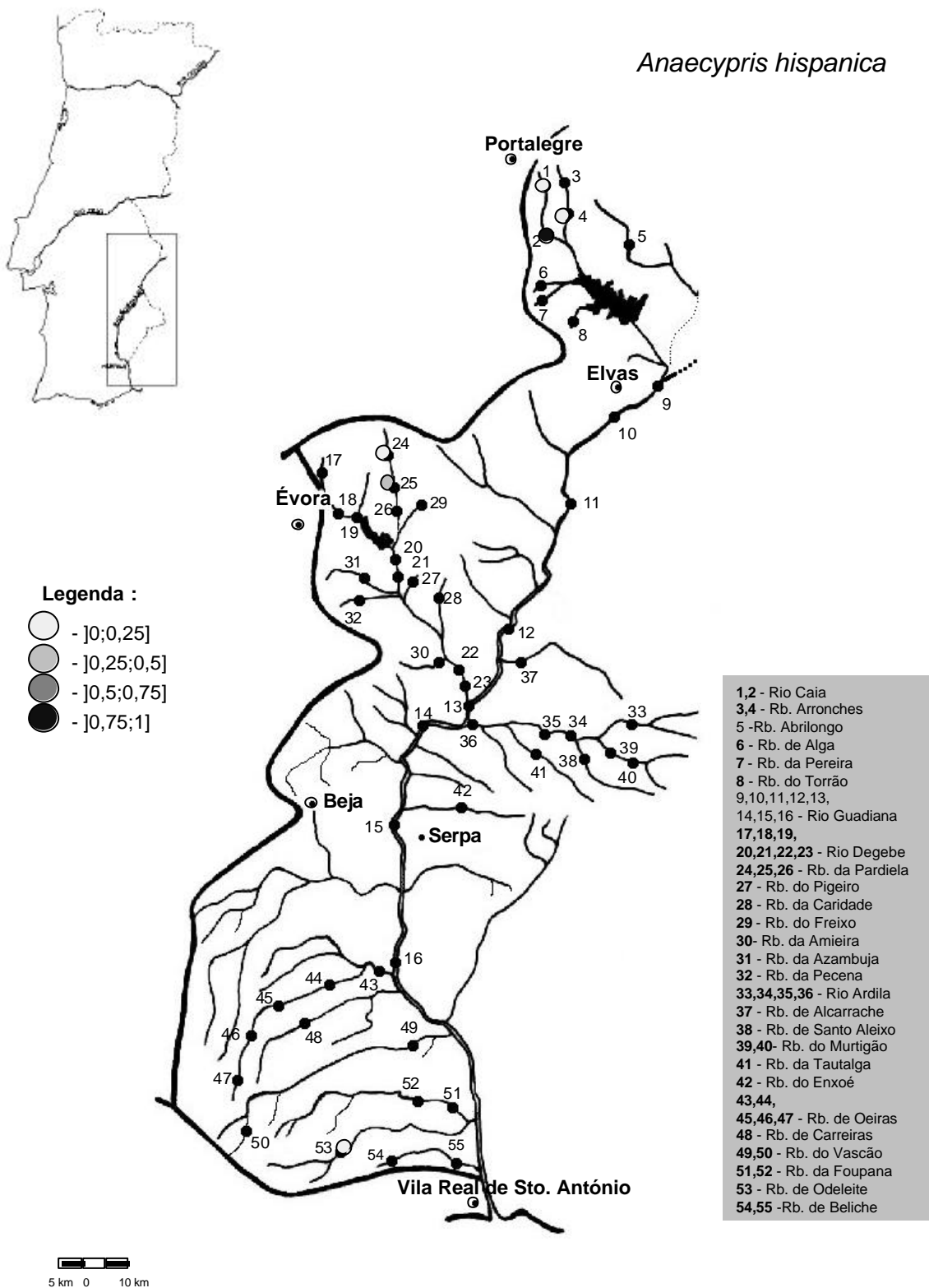


Figura 3.7. Distribuição e abundância relativa de *Anaocypris hispanica* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

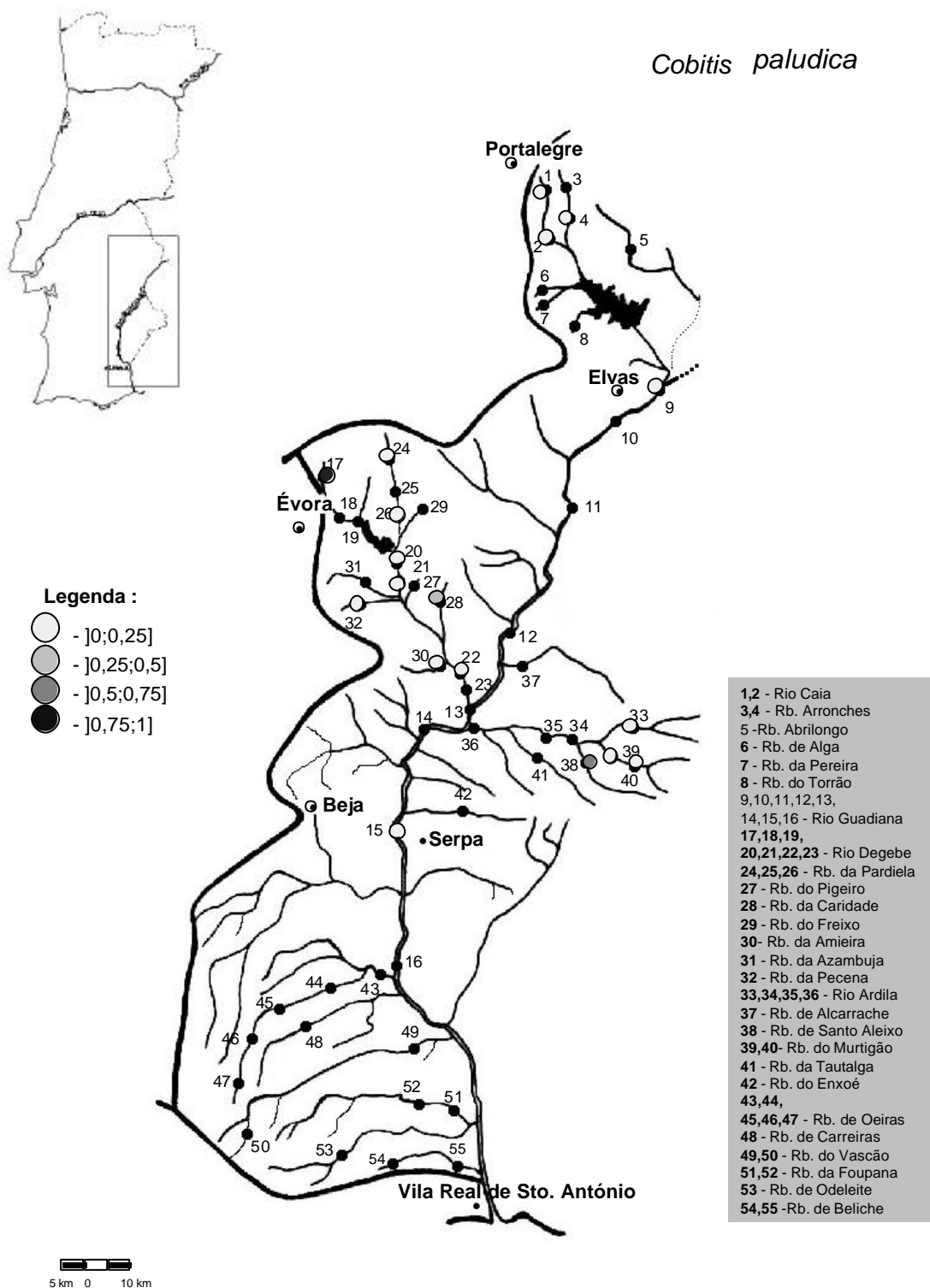


Figura 3.8. Distribuição e abundância relativa de *Cobitis paludica* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

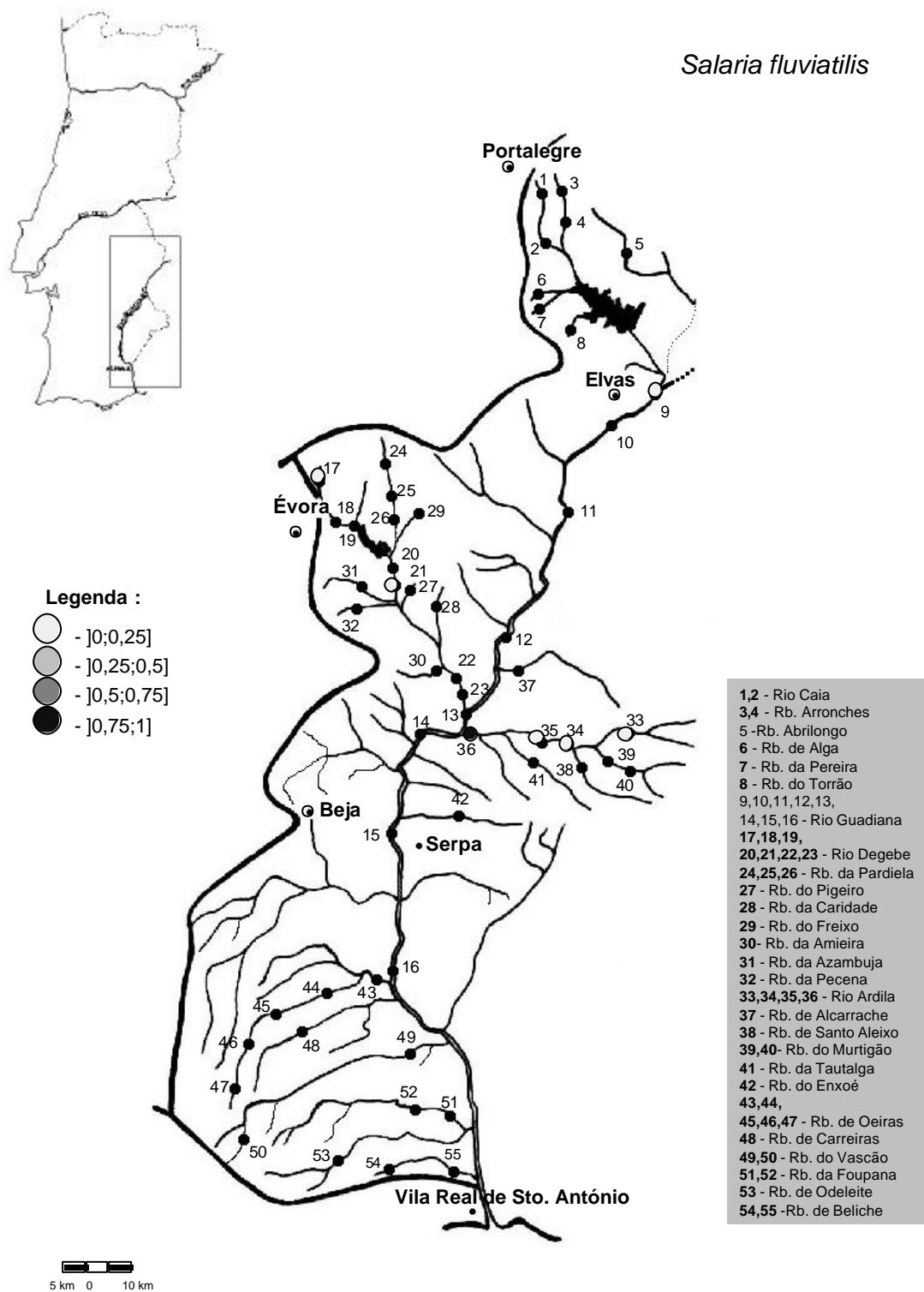


Figura 3.9. Distribuição e abundância de *Salaria fluviatilis* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

Collares-Pereira et al. (1999) relatam um decréscimo dramático na ocorrência desta espécie nas últimas duas décadas. Em 1997 estava restrita a 9 cursos de água, nos quais se incluíam a ribeira do Murtigão, rio Vascão ribeiras de Carreiras e da Foupana. O facto de não se terem registado capturas de *A. hispanica* nestes cursos durante o período de estudo deste trabalho (1996-2000) poder-se-á dever à elevada fragmentação dos agrupamentos associada ao estado depauperado das populações. De acordo com os mesmos autores não se observou um padrão de ocorrência associado às características dos cursos em termos de macro-habitas, i.e. registou-se a ausência da espécie em troços com características semelhantes àqueles onde foi capturada, inclusive dentro do mesmo curso. No presente trabalho a característica comum aos 4 cursos em que a espécie ocorreu foi a sua localização em troços de cabeceira (correlação positiva com a distância ao Guadiana, $r=0,40$, $P\leq 0,01$) e com galeria ripícola bem preservada. Collares-Pereira et al. (1998) referem a perda de vegetação ripícola como uma das principais causas para o declínio da espécie, assim como a dispersão das espécies exóticas, em particular *Esox lucius* e *Micropterus salmoides*, pois tratando-se de espécies piscívoras condicionam o uso do espaço e abundância das espécies mais vulneráveis (Schlosser, 1987,1988; Harvey, 1991).

Cobitis paludica (Figura 3.8) ocorreu sobretudo em cursos de ordem baixa (Quadros 3.12.a e 3.12b), registando-se um aumento significativo das capturas com a distância ao rio Guadiana ($r=0,35$, $P\leq 0,05$). A sul de Serpa não foram capturados quaisquer indivíduos desta espécie em qualquer curso da rede hídrica do Guadiana.

Salaria fluviatilis (Figura 3.9) ocorreu de forma quase exclusiva nas bacias do rio Degebe e rio Ardila, sobretudo em cursos de ordem intermédia a elevada, i.e., 3 e 4 (Quadro 3.12.a). Registou-se um aumento significativo dos valores de CPUE desta espécie com o aumento da ordem de curso ($r=0,34$, $P\leq 0,05$) tendo registado a maior abundância no sector terminal do rio Ardila (ordem 4) onde constituiu uma fracção importante do agrupamento piscícola da respectiva estação. De facto esta espécie tem sido frequentemente associada a habitats com elevada corrente e heterogeneidade de substrato (Freeman et al., 1990; Godinho et al., 1997a) os quais, nesta bacia ocorrem tipicamente em troços de ordem 4 (cf. Cap. 5).

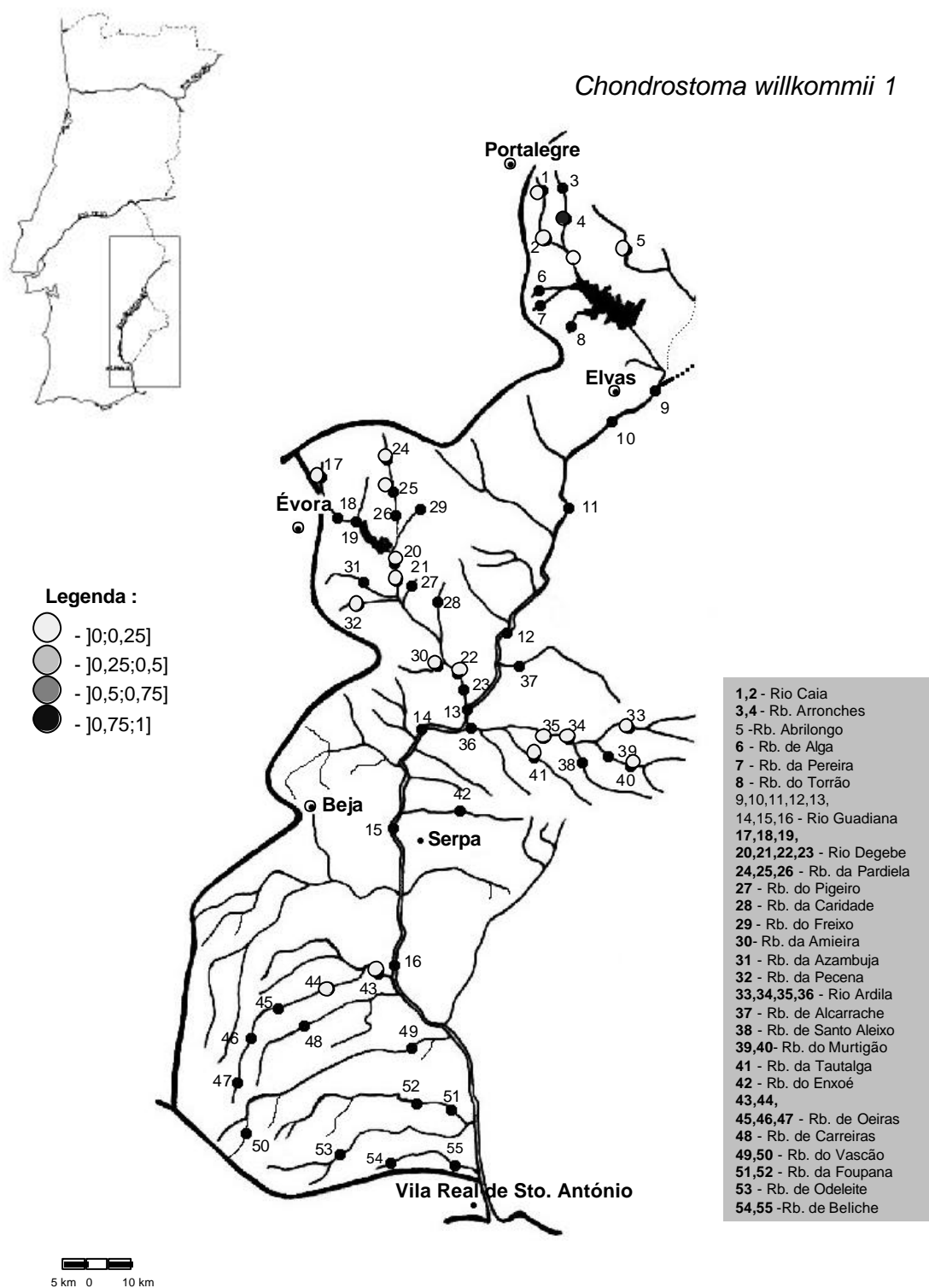


Figura 3.10. Distribuição e abundância relativa de *Chondrostoma willkommii* - classe 1 (Comp. Total < 9 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

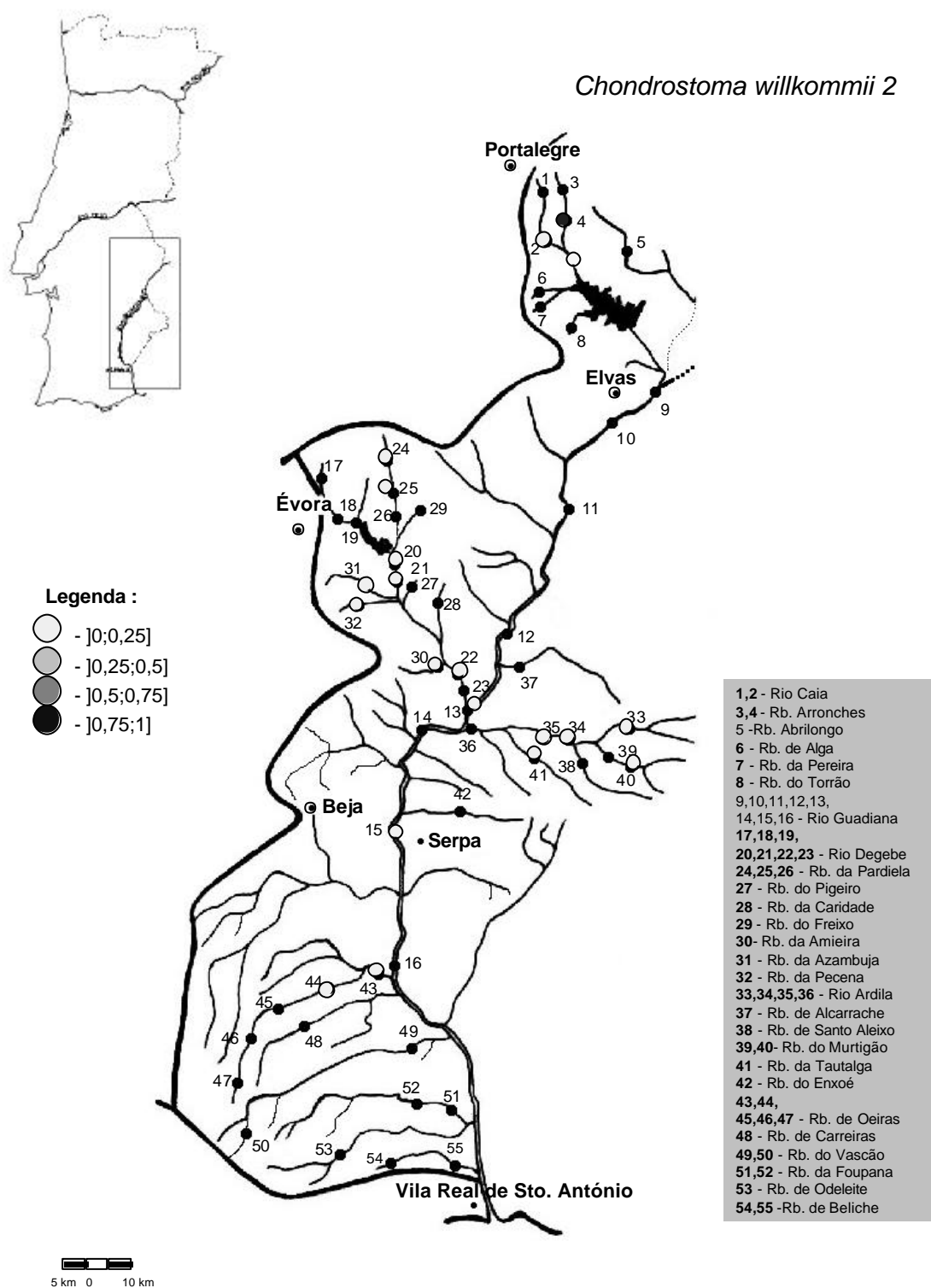


Figura 3.11. Distribuição e abundância relativa de *Chondrostoma willkommii* - classe 2 (Comp. Total 9-15 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

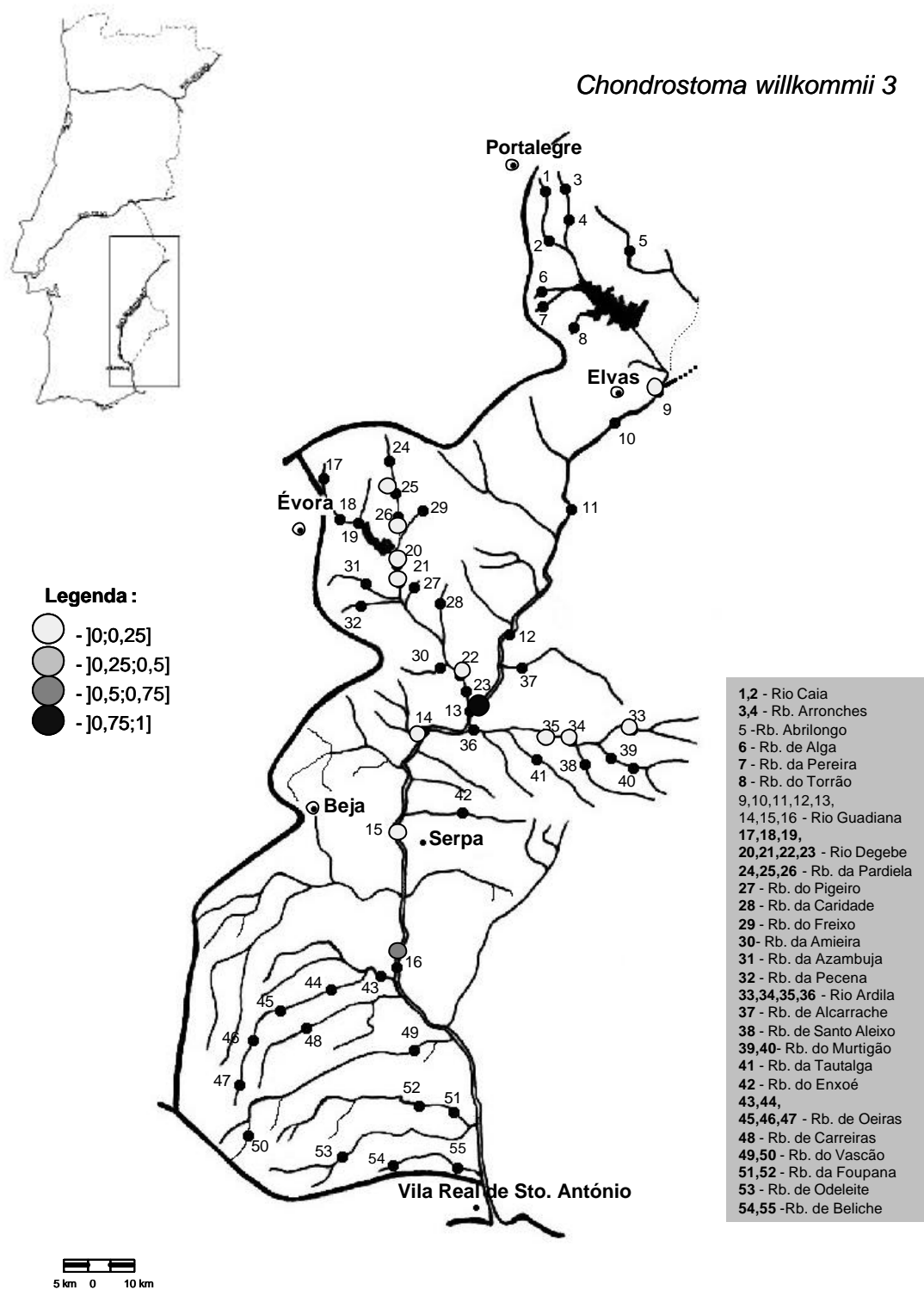


Figura 3.12. Distribuição e abundância relativa de *Chondrostoma willkommii* - classe 3 (Comp. Total >15 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

C. willkommii foi capturada em todas as ordens de curso com uma distribuição bastante cosmopolita. No entanto as diferentes classes de dimensão apresentaram uma distribuição bastante distinta (Figuras 3.10, 3.11 e 3.12) registando-se uma correlação significativa entre a abundância dos indivíduos de maior dimensão (*C.w*3) e a ordem de curso ($r=0,48$, $P\leq 0,01$). Tal como já foi referido, registaram-se as maiores capturas desta espécie na bacia do rio Caia (Quadro 3.12.a), em particular nos cursos a montante da Albufeira do Caia. No rio Guadiana ocorreram sobretudo indivíduos da classe de maior dimensão, não tendo sido capturados quaisquer indivíduos com comprimento inferior a 9 cm. A sul de Mértola, nas ribeiras de Oeiras, Carreiras, Foupana, Odeleite e Beliche esta espécie foi muito pouco capturada. À excepção da classe de maior dimensão (indivíduos com comprimento total superior a 15 cm) que não ocorreu em troços de ordem inferior a 3, as outras classes de dimensão apresentaram uma distribuição sazonal significativamente diferente pelas várias ordens de curso (Figura 3.13).

C. willkommii é considerada uma espécie reófila migradora, que tende a ocupar as ribeiras no Inverno e Primavera, período durante o qual ocorrem as posturas (Granado-Lorencio, 1992; Rodriguez-Ruiz, 1992; Bernardo et al., 2001). No entanto, durante o período reprodutivo (Fevereiro-Abril), os indivíduos das classes de dimensão 2 e 3, correspondentes aos reprodutores [considerando a idade de maturação no segundo ano de vida (Herrera & Fernández-Delgado, 1994)], encontraram-se proporcionalmente em maior número nos troços de ordem 3+4 e 5 respectivamente (Figura 3.13). Os indivíduos em estado de pré-postura (estado de maturação das gónadas IV) e em postura (estado de maturação das gónadas V), encontraram-se exclusivamente nestas ordens de curso (Figura 3.14). Verifica-se uma tendência para as posturas, durante o Inverno, ocorrerem sobretudo nos cursos de ordem 4 e 5, enquanto que na Primavera tendem a ocorrer maioritariamente nos troços de ordem 3. Os indivíduos de maiores dimensões provavelmente reproduzem-se um pouco mais cedo, constituindo a grande maioria dos reprodutores que realizam as posturas no Inverno (Fevereiro). Dado que os indivíduos de maiores dimensões não evidenciaram diferenças significativas na ocupação das diferentes ordens de curso ao longo do ano, pressupõe-se que as grandes migrações reprodutivas tenderão a ser realizadas fundamentalmente por indivíduos da classe 2, i.e. reprodutores de menores dimensões. Tal não significa que os indivíduos maiores, que se encontram no rio Guadiana, não migrem em direcção a tributários de menor ordem. No entanto não se confirma que o seu destino sejam os cursos de cabeceira.

A presença dos grandes reprodutores exclusivamente em troços de média e elevada dimensão, poderá estar relacionada com os elevados riscos que estes processos migratórios podem representar para os indivíduos de grandes dimensões.

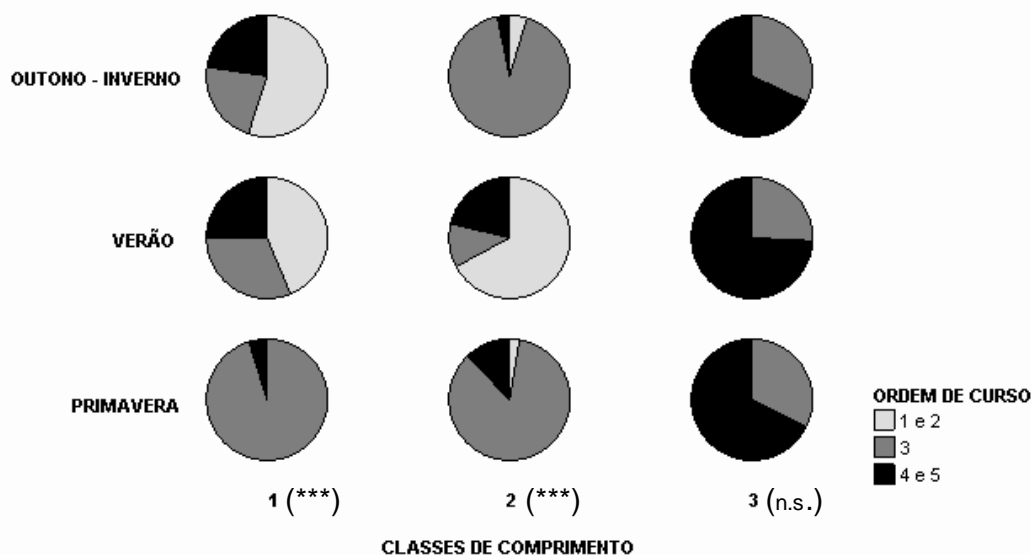


Figura 3.13. Variação sazonal das várias classes de comprimento de *Chondrostoma willkommii* (C.w.1: <9cm; C.w.2: 9-15 cm; C.w.3: >15 cm), pelas diferentes ordens de curso (proporções calculadas sobre os valores de CPUE). Significância entre estações; ** - $P \leq 0,01$, *** - $P \leq 0,001$, n.s. - não significativo.

Embora a deslocação para as ribeiras possa apresentar vantagens alimentares, devido à sua elevada produtividade (Matthews, 1998), estes sectores da rede hídrica apresentam a desvantagem de serem geralmente mais expostos, com zonas de menor profundidade implicando maiores riscos de predação, particularmente para os indivíduos de maiores dimensões (Harvey & Stewart, 1991).

Segundo Herrera & Fernández-Delgado (1994) durante os processos de migração os indivíduos jovens adultos apresentam maior mobilidade, chegando geralmente primeiro aos locais de refúgio e de postura que os mais velhos. Tal justifica a maior amplitude de uso das diferentes ordens de curso pelos indivíduos da classe 2. Estes indivíduos ocorrem frequentemente em ribeiras durante todo o ano, ao contrário dos exemplares de grandes dimensões, que ocorrem maioritariamente no rio Guadiana (Quadros 3.12.a e 3.12.b) pelo que nas suas migrações reprodutivas podem atingir mais facilmente troços de cabeceira.

Considerando que a reprodução ocorre sobretudo em cursos de ordem intermédia e elevada (≥ 3), e que os indivíduos imaturos e de menores dimensões em geral (cohortes 0^+ e 1^+) se encontram em maior abundância em troços de cabeceira particularmente no Verão e no Inverno, perspectiva-se que estes indivíduos também realizarão deslocações ascendentes na rede hídrica durante os primeiros anos de vida. Estas migrações poderão estar associadas à busca de condições de habitat mais adequadas a estas classes de dimensão. Nos cursos de cabeceira, os indivíduos jovens apresentam maiores oportunidades quer do ponto de vista trófico (Gorman, 1988; Matthews, 1998) quer da protecção, dado que nos cursos de cabeceira existem proporcionalmente menos peixes piscívoros (Angermeier & Karr, 1984; Power, 1987; Godinho et al., 1997a).

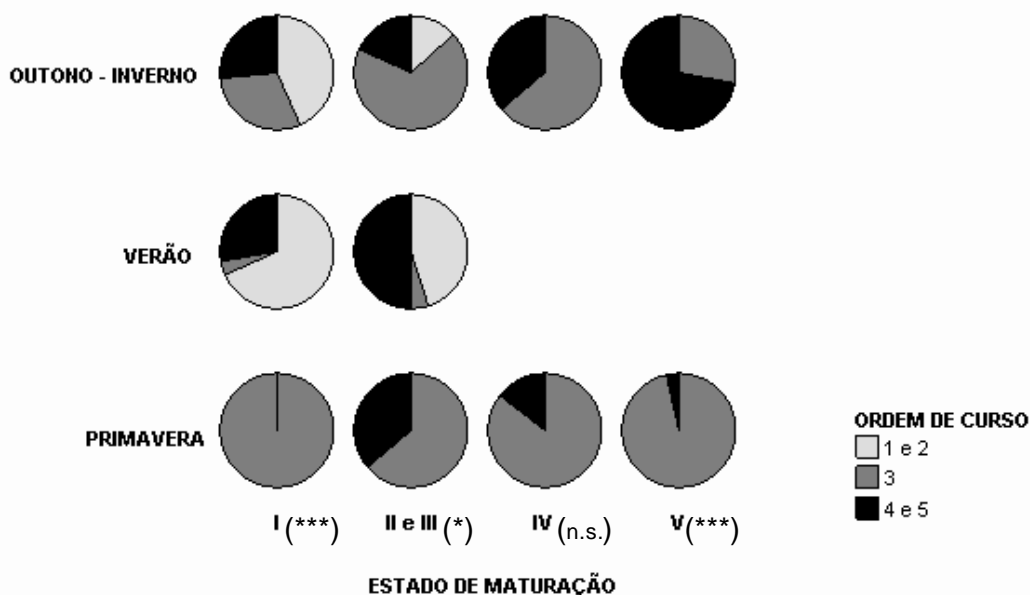


Figura 3.14. Variação sazonal dos estados de maturação gonodossomática (Nikolsky, 1963), de *Chondrostoma willkommii* (I - imaturos; II e III - não reprodutivos; IV - em pré-postura; V - em postura) em função das diferentes ordens de curso (proporções calculadas sobre número de indivíduos capturados). Significância entre estações; * - $P \leq 0,05$, *** - $P \leq 0,001$, n.s.- não significativo.

Nos cursos de água mediterrânicos com carácter temporário, durante o Verão, o caudal é frequentemente nulo. A fauna aquática encontra-se confinada a pegos sujeitos a grandes perdas de água devido às elevadas temperaturas. Nestas condições, os refúgios estivais são fundamentais para a sobrevivência dos peixes. Neste sentido, para além das migrações reprodutivas, prevê-se que a ictiofauna de cursos mediterrânicos realize deslocações na rede hídrica em busca de refúgios onde passem o duro período de estio, i.e. secções dos cursos que apresentem condições de maior persistência e estabilidade ambiental (Cf. Cap. 6).

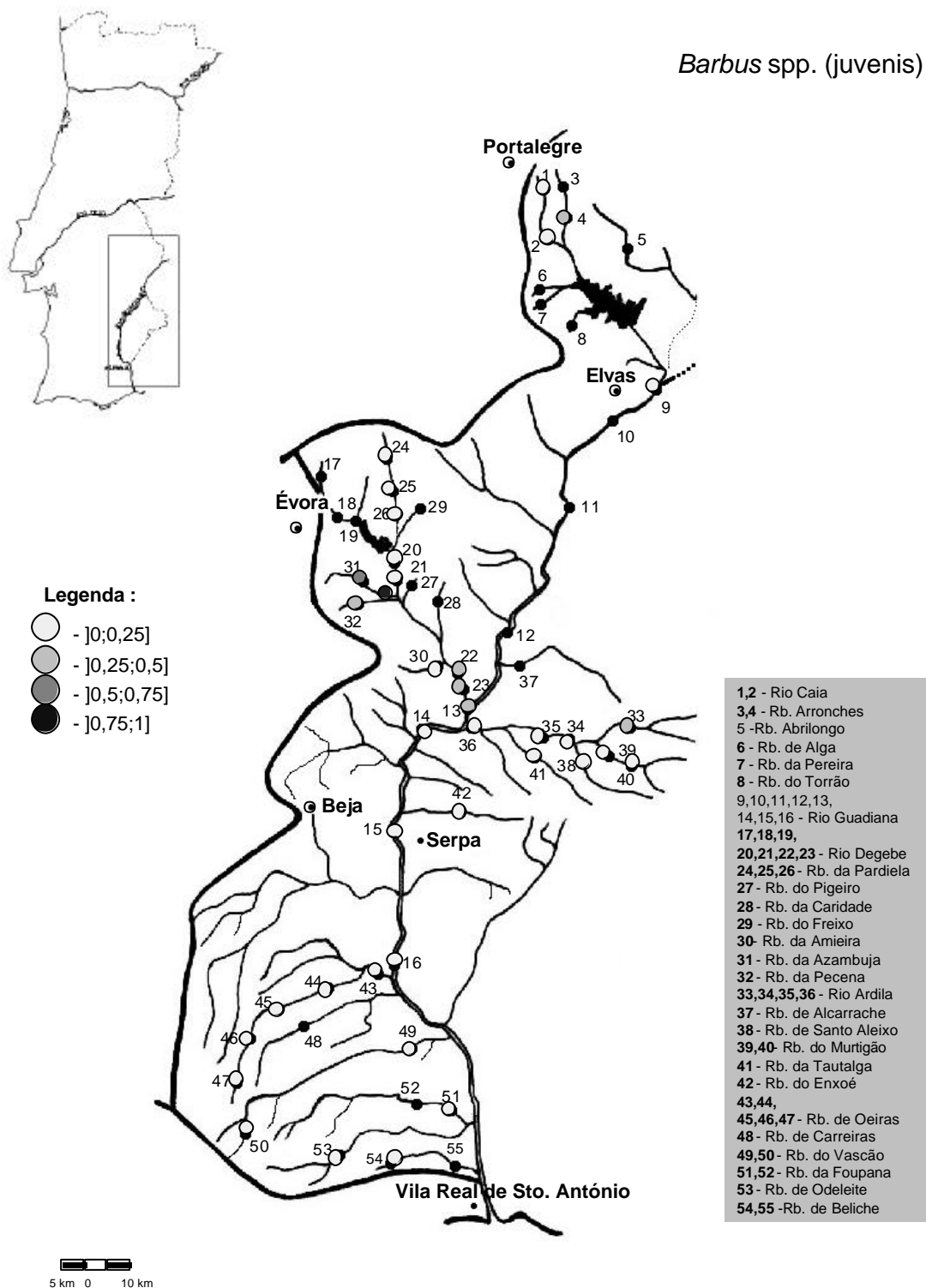


Figura 3.15. Distribuição e abundância relativa de *Barbus* spp. (Comp. Total < 12 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

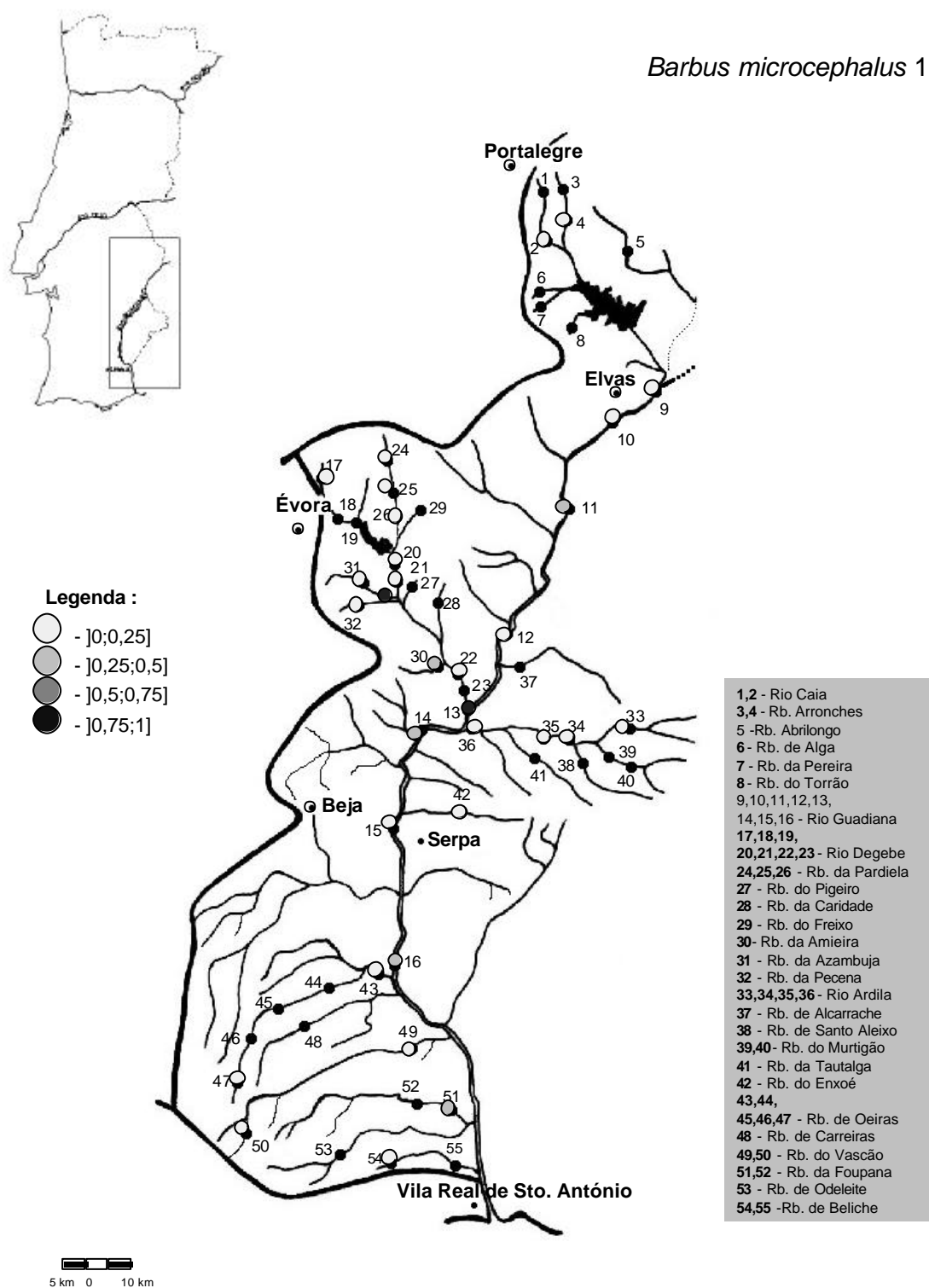


Figura 3.16. Distribuição e abundância relativa de *Barbus microcephalus* - classe 1 (Comp. Total 12-21 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

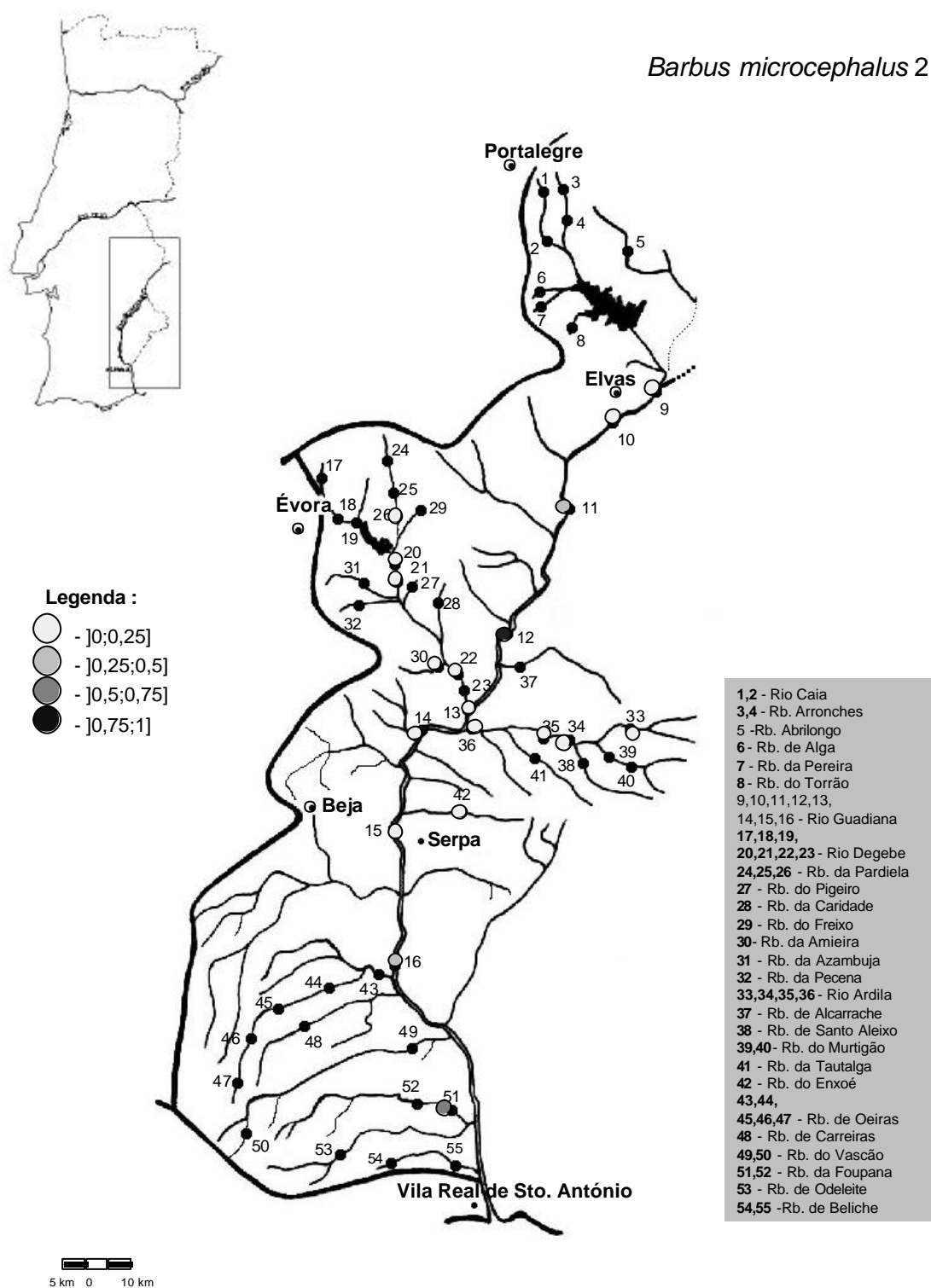


Figura 3.17. Distribuição e abundância relativa de *Barbus microcephalus* - classe 2 (Comp. Total 21-26 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

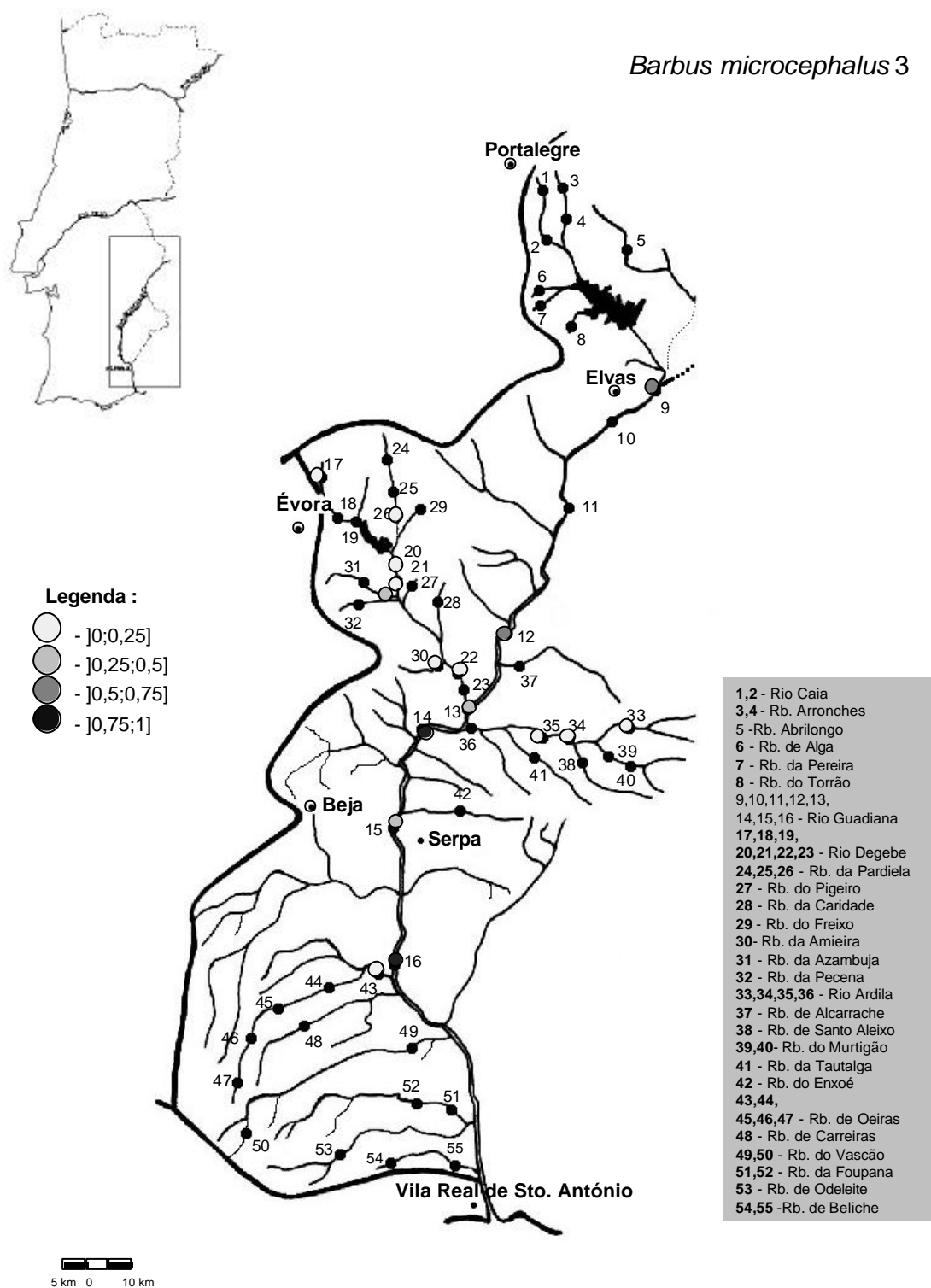


Figura 3.18. Distribuição e abundância relativa de *Barbus microcephalus* - classe 3 (Comp. Total > 26 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

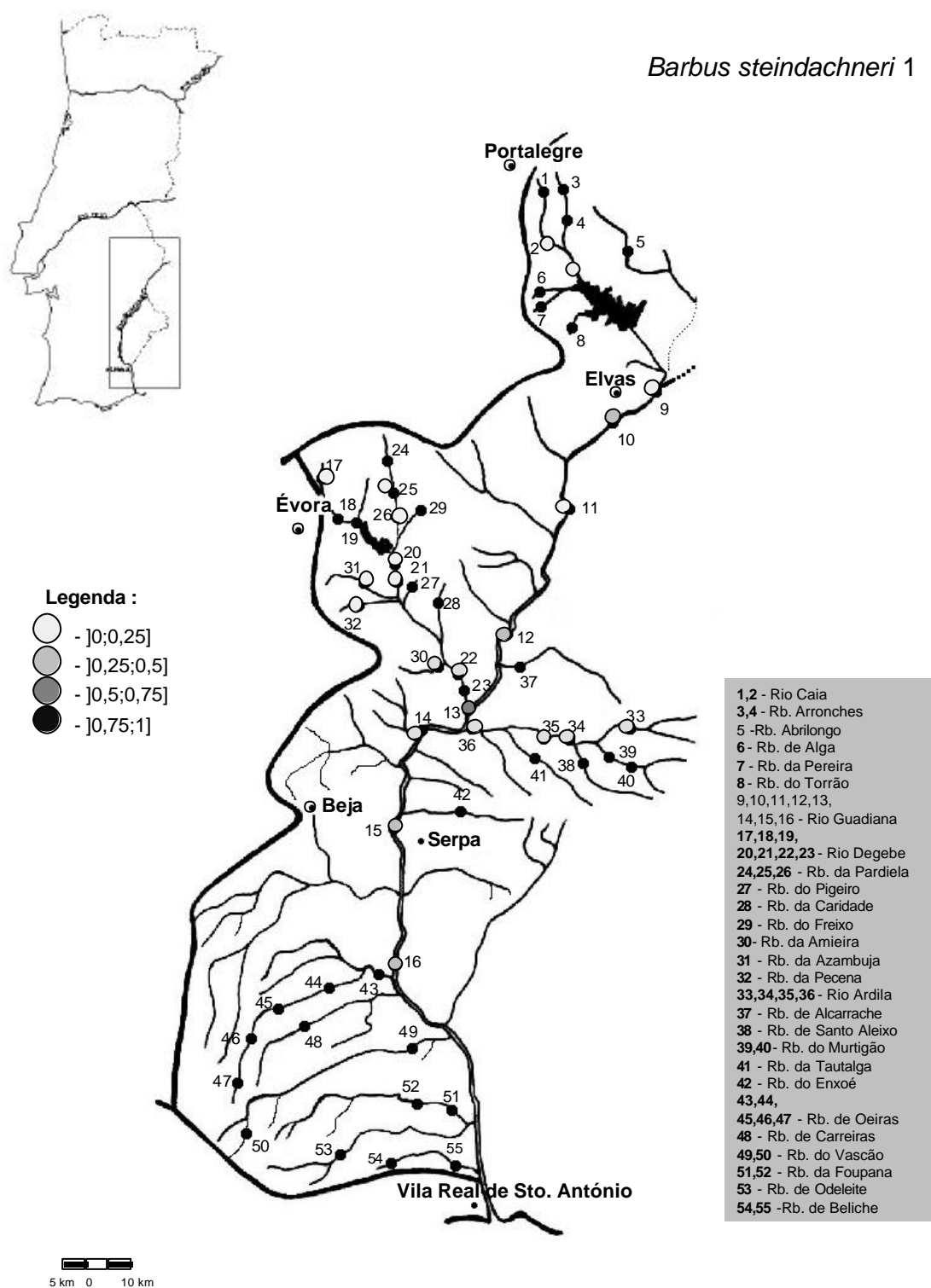


Figura 3.19. Distribuição e abundância relativa de *Barbus steindachneri* - classe 1 (Comp. Total 12-21 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

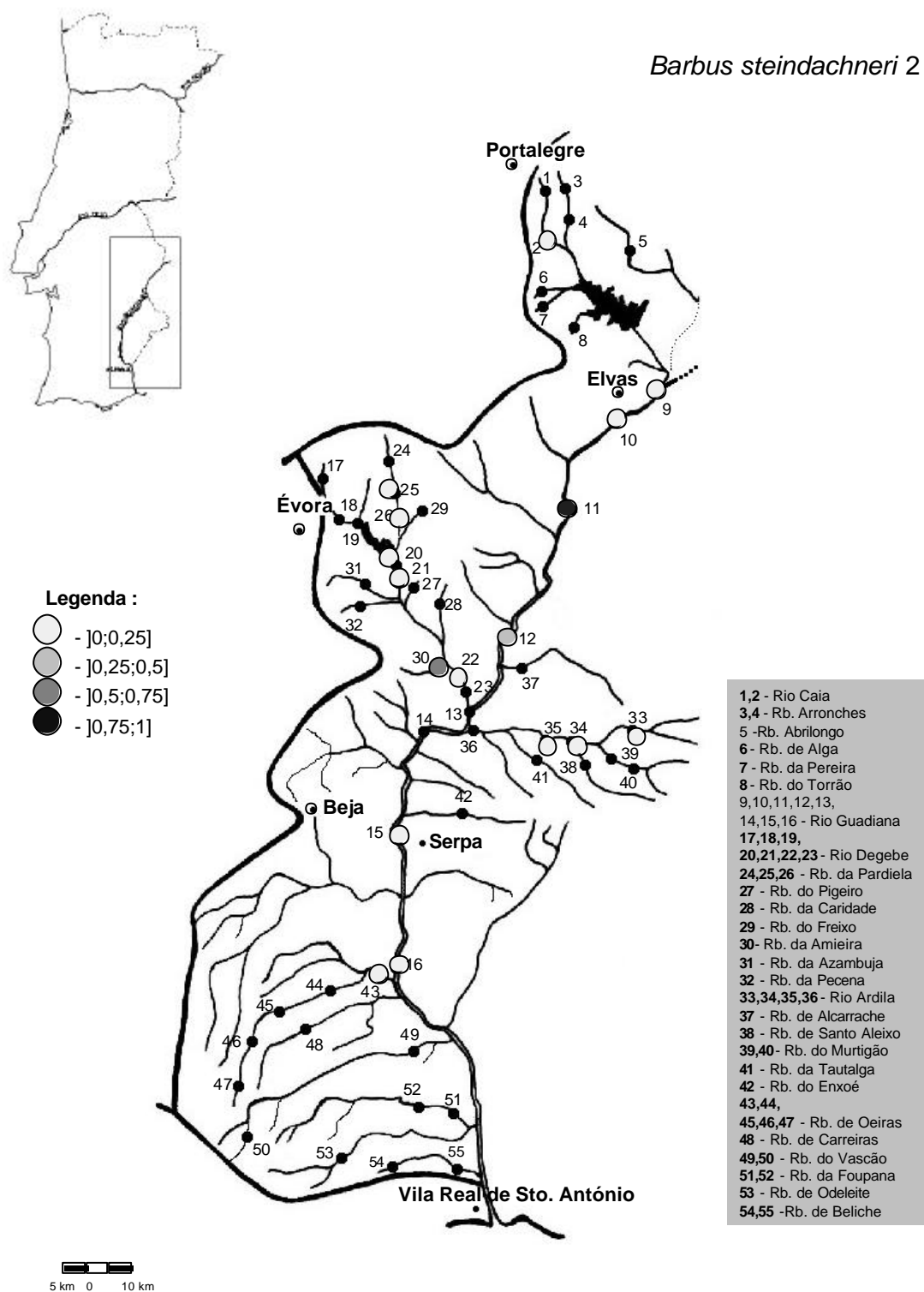


Figura 3.20. Distribuição e abundância relativa de *Barbus steindachneri* - classe 2 (Comp. Total 21-26 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

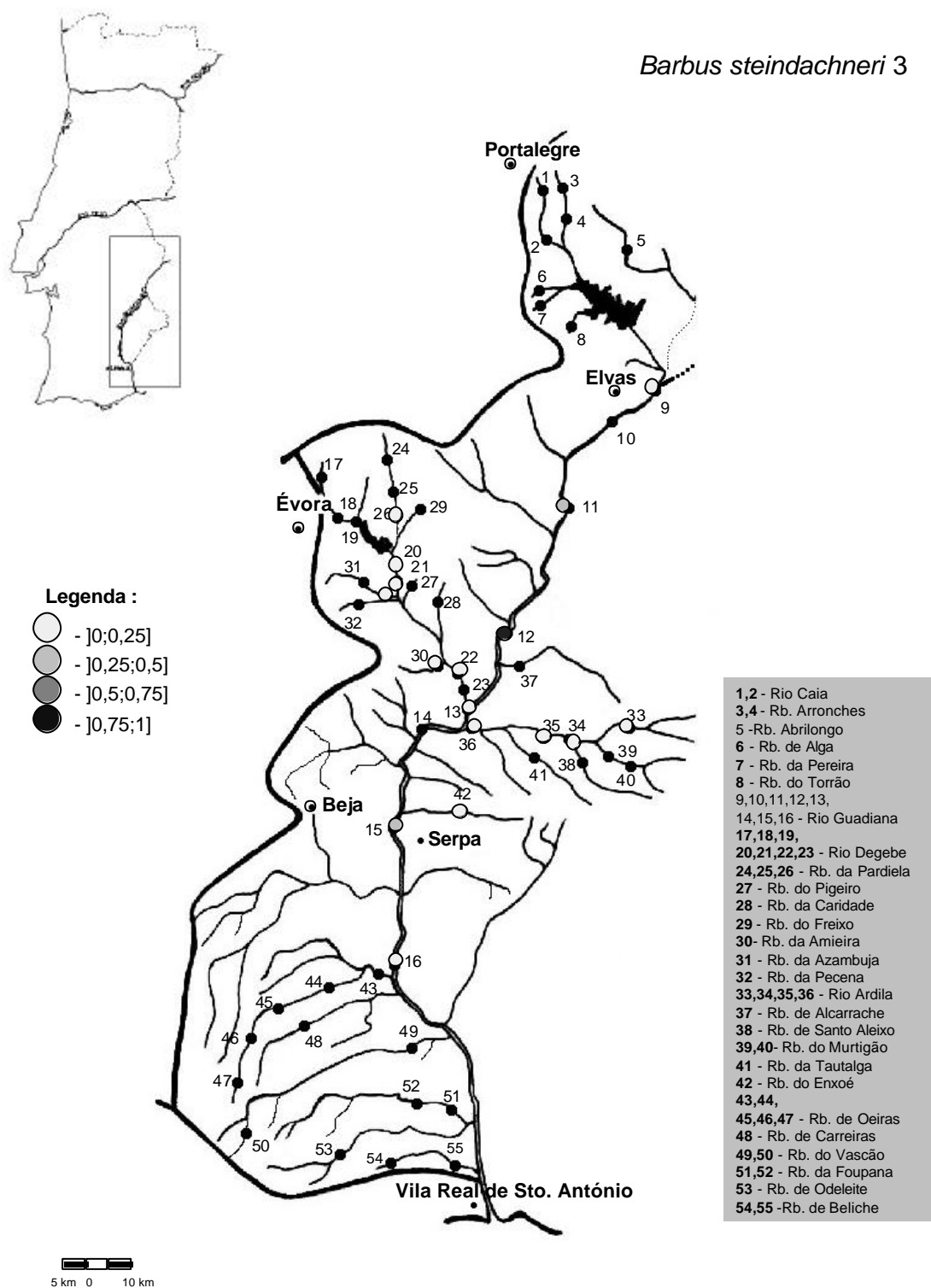


Figura 3.21. Distribuição e abundância relativa de *Barbus steindachneri* - classe 3 (Comp. Total > 26 cm) na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

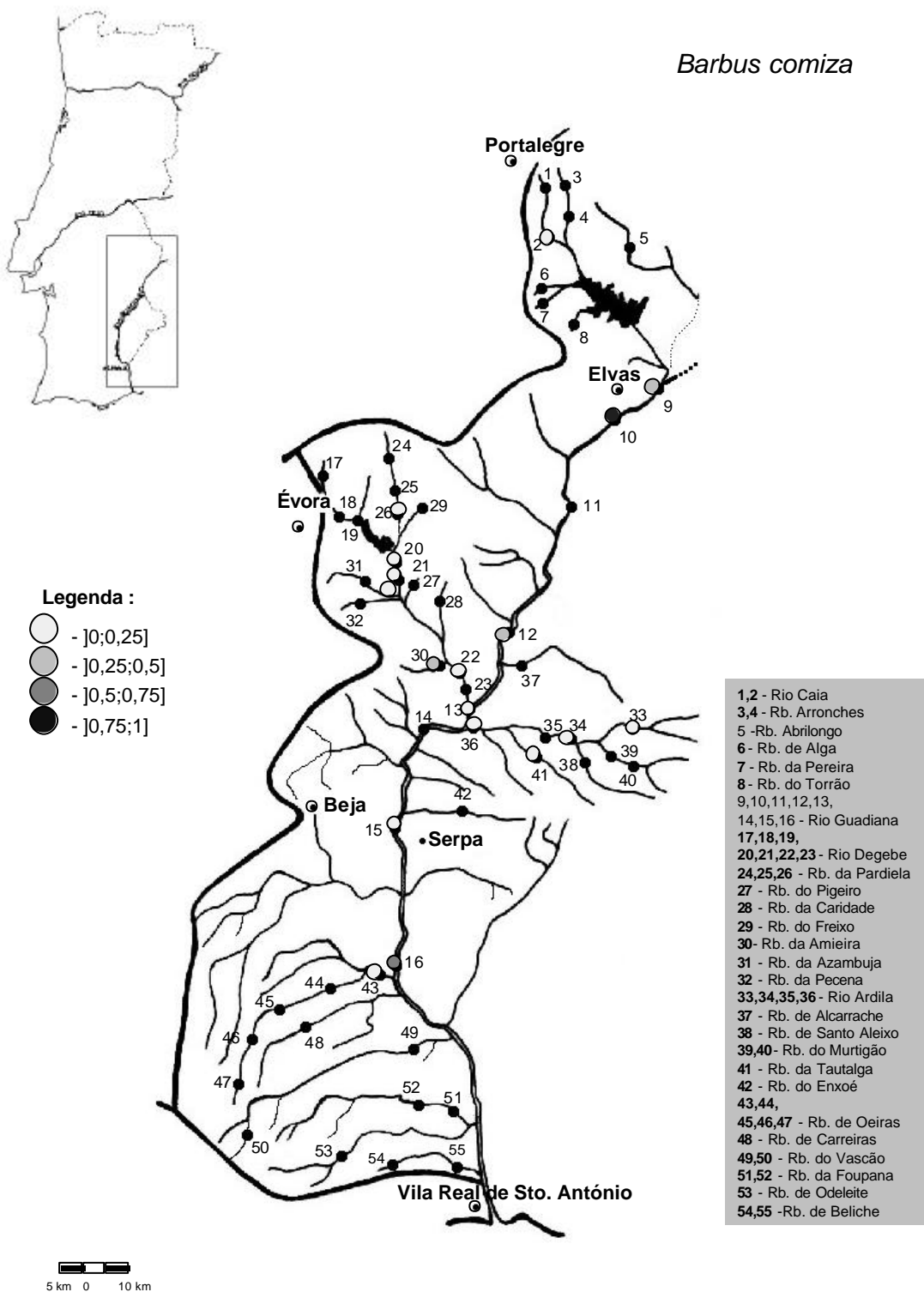


Figura 3.22. Distribuição e abundância relativa de *Barbus comiza* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

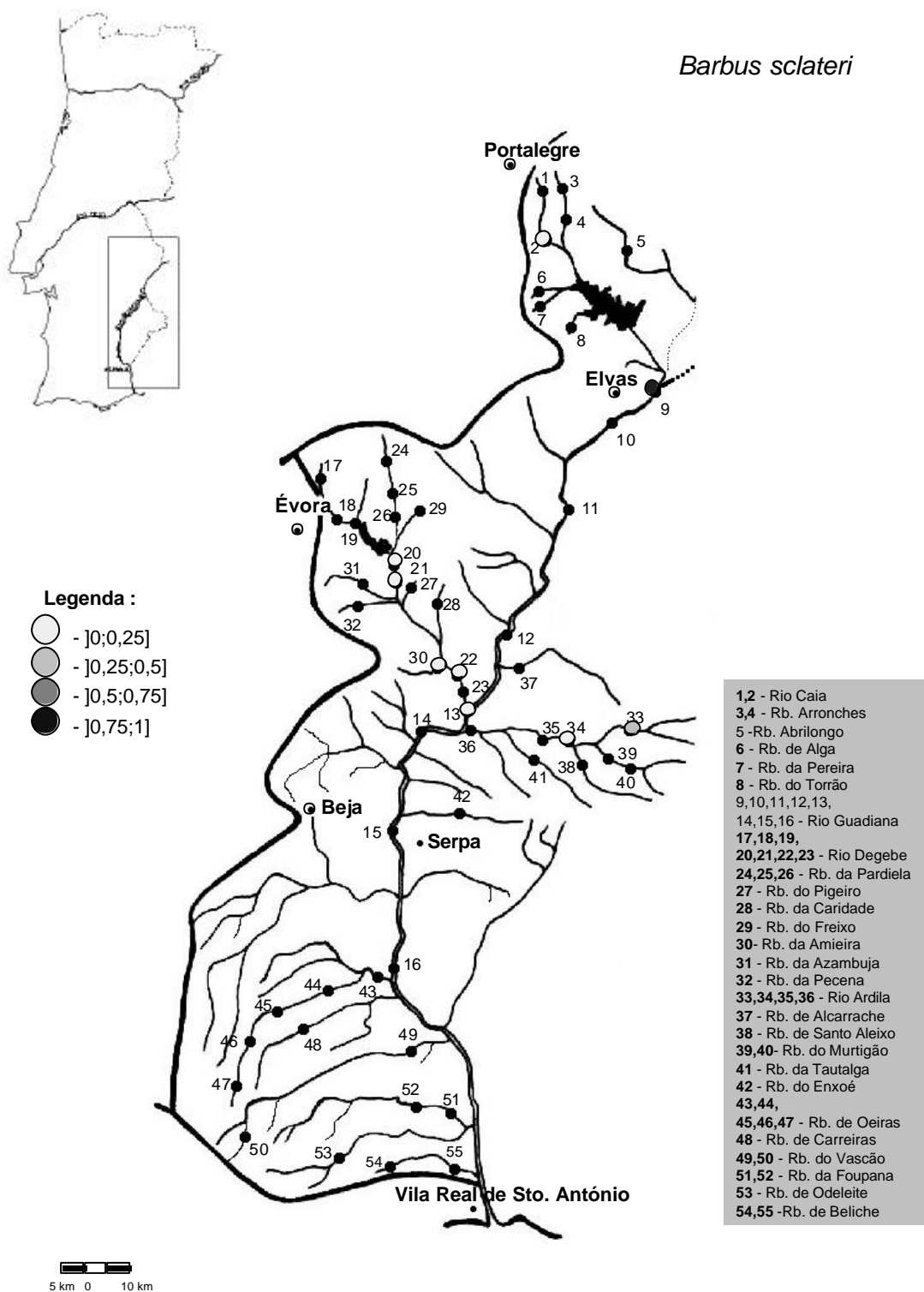


Figura 3.23. Distribuição e abundância relativa de *Barbus sclateri* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

Os barbos apresentaram também uma distribuição diferenciada de acordo com o seu comprimento total, não se tendo observado diferenças significativas entre espécies dentro da mesma classe de dimensão. Os valores de CPUE de *B. microcephalus*, *B. steindachneri*, e *B. comiza*, apresentam-se positivamente correlacionados ($P \leq 0,01$), verificando-se a sua coexistência no tempo e no espaço na generalidade dos cursos.

Os barbos juvenis (*Barbus* spp. juvenis, Figura 3.15) apresentaram ampla distribuição por toda a rede hidrográfica do Guadiana. De forma geral, ocorreram em médio ou elevado número e com maior frequência em cursos de cabeceira e de ordem intermédia (Quadros 3.12.a e 3.12.b).

Relativamente aos barbos adultos, *B. microcephalus* apresentou uma distribuição ao longo de toda a rede hidrográfica do Guadiana (Figuras 3.16 a 3.18) enquanto *B. steindachneri* apresentou semelhanças com a espécie anterior, mas com pouca expressão a sul de Mértola (Figuras 3.19 a 3.21). Em ambas as espécies, as classes de menor dimensão foram as mais abundantes e as que apresentaram mais ampla distribuição, enquanto que os indivíduos da classe de maior dimensão (> 26 cm de comprimento total) foram capturados em menor número e ocorreram sobretudo no rio Guadiana tal como já foi referido (Quadros 3.12.a e 3.12.b).

As outras espécies de barbos, *B. comiza* e *B. sclateri*, foram relativamente pouco abundantes e por isso não se apresenta a sua distribuição por classes de dimensão. Ambas as espécies apresentaram uma distribuição particularmente localizada ao nível do sector superior e médio do rio Guadiana (parte portuguesa), registando-se baixas ocorrências a sul de Mértola (Figuras 3.22 e 3.23). De forma análoga às outras espécies do mesmo género, também estas apresentaram maior abundância no rio Guadiana, particularmente junto à fronteira com Espanha (Estação #9 e #10, Figuras 3.22 e 3.23). A sua presença nos outros cursos de água restringe-se praticamente à bacia do rio Degebe e do rio Ardila (Quadros 3.12.a e 3.11.b), as quais apresentam elevadas áreas de drenagem.

Todas as espécies evidenciaram um aumento significativo na sua abundância com o aumento da ordem de curso e aproximação ao rio Guadiana tal como foi anteriormente referido, i.e. os indivíduos das classes de maior dimensão tendem a ocorrer proporcionalmente em maior número em cursos de elevada ordem (Figura 3.13), embora contrariamente a *C. willkommii*, se tenham capturado barbos de grandes dimensões (classe 3) em todas as ordens de curso.

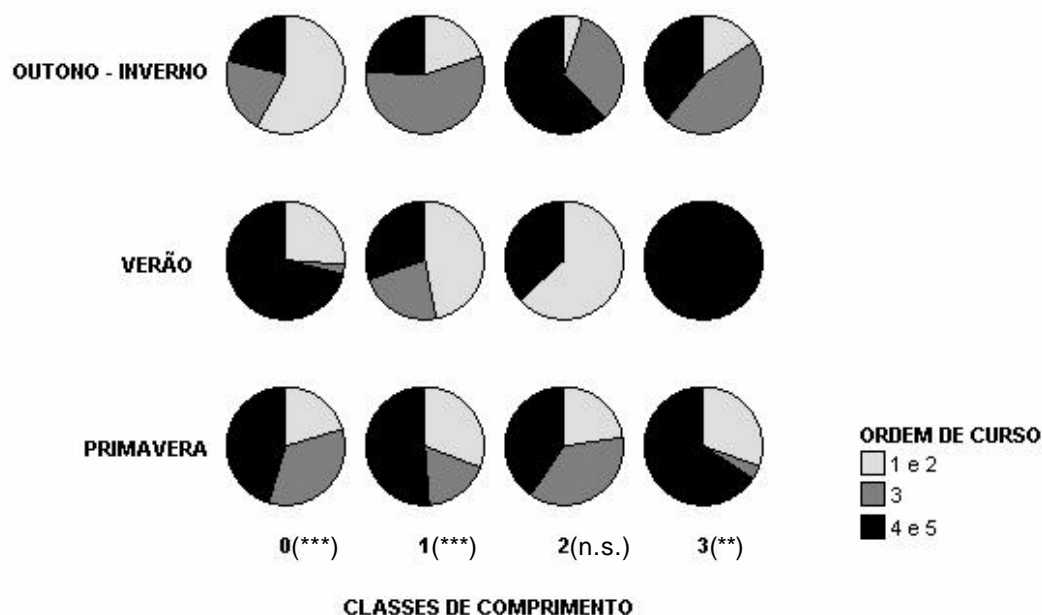


Figura 3.24. Variação sazonal das várias classes de comprimento do género *Barbus* (*B.spp.*0 (Juv); <12 cm; *B.spp.* 1: 12-21 cm; *B.spp.*2: 21-26 cm; *B.spp.*3: >26 cm) pelas diferentes ordens de curso (proporções calculadas sobre os valores de CPUE). Significância entre estações; **- $P \leq 0,01$, ***- $P \leq 0,001$, n.s.- não significativo.

A análise das proporções de CPUE das várias classes ao longo do ano, evidencia a existência de um padrão de distribuição sazonal, particularmente para os indivíduos de maior dimensão - classe 3 (Figura 3.24). No Inverno-Primavera, estes indivíduos foram proporcionalmente mais abundantes nas ordens baixas e intermédias enquanto durante a Primavera e o Verão se encontraram em maior proporção nas ordens mais elevadas. Durante o Verão, foram capturados indivíduos com comprimento total superior a 26 cm apenas em troços de ordem 4 e 5, enfatizando-se uma vez mais a importância dos sectores mais profundos para o refúgio estival (cf. Cap. 6). A elevada proporção de indivíduos das classes 1 e 2 nos cursos de cabeceira durante o Verão, poderá dever-se à impossibilidade, de em alguns anos, os peixes realizarem as migrações descendentes. Particularmente em 1998-1999 e 1999-2000, registou-se muito baixo escoamento na maior parte dos cursos de água da bacia do rio Guadiana (Figura 2.1), tendo como consequência a redução da conectividade da rede hídrica.

Tal como *C. willkommii*, os barbos são espécies migradoras que percorrem distâncias consideráveis durante o período reprodutivo (Hunt & Jonas, 1974; Baras & Cherry, 1990; Baras, 1992; Lucas & Batley, 1996; Lucas & Frear, 1997). A reprodução da maior parte das espécies de barbos, em regiões de clima mediterrânico, ocorre entre Março e Junho, com o

pico em Maio (Herrera et al., 1988; Rodriguez-Ruiz & Granado Lorencio, 1992; Encina & Granado-Lorencio, 1997, Bernardo et al., 2001).

Contrariamente ao que tem sido relatado para várias espécies de barbos (e.g. Herrera et al., 1988; Rodriguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992; Lucas & Frear, 1997) neste estudo, a postura dos barbos não se associou aos cursos de cabeceira. Embora se perspetive a ocorrência de movimentos ascendentes na rede hídrica, dado que nos cursos de cabeceira se observa um aumento da proporção de barbos de média dimensão do Inverno para a Primavera, as migrações reprodutivas (com vista à postura) parecem ser sobretudo descendentes, pois a grande maioria dos indivíduos em postura foram encontrados em troços de ordem 4 e 5 (Figuras 3.25, 3.26 e 3.27). Aparicio & Sostoa (1999) também verificaram que *Barbus barbatus* exibe maior número de movimentos descendentes na rede hídrica durante o período reprodutivo, os quais foram associados à busca de substratos adequados à postura. Tal pressupõe que a localização dos habitats de postura varia com o tipo e características da bacia hidrográfica e com eles as migrações reprodutivas.

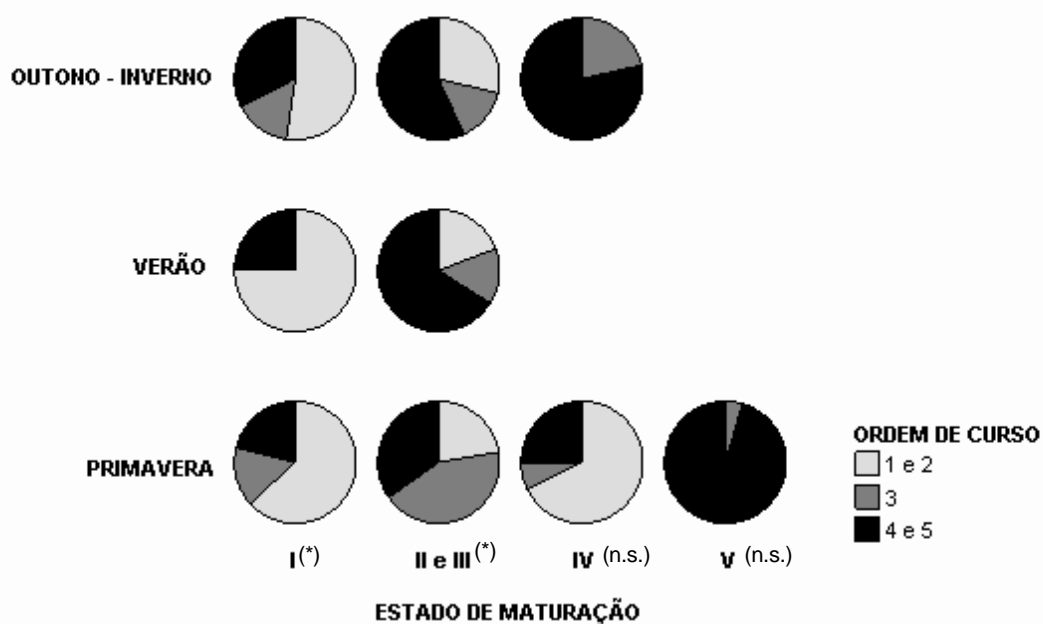


Figura 3.25. Variação sazonal dos estados de maturação gonodossomática (Nikolsky, 1963), de *Barbus microcephalus* (I - imaturos; II e III - não reprodutivos; IV - em pré-postura; V - em postura) em função das diferentes ordens de curso (proporções calculadas sobre número de indivíduos capturados). Significância entre estações; * - $P \leq 0,05$, *** - $P \leq 0,001$, n.s.- não significativo.

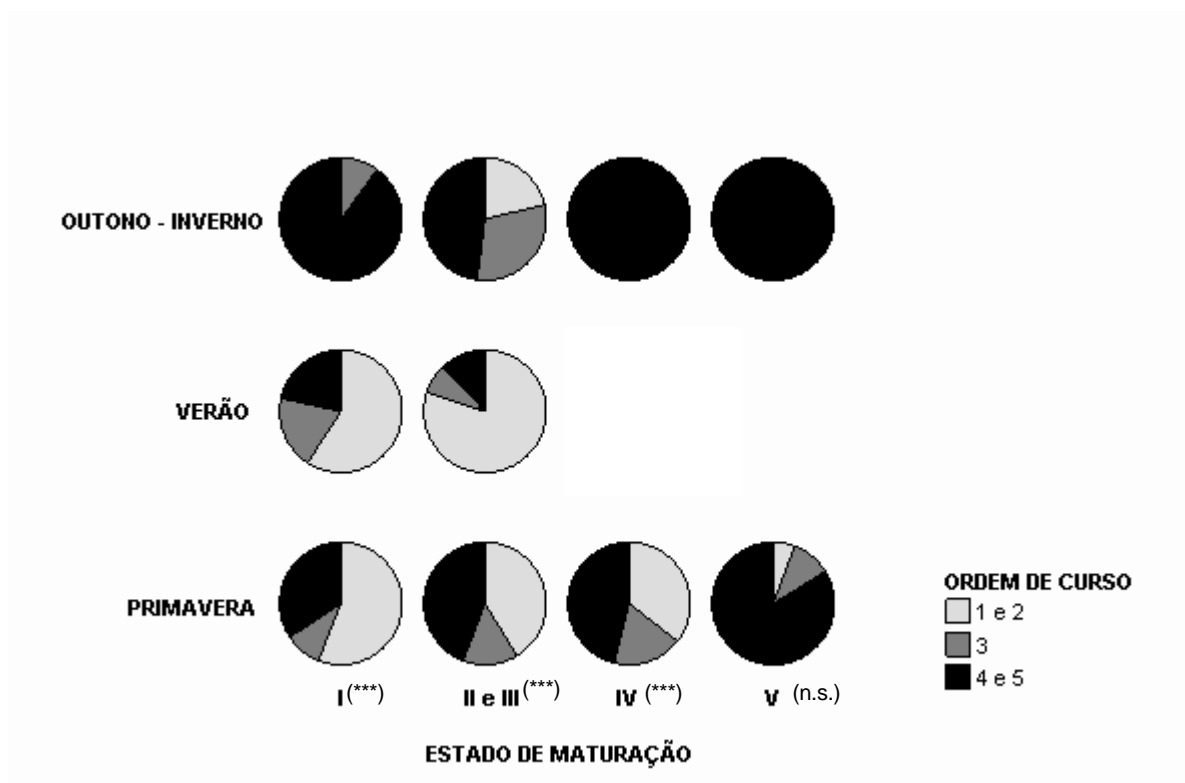


Figura 3.26. Variação sazonal dos estados de maturação gonodossomática (Nikolsky, 1963), de *Barbus steindachneri* (I - imaturos; II e III - não reprodutivos; IV - em pré-postura; V - em postura) em função das diferentes ordens de curso (proporções calculadas sobre número de indivíduos capturados). Significância entre estações; * - $P \leq 0,05$, *** - $P \leq 0,001$, n.s.- não significativo.

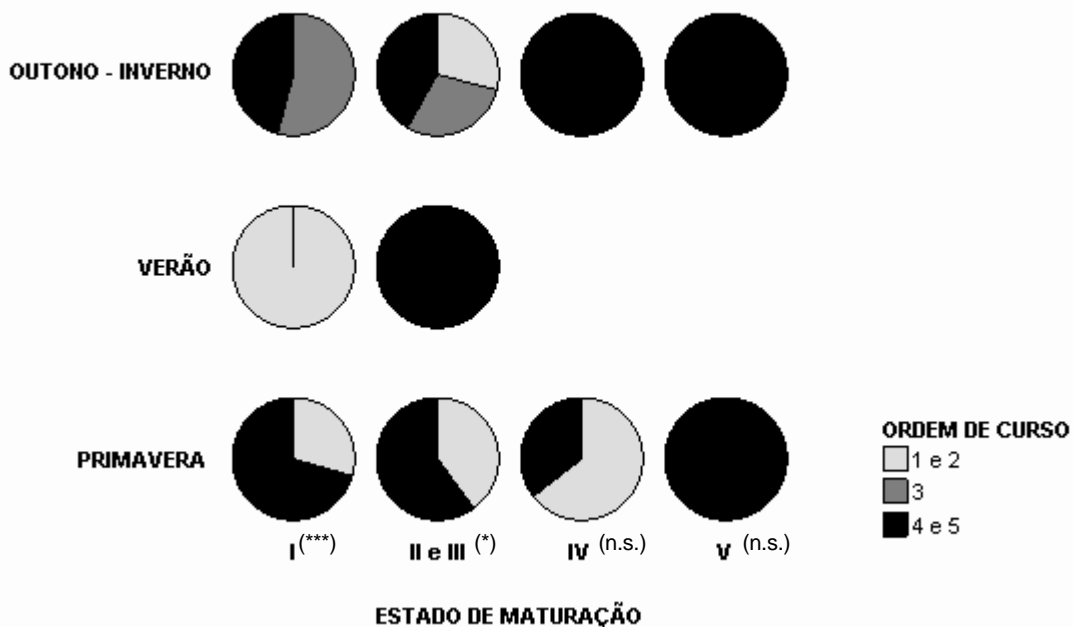


Figura 3.27. Variação sazonal dos estados de maturação gonodossomática (Nikolsky, 1963), de *Barbus comiza* (I - imaturos; II e III - não reprodutivos; IV - em pré-postura; V - em postura) em função das diferentes ordens de curso (proporções calculadas sobre número de indivíduos capturados). Significância entre estações; * - $p < 0,05$, *** - $p < 0,001$, n.s.- não significativo.

As variáveis ambientais influenciam a maior parte dos aspectos do ciclo de vida das espécies que vivem em sistemas altamente flutuantes e variáveis (Herrera & Fernández-Delgado, 1994; Fernández-Delgado & Herrera, 1995; Rodriguez-Ruiz et al., 1998), incluindo o comportamento migratório dos peixes. Nos cursos mediterrânicos, o constrangimento estival deverá ser um factor chave no ciclo de vida destas espécies, prevendo-se que nos processos migratórios esteja subjacente o facto da maior parte destes cursos perderem a conectividade no final da Primavera - início do Verão. Considerando que o pico do período reprodutivo em algumas espécies ocorre em Abril-Maio, os grandes reprodutores correriam demasiados riscos se realizassem migrações para cursos de cabeceira, pois com a aproximação do estio poderiam ser surpreendidos com a perda de conectividade dos cursos ficando confinados a pegos de alto risco. Os cursos de maior ordem, por apresentarem habitats mais profundos e com maior caudal, são aqueles que apresentam maior estabilidade ambiental, nomeadamente em termos de oxigénio dissolvido, particularmente para os peixes de maiores dimensões e mais exigentes (Tramer, 1977).

As variações sazonais na ocupação da rede hídrica perspectivam a existência de duas fases de movimento no ciclo de vida anual dos barbos adultos. No Outono-Inverno, com o início do período das chuvas, o aumento de caudal possibilita a recolonização dos cursos de menor ordem, a partir dos sectores mais persistentes a jusante, o que justifica o aumento da proporção de indivíduos maiores nos cursos de ordem 1 e 2 do Outono-Inverno para a Primavera. As migrações ascendentes na rede associam-se também ao desenvolvimento das gónadas (Figuras 3.25, 3.26 e 3.27), o qual coincide com o máximo de disponibilidade alimentar (Encina, 1991, Encina & Granado-Lorencio, 1991). Durante a Primavera, as migrações reprodutivas parecem ser sobretudo descendentes, verificando-se uma tendência para os indivíduos de maiores dimensões, particularmente os reprodutores, ocuparem maioritariamente cursos de ordens elevadas, onde realizam as posturas. De acordo com alguns autores (e.g. Barras & Cherry, 1990; Baras, 1993; Lucas & Frear, 1997), quando a reprodução se realiza em cursos de baixa ordem, assiste-se posteriormente ao movimento descendente apenas das fêmeas de grande porte, ficando os machos, geralmente mais pequenos, nos cursos de cabeceira durante vários meses, o que provavelmente explica a grande fracção de indivíduos de média dimensão (particularmente *B. microcephalus*) encontrados durante o Verão nos pegos de cursos de ordem 1 e 2.

Em termos gerais, os barbos imaturos assim com os de pequena dimensão em geral, apresentaram um padrão de ocupação espacio-temporal da rede hídrica idêntico aos indivíduos da espécie *C. willkommii*. Pelo facto da classe de menor dimensão, em ambas as espécies, englobar indivíduos de diferentes cohortes (maioritariamente 0⁺ e 1⁺), o seu

padrão de distribuição resulta da combinação de duas fases: uma mais sedentária típica dos YOY (ver Garner, 1996; Ponton & Copp, 1997; Merigoux et al., 1998), e a outra em que os indivíduos com o ganho de massa corporal e mobilidade iniciam as migrações pela rede hídrica, normalmente em direção a cursos de cabeceira onde são frequentemente observados.

Relativamente às espécies exóticas (*Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, *Cyprinus carpio*, *Carassius auratus* e *Cichlasoma facetum*) (Figuras 3.28 a 3.32) estas apresentaram uma distribuição localizada ao nível do sector intermédio da parte portuguesa da bacia do Guadiana, com capturas mais elevadas nas bacias dos rios Ardila e Degebe, particularmente o último (Quadros 3.12.a e 3.12.b). *M. salmoides* apresentou ainda elevado número de indivíduos na ribeira de Beliche, na qual constituiu uma fracção importante dos agrupamentos piscícolas, provavelmente devido à influência da albufeira de Beliche recentemente implantada.

Dentro do grupo das exóticas, *L. gibbosus* apresentou-se como a espécie mais ubiquista e com valores médios de CPUE significativamente mais elevados ($P \leq 0,05$) que as restantes espécies exóticas. Apesar de ter ocorrido em cursos com diferentes características, registou-se um aumento significativo das capturas com a ordem de curso ($r=0,39$, $P \leq 0,01$). As maiores capturas absolutas desta espécie foram obtidas na estação #19, na bacia do rio Degebe, a qual se localiza na zona de influência da barragem do Monte-Novo, evidenciando-se uma vez mais a associação destas espécies a sistemas semi-lênticos e lênticos (Mahon, 1984; Meffe, 1984; Godinho & Ferreira, 1994; Bernardo et al., 2003).

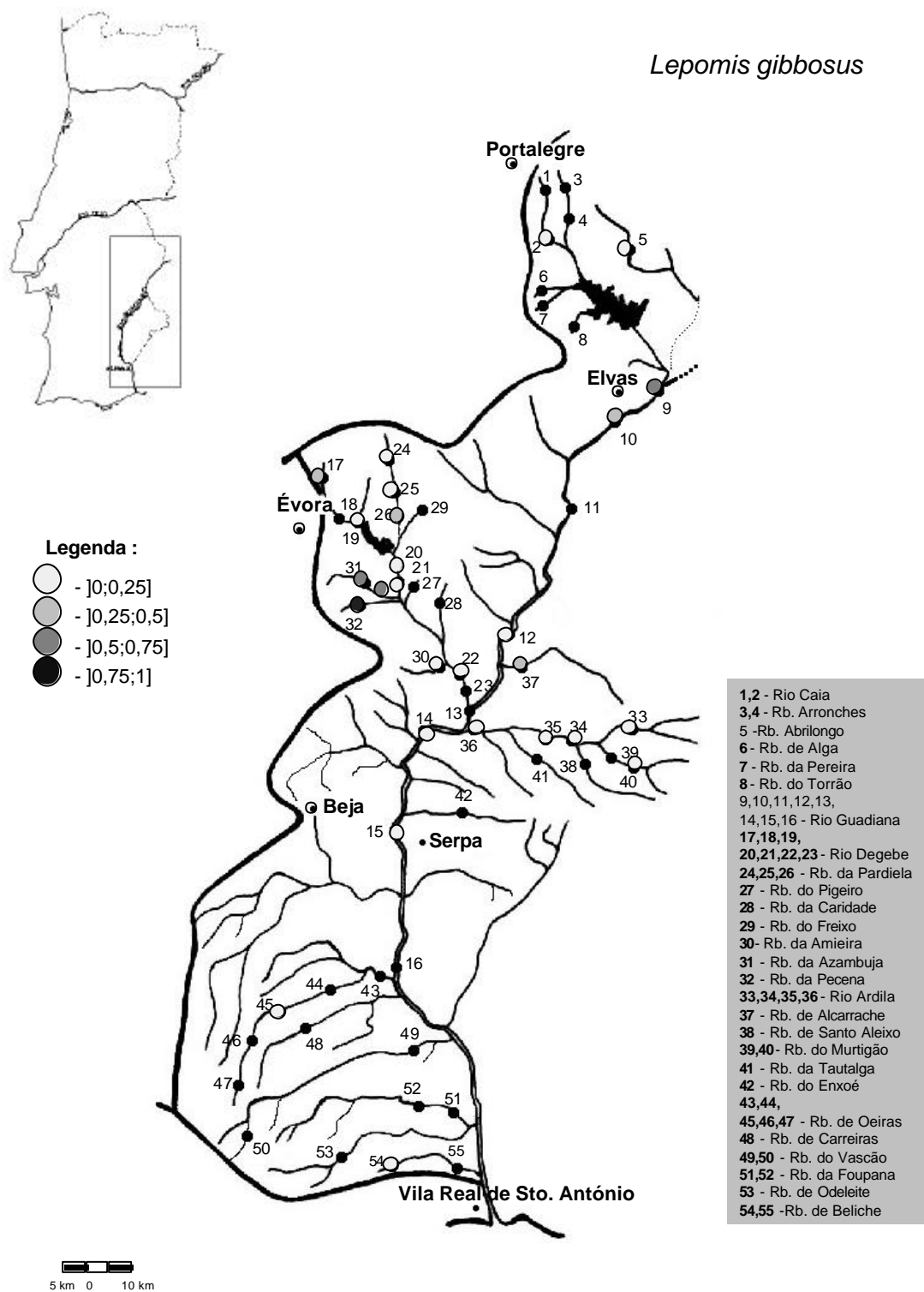


Figura 3.28. Distribuição e abundância relativa de *Lepomis gibbosus* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

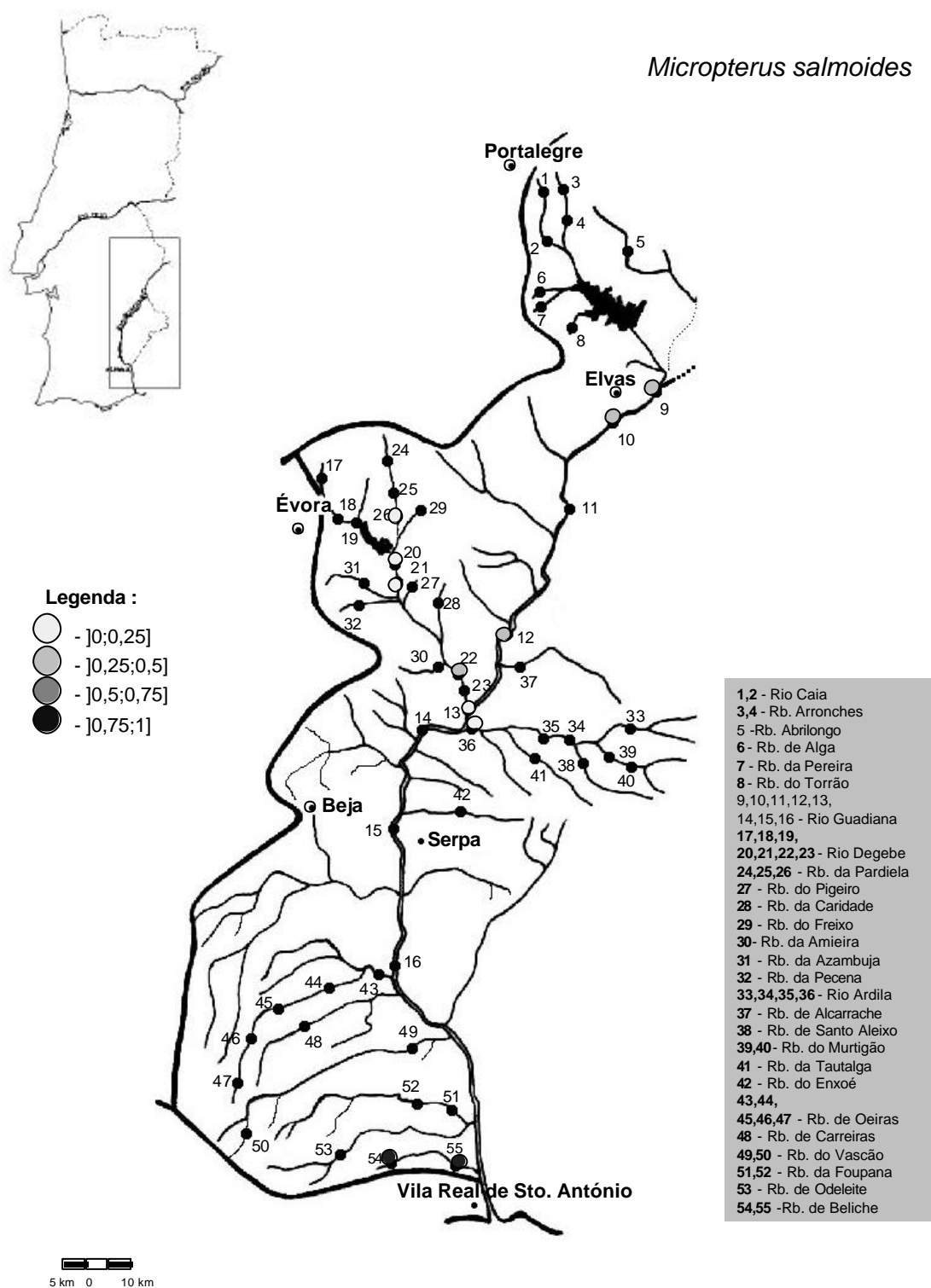


Figura 3.29. Distribuição e abundância relativa de *Micropterus salmoides* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

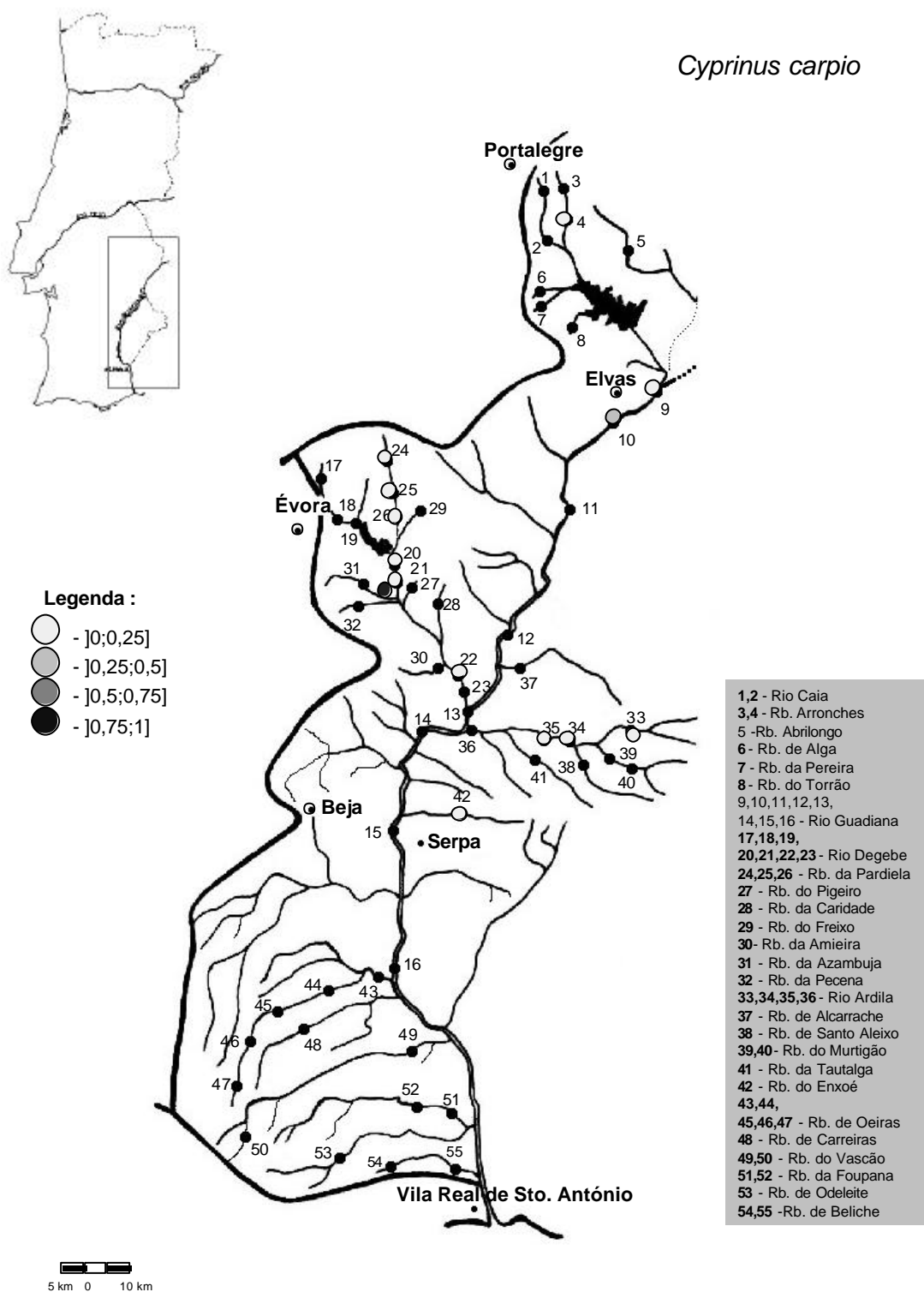


Figura 3.31. Distribuição e abundância relativa de *Cyprinus carpio* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

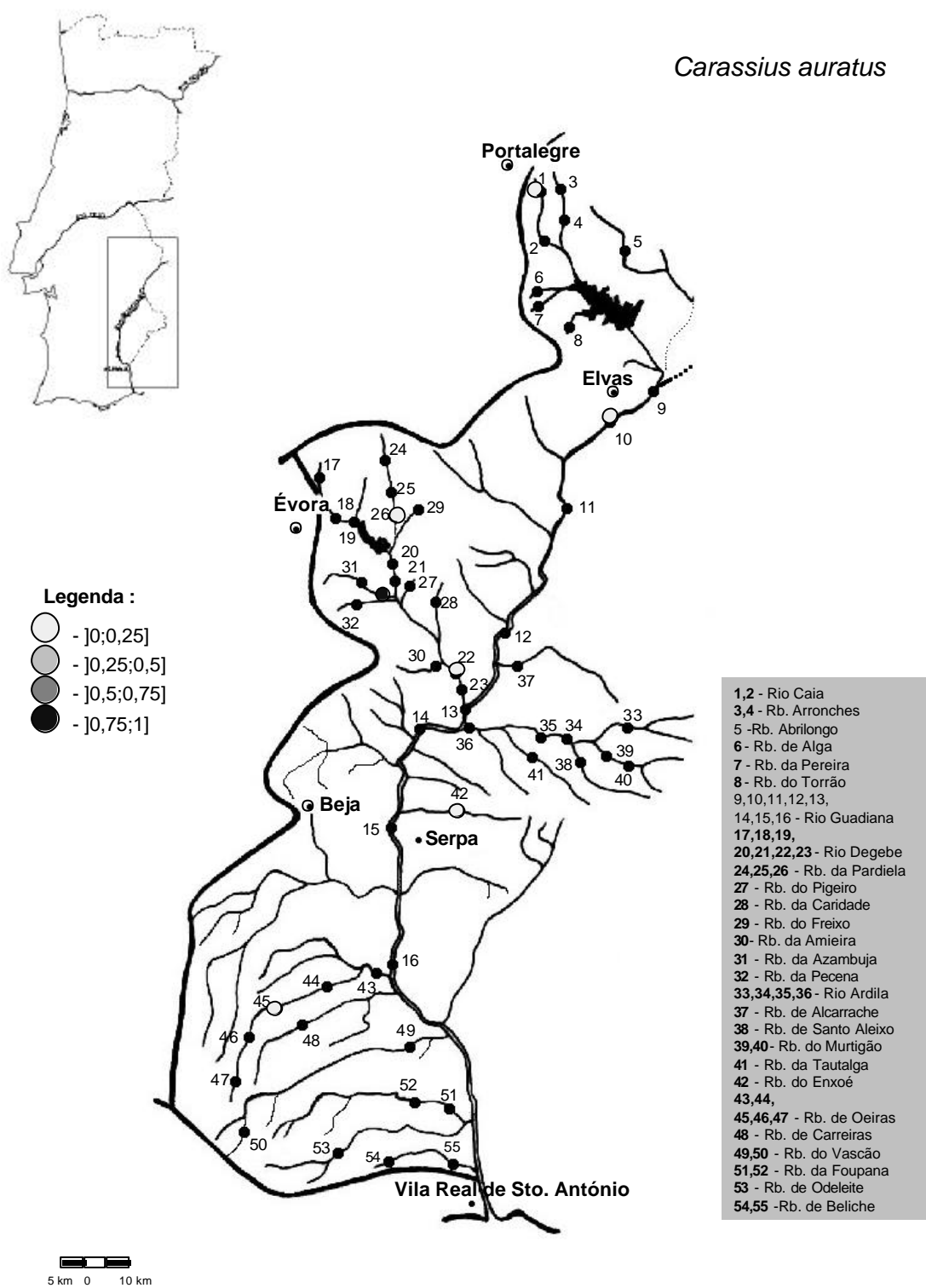


Figura 3.31. Distribuição e abundância relativa de *Carassius auratus* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

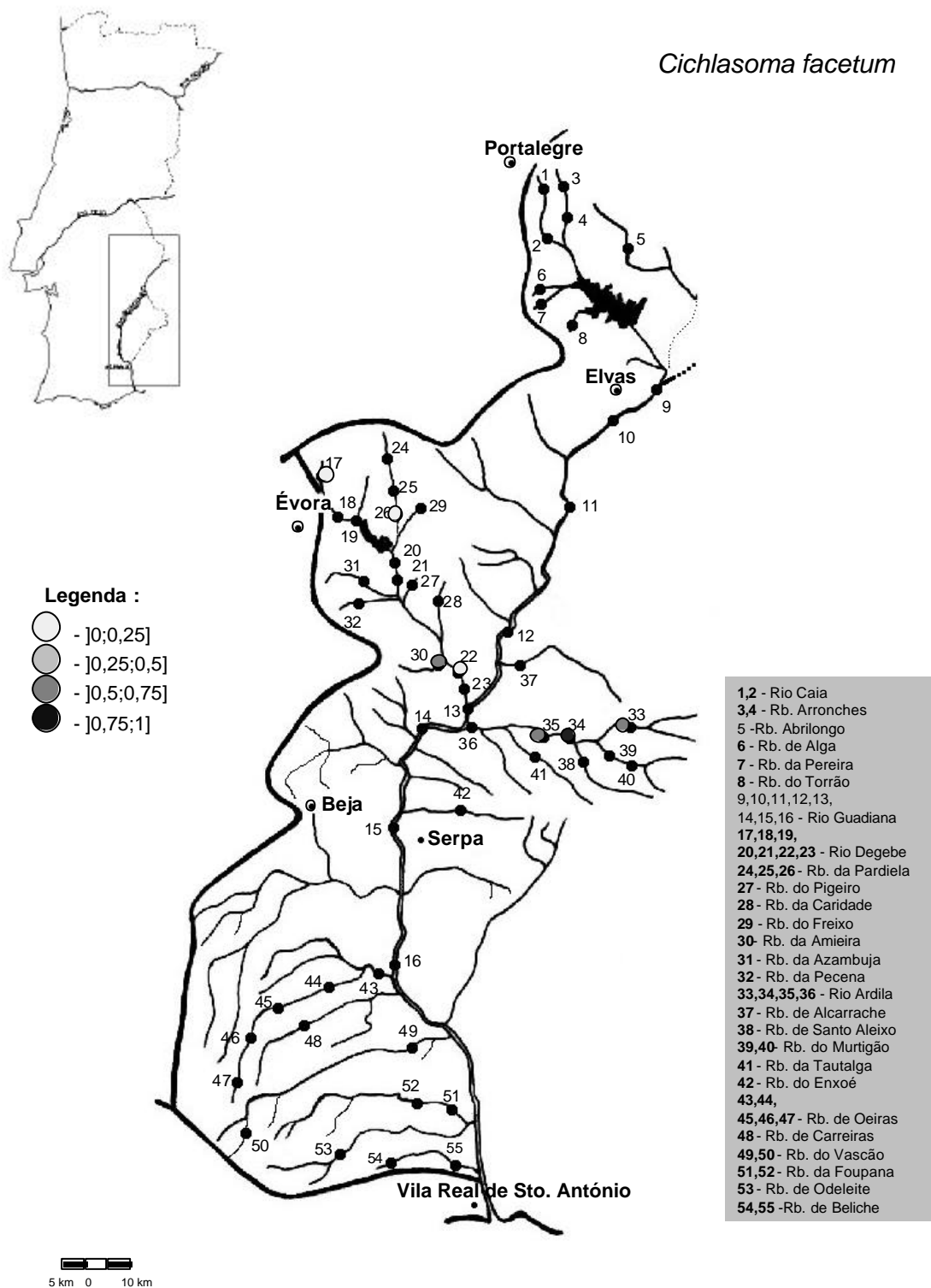


Figura 3.32. Distribuição e abundância relativa de *Cichlasoma facetum* na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

3.3.3. ÍNDICE DE CONSERVAÇÃO ICTIOFAUNÍSTICA (ICI)

O desenvolvimento de índices ictiológicos é relativamente recente. Apenas em inícios dos anos 80 a fauna piscícola foi utilizada na avaliação da qualidade biótica dos cursos de água nos E.U.A (Karr, 1981). O índice foi designado Índice de Integridade Biótica (IIB), sendo a medida da “integridade biótica”, o grau de aproximação à comunidade de um habitat natural em estado prístino da região (Karr & Dudley, 1981). Os índices com valores muito baixos e baixos de uma forma geral traduzem sistemas sob stress hídrico ou submetidos a poluição orgânica ou outra significativa.

Implicitamente, na definição de integridade biótica, identifica-se o melhor estado ecológico como ausência de pressões antrópicas. Esta perspectiva poderá não suscitar questões em sistemas ecológicos cujos únicos ou principais constrangimentos estejam associados às actividades humanas. Não será, no entanto, o caso de muitos dos sistemas lóticos do Sul de Portugal. Aos fortes constrangimentos naturais - climático/hidrológicos - que se traduzem num maior ou menor stress hídrico, poderão juntar-se os antropogéneos. Neste contexto, os IIB revelam o resultado global das múltiplas pressões, antropogéneas e naturais, que se exercem sobre os ecossistemas.

A inclusão nos IIB desenvolvidos (Karr, 1981) de parâmetros como os números de espécies endémicas, de espécies indígenas (ambas de valorização positiva), e de espécies exóticas (com valorização negativa) coloca ainda, outros tipos de problemas. Com efeito, nada indica à partida, que as espécies endémicas e indígenas sejam intolerantes à degradação ambiental, sucedendo o oposto com as exóticas. Este tipo de parâmetros insere-se numa outra perspectiva que é a da caracterização do valor conservacionista, em coerência com a avaliação da semelhança com uma comunidade natural, sendo este o principal objectivo do Índice de Conservação Ictiofaunística (ICI).

A aplicação do ICI aos agrupamentos piscícolas da bacia hidrográfica do rio Guadiana apresentou resultados compreendidos entre 0 e 18, correspondentes a níveis de qualidade desde “muito baixo” até “muito elevado” (Figura 3.33). Cerca de 41,5% dos pontos amostrados apresentaram elevado valor de ICI e 11,3% muito elevado. Os valores muito baixos de ICI representaram 21,1%, alguns dos quais se registaram em locais com proximidade a albufeiras. Nas ribeiras do sector sul-oeste observaram-se igualmente baixos valores no ICI devido ao reduzido número de espécies intolerantes. O número de espécies intolerantes constituiu também um dos parâmetros altamente discriminante da qualidade em cursos de água de Maryland nos E.U.A. (Scott & Hall, 1997).

Em termos gerais verificou-se que os cursos de ordem 4 apresentaram no seu conjunto o maior valor médio de ICI ($15,2 \pm 1,7$ - elevado), embora sem significância estatística o que indica uma grande variabilidade na integridade dos agrupamentos em função da dimensão dos cursos.

À escala das sub-bacias, os rios Degebe e Ardila apresentaram os valores de ICI mais elevados, não se tendo registado qualquer valor baixo ou muito baixo, à excepção da estação #18 (Figura 3.33) na proximidade da albufeira do Monte-Novo. Os índices obtidos permitem salientar a importância destes cursos em termos conservacionistas.

Oberdorff & Hughes (1992) observaram uma relação entre o IIB e a área de drenagem dos cursos, provavelmente devido ao peso da riqueza específica. É de salientar que as duas maiores sub-bacias do Guadiana apresentaram também os maiores valores de riqueza específica e diversidade, provavelmente pelo facto de estes parâmetros constituírem as métricas que melhor reflectem os agrupamentos indicadores de boa e má qualidade (e.g. Scott & Hall, 1997).

Na bacia do Caia, a montante da albufeira, os valores de ICI foram muito elevados, embora nos pequenos tributários se tenha obtido um estado de conservação ictiofaunística muito baixo, devido à ausência de ictiofauna em algumas ribeiras. No rio Guadiana a generalidade dos pontos apresentaram valores de ICI médios.

Ferreira et al. (1996) através da utilização do IIB (Karr, 1981) obtiveram baixa integridade biótica na generalidade dos cursos da bacia hidrográfica do rio Guadiana, particularmente no curso principal, devido à abundância de espécies exóticas. Estes autores referem a existência de fraca qualidade da água superficial, com elevadas cargas orgânicas, denunciando um meio fortemente eutrofizado. É de salientar que este estudo foi realizado entre Junho e Agosto de 1994, i.e. durante o período estival. Durante este período a generalidade dos cursos do Guadiana apresentam grandes alterações, não só em termos ictiofaunísticos mas também nas condições físicas e químicas, verificando-se uma tendência para se agravarem com o estio (cf. Cap. 6). Neste sentido o baixo valor de integridade terá resultado também dos constrangimentos estivais, agravada pelo facto de o ano de estudo assim como os anteriores terem sido particularmente secos (cf. Área de estudo).

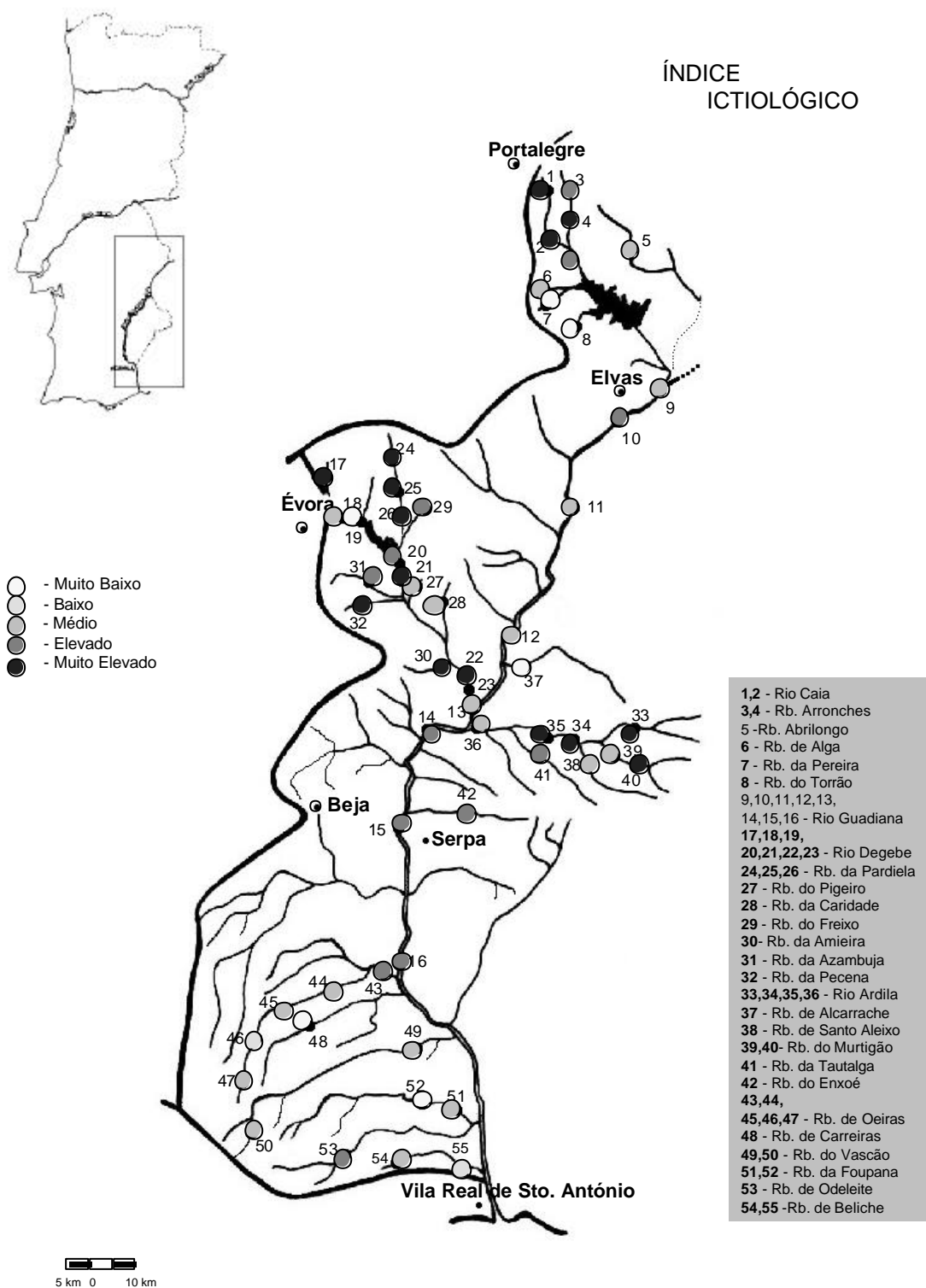


Figura 3.33. Índice de Conservação Ictiofaunística (ICI) de vários pontos da rede hídrica do rio Guadiana.

Nos anos de 1996-2000, a imagem geral da rede hídrica do Guadiana, em termos de Conservação ictiofaunística, apresenta-se bastante positiva, com diversos valores de ICI elevados e muito elevados, distribuídos por toda a rede hídrica. No entanto esta situação contrasta com a que se verificou num passado recente, designadamente na década de 80 e 90, e evidencia a elevada capacidade de recuperação (resiliência) da fauna indígena (cf. Cap. 7).

Os índices ictiológicos, como indicadores do grau de integridade / qualidade ambiental, são um instrumento que se poderá considerar algo desadequado nas situações em que o número de espécies é baixo, como é este caso. No entanto, o índice aqui aplicado pode dar uma resposta útil no diagnóstico dos cursos, sectores ou troços com maior valor numa perspectiva de conservação.

Deve-se salientar que a aplicação deste índice tem um carácter exploratório. Os parâmetros que o compõem, as classes em que foram divididos e os valores atribuídos às mesmas assentam em opinião pericial. Haverá que aplicá-lo em múltiplas situações, e validá-lo, confrontando-o com outros indicadores de modo a avaliar a respectiva sensibilidade e proceder aos necessários ajustamentos.

PADRÕES DE USO DO HABITAT

4.1. INTRODUÇÃO

A preferência de habitat dos organismos relativamente à gama de entidades do meio que utilizam é uma das questões centrais, há muito abordada em ecologia, para o entendimento da relação entre os organismos e o meio. Os índices de preferência abordam quantitativamente a selectividade das espécies relativamente ao meio, tendo gerado uma abundante literatura (e.g. Shorygin, 1939 *in* Windell 1971; Ivlev, 1961; Jacobs, 1974; Chesson, 1978; Paloheimo, 1979; Strauss, 1979; Freed, 1980; Pearre, 1982). Estes índices estavam originalmente voltados para a avaliação da selectividade trófica, mas são também aplicáveis à caracterização da utilização dos gradientes ambientais pelos organismos, isto é, à avaliação da selectividade de habitats.

Nas últimas décadas tem-se enfatizado a necessidade de se adoptar programas de gestão e conservação ambiental baseados no habitat das espécies. Para os peixes esta abordagem tem sido protagonizada pela metodologia IFIM – “Instream Flow Incremental Methodology” (Bovee & Milhous, 1978), na qual as Curvas de Probabilidade de Uso (Bovee, 1982) constituem um elemento fundamental.

A relação que uma espécie estabelece com o meio pode ser expressa graficamente sob a forma de ocupação de habitat ou probabilidade de uso. A resposta da espécie é frequentemente apresentada em termos de número ou frequência dos organismos que ocorrem dentro dos intervalos definidos para o parâmetro ambiental em estudo, mas também pode ser expressa em densidade populacional, produtividade ou biomassa. Estabelece-se, assim, o diferente grau de aptidão que cada um dos intervalos do parâmetro possui para o grupo de organismos em análise.

As curvas de probabilidade de uso das variáveis de habitat têm como objectivo representar o habitat preferido ou seleccionado por uma espécie numa dada fase do ciclo de vida ou durante uma actividade em função das suas características morfológicas e hidráulicas (Bovee, 1982).

As curvas de preferência têm sido estabelecidas sobretudo para as espécies salmonícolas, devido à sua relevância para a pesca desportiva. Na América do Norte e Norte da Europa os pescadores desportivos geram um grande volume de negócio em torno desta actividade. As águas não salmonícolas, e concretamente os ciprinídeos, começaram recentemente a ser objecto de atenção. As tendências regressivas encontradas para algumas espécies, o desenvolvimento de políticas de conservação em águas interiores, e a aplicação de métodos de determinação de caudais ecológicos assentes em critérios de habitats, justificaram o desenvolvimento de curvas de preferência para a fauna piscícola em diversos países europeus.

Em alguns contextos, nomeadamente em cursos de água que apresentem uma grande diversidade específica, nem sempre é viável a análise de habitat para todas as espécies. Nestes casos, a selecção das espécies pode ser simplificada agrupando as espécies em *guilds* de habitat (Landres, 1983; Verner, 1984; Szaro, 1986; Leonard e Orth, 1988; Bain e Boltz, 1989). Entende-se por *guild* um grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos, de uma forma semelhante (Root, 1967 in Leonard e Orth, 1988). Espécies que explorem os mesmos recursos deverão ser afectadas de forma similar pela alteração daqueles recursos: uma vez avaliado o impacte sobre uma espécie da *guild* é possível estimar o impacte sobre as restantes espécies da mesma *guild* (Severinghaus, 1981 in Szaro, 1986; Roberts e O'Neil, 1985 in Leonard e Orth, 1988; Vadas & Orth, 2000). Como salientam Bain e Boltz (1989), a utilização do habitat varia consideravelmente ao longo do ciclo de vida dos organismos, pelo que a divisão das espécies em grupos no sentido de formar novas entidades em *guilds* pode facilitar a gestão e tratamento da informação biológica (Bain *et al.*, 1988).

Uma outra abordagem será a utilização de espécies indicadoras ou alvo, cuja distribuição e abundância são determinadas por estreitos intervalos de tolerância relativamente ao caudal e, conseqüentemente, à velocidade e profundidade do escoamento, qualidade da água e temperatura. Considera-se que enquanto as condições do meio se mantiverem a níveis satisfatórios para estas espécies, também se manterão para o resto da comunidade (Bovee, 1974 in Bovee 1982; Orth, 1987). A utilização de espécies indicadoras tem como desvantagem a sua especialização e distribuição limitada (Orth, 1987).

Sendo ainda escassa a informação disponível sobre as preferências de habitat dos Ciprinídeos da Península Ibérica (Costa *et al.*, 1988; García de Jalón *et al.* 1997; Martínez-Capel & García de Jalón, 2002), este estudo pretende contribuir para o conhecimento do uso de habitat de espécies de cursos mediterrânicos. Especificamente pretendeu-se

caracterizar o uso de habitats e determinar as probabilidades de uso das espécies indígenas da bacia do rio Guadiana relativamente à profundidade, velocidade da corrente, turbulência, substrato e cobertura vegetal aquática.

A abordagem da preferência de habitat das espécies ou grupos de espécies pretendeu estabelecer: (i) quais as diferenças de habitat entre as várias espécies indígenas e verificar a existência de *guild* de habitat; (ii) qual a variação da preferência dentro de uma espécie em função da sua dimensão; (iii) quais os habitats reprodutivos das espécies reófilas migradoras; (iv) quais os tipos de habitat com maior valor para a fauna indígena.

4.2. MÉTODOS

As campanhas de amostragem foram realizadas entre 1995 e 2000, em 25 cursos da bacia hidrográfica do rio Guadiana incluindo o rio Guadiana, desde a zona de fronteira a Norte (ribeira do Abrilongo) até à zona de estuário ao nível de Beliche (ribeira de Beliche) (Figura 3.1), num total de 55 estações. Os cursos foram seleccionados de modo a representarem a bacia hidrográfica na sua heterogeneidade máxima, incluindo cursos de ordem 1 a ordem 5. A amostragem foi realizada ao longo de todo o período com caudal, tendo-se intensificado as colheitas na Primavera devido à importância deste período para a reprodução dos peixes (Bernardo et al., 2001). O Outono foi a estação do ano menos amostrada devido à elevada torrencialidade e turvação característica dos cursos de água mediterrânicos. Neste capítulo só foram utilizadas os dados das amostragens realizadas nas situações em que os rios corriam, pois é quando se verifica a ocorrência de condições de heterogeneidade espacial, incluindo corrente, estando garantidas as maiores oportunidades de selectividade do seu habitat preferencial.

A amostragem piscícola foi realizada com aparelhos de pesca eléctrica de transporte dorsal com bateria de 12 V, tendo sido utilizada uma voltagem adequada à conductividade da água. As operações de pesca eléctrica foram sempre efectuadas de modo a causar o mínimo de perturbação de forma a minimizar as reacções de fuga dos peixes: (i) a partir da margem lançando repentinamente o ânodo com a corrente ligada e à maior distância possível, (ii) com o(s) operador(es) dentro de água deslocando-se contra a corrente procedendo de modo idêntico após um período de imobilização, (iii) de barco, com procedimento idêntico após um período em que não se utilizam remos ou motor. Pensa-se

que deste modo se terão minorado os inconvenientes de utilização dos aparelhos de pesca eléctrica em situação de não colocação prévia de eléctrodos fixos.

A pesca eléctrica efectuou-se em áreas fisicamente homogéneas relativamente aos principais parâmetros morfológicos e hidráulicos: profundidade, velocidade de corrente, substrato dominante e *cover* vegetal (abrigo). A proporção de habitats amostrados pretendeu corresponder à disponibilidade dos mesmos dentro de cada troço considerado.

Todos os indivíduos capturados foram identificados à espécie e medidos em comprimento total. Sempre que o número de indivíduos o permitiu, as espécies reófilas migradoras (*Barbus* spp. e *Chondrostoma willkommii*), foram analisadas em 3 classes de dimensão (Quadro 4.1) estabelecidas de acordo com Cortes et al. (1994) e Bernardo et al. (2001). Esta abordagem justificou-se devido às previsivelmente distintas estratégias de uso do espaço que os organismos adoptam em função da respectiva dimensão, particularmente aqueles que atingem grandes dimensões.

Os barbos de menores dimensões não foram identificados a nível específico dado que não apresentam ainda as características distintivas de morfologia externa que permitem sempre uma identificação com confiança. Dado os erros que inevitavelmente daí resultariam, considerou-se preferível englobar os exemplares de todas as espécies com dimensões inferiores a 12 cm num grupo único designado Barbos juvenis (*Barbus* spp. Juv.), embora com este comprimento se tenham observado alguns indivíduos (machos) sexualmente maduros (Ilhéu, dados não publicados).

Quadro 4.1. Limites das classes de comprimento estabelecidas para as espécies do género *Barbus* e *Chondrostoma willkommii*

Classe de dimensão	Comprimento total (cm)
<i>Barbus</i> spp. (juvenis)	< 12
<i>Barbus</i> spp.1	12-21
<i>Barbus</i> spp.2	21-26
<i>Barbus</i> spp.3	> 26
<i>C. willkommii</i> 1	< 9
<i>C. willkommii</i> 2	9-15
<i>C. willkommii</i> 3	> 15

Em algumas análises, os indivíduos das espécies indígenas não migradoras, geralmente de menor dimensão, foram também agrupados em função do seu comprimento e estado de maturação sexual, excepto nos casos com reduzido número. As classes de dimensão da generalidade das espécies foram definidas de acordo com Bernardo et al. (2001) tendo por base o comprimento máximo observado e a dimensão média da primeira maturação sexual.

A caracterização do estado reprodutivo foi efectuada sobre uma sub-amostra de indivíduos através da avaliação macroscópica das gónadas com base em 6 estados maturação (Nikolsky, 1963): (i) juvenis imaturos, gónada ausente ou translúcida com aspecto filiforme, sexo indeterminado; (ii) gónada já evidente, de aparência translúcida com ligeira tonalidade rosa, sexo geralmente indeterminado; (iii) gónada opaca com coloração branca-acinzentada nos machos e amarela-pálida nas fêmeas nas quais se apresentam oócitos muito pequenos; (iv) gónada de grande dimensão ocupando grande parte da cavidade abdominal, com coloração branca nos machos e amarela-alaranjada nas fêmeas as quais apresentam um aspecto granuloso com os oócitos no seu máximo desenvolvimento; (v) gâmetas expelidos à mais leve pressão no ventre do animal; (vi) gónada com aspecto muito flácido, resíduos de sémen ou de oócitos.

Os habitats foram caracterizados relativamente ao conjunto de parâmetros: (i) profundidade (vara graduada), (ii) velocidade da corrente (correntómetro com sensor electromagnético medindo a 0,6 m da profundidade da coluna de água), (iii) turbulência estimada visualmente com base em 4 classes (0 - nula, 1 - fraca, 2 - moderada, 3 - forte); (iv) substrato avaliado visualmente com base em 6 classes, adaptadas da escala de Attenberg: 1- vasa, areia fina (<0,02 mm) e laje plana; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5 mm; 3 - cascalho e pedras miúdas de 5 a 50 mm; 4 - pedras de 50 a 150 mm; 5 - calhaus de 150 a 500 mm; 6 - blocos maiores que 500 mm, tendo-se utilizado nalgumas análises dois parâmetros granulométricos: substrato dominante (superior a 50% da área) e proporção da fracção superior a 150 mm (% de Calhaus/blocos ou Blocos - substrato com valor de refúgio); (v) cover vegetal (%) i.e. grau de cobertura pela vegetação aquática submersa ou emergente; (vi) sombra, estimada visualmente com base em 4 classes (0 - 0%; 1 - 0 a 25%; 2 - 25 a 75%; 3 - >75% da área).

Em algumas análises, os habitats foram agrupados em três grandes grupos, considerando sobretudo os parâmetros profundidade e corrente, os quais são tidos como os mais relevantes na caracterização do habitat e na perspectiva da interpretação da ocupação do espaço (e.g. aplicações da IFIM) (Figura 4.1): *riffles* -habitats com escoamento turbulento; *runs* - habitats com escoamento laminar e *pools* - habitats sem corrente ou de corrente muito atenuada. Na análise do uso do habitat pelos grupos de espécies, os *pools* foram divididos em três sub-categorias segundo a profundidade - pouco profundos (< 0,25 m), médios (0,25 - 0,7 m), e profundos (> 0,7 m) - e os *riffles* em duas sub-categorias segundo a velocidade da corrente - lentos (< 0,7 m/s) e rápidos. Dado não existir na língua portuguesa terminologia fixada relativa a estes conceitos e seja generalizadamente adoptada, preferiu-se adoptar os termos ingleses evitando assim confusões desnecessárias.

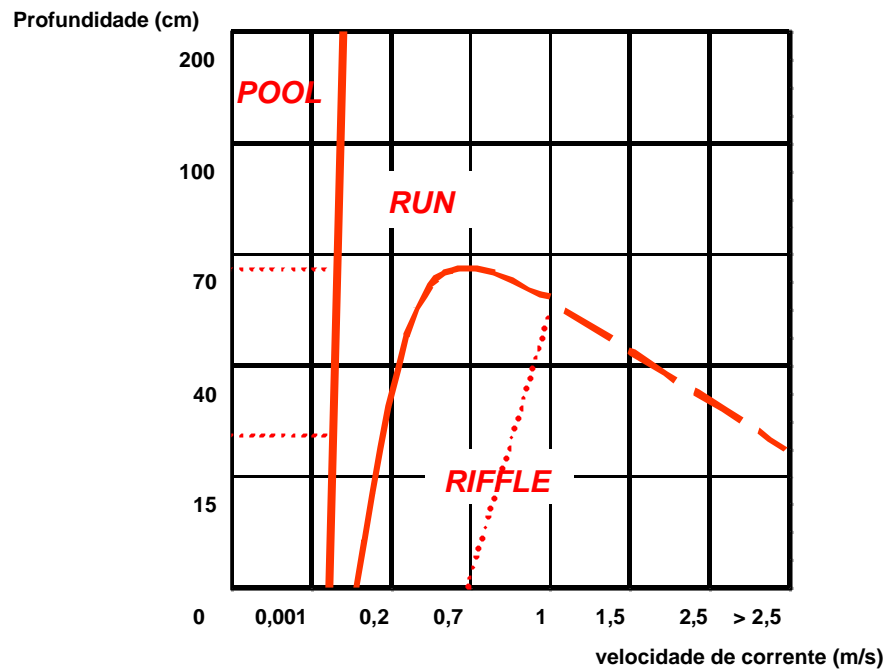


Figura 4.1. Caracterização dos principais tipos de habitat relativamente a profundidade e velocidade de corrente.

Naturalmente que a turbulência que caracteriza os *riffles* depende de outros parâmetros para além dos 2 indicados, como a rugosidade do substrato. Considera-se, no entanto, que, no essencial, os limites dos habitats definidos constituem uma adequada aproximação à realidade, sendo este tipo de abordagem adoptado por diversos autores (e.g. Orth, 1995).

A abordagem mais fina dentro dos habitats foi realizada em transectos perpendiculares ao eixo do curso amostrando-se unidades homogêneas relativamente às várias características do habitat físico. As unidades espaciais homogêneas adoptadas neste trabalho apresentaram áreas muito variáveis, desde 0,1 m² até várias dezenas de m², dependendo da heterogeneidade espacial do troço amostrado. O número de habitats amostrados com profundidade superior a 1,5 m e/ou com velocidade de corrente superior a 1,5 m/s foi menor relativamente aos restantes tipos, e esse facto reflecte-se na confiança nos valores obtidos para esses intervalos.

A adopção de unidades espaciais homogêneas dentro de um mesmo meso-habitat, particularmente no caso dos *pools* e *riffles*, justifica-se por um conjunto de razões onde se incluem as características de visibilidade, que não favorecem uma abordagem mais fina, ao nível do micro-habitat, a frequentemente elevada captura de indivíduos em muito pequenas áreas, e a necessidade de caracterizar a selectividade de habitat para um número relativamente elevado de espécies. Entendeu-se, por isso, ser adequado adoptar uma

escala espacial que, não sendo a do meso-habitat, também não é a do micro-habitat, entendido este como o local preciso ocupado pelo corpo de um dado animal ou, mais precisamente, o ponto onde se encontra a extremidade do respectivo focinho ou ponto focal.

A abordagem ao nível de micro-habitat é mais correntemente adoptada nos casos, como a truta ou o salmão, em que há uma única espécie alvo. Neste caso pretendia-se obter uma caracterização de habitat para um conjunto de espécies e detectar a estrutura dos agrupamentos nos vários tipos de unidades espaciais, pelo que se considerou ser a estratégia seguida adequada, se não mesmo a única efectivamente exequível.

A selectividade das espécies relativamente às várias tipologias de habitats foi estabelecida com base no índice de selectividade (D_i) de Jacob (1974) no sentido de evidenciar as preferências e as rejeições mais fortes de cada espécie.

$$D_i = (r_i - p_i) / (r_i + p_i - 2r_i p_i)$$

sendo r_i = abundância ou frequência relativa de indivíduos num dado habitat e p_i = disponibilidade relativa desse habitat no meio.

Os regimes de ocupação de habitats para as espécies em estudo apresentam-se sob a forma de curvas de probabilidades de uso estabelecidas para os parâmetros profundidade e velocidade da corrente, turbulência e percentagem de cobertura vegetal (*cover*/abrigo), percentagem de calhaus/blocos (refúgio). Para algumas espécies-estádios-períodos apresentam-se ainda as probabilidades de uso do substrato por se considerar que este parâmetro pode ser particularmente relevante em determinada fase do ciclo de vida dos peixes (e.g. reprodução, ver Grossman & Sostoa, 1994; Lucas & Frear, 1997; Cowx & Welcomme, 1998).

Os dados apresentados traduzem a utilização dos gradientes dos parâmetros ambientais referidos, estabelecida com base nos habitats amostrados, com todas as limitações que isto implica em termos de intervalo de variação de cada parâmetro que existe no meio.

No cálculo das probabilidades de uso, o gradiente do parâmetro em análise foi dividido em classes e os valores de captura são referidos a um esforço de captura padrão (CPUE com unidade de esforço de 1min). O somatório dos valores de CPUE obtidos para cada espécie (espécie-estádio-período em análise) relativamente a uma determinada classe de parâmetro de habitat é dividido pelo número de unidades espaciais dessa classe de parâmetro em que se efectuaram colheitas (incluindo também aquelas em que a captura foi nula). Para o cálculo dessa razão só são consideradas as unidades espaciais pertencentes aos troços em que foi observada a ocorrência da espécie. Os valores foram normalizados para 1.

De acordo com Bovee (1986), a fiabilidade das curvas de uso de habitat depende sobretudo dos erros relacionados com a recolha dos dados de campo, erros de precisão e ligados à perturbação dos organismos. Os métodos de observação directa ou de análise de registo de imagem, que reduziriam consideravelmente estes erros, não se adequam à generalidade dos cursos em estudo dada a frequentemente elevada turbidez e conseqüente reduzida visibilidade.

Apesar da generalidade dos estudos sobre selectividade de habitat, apresentar ainda as curvas de probabilidades de uso sob a forma univariada, i.e. cada parâmetro isoladamente, neste trabalho as curvas de probabilidade de uso para os parâmetros profundidade e velocidade da corrente apresentam-se graficamente sob forma bivariada. A representação bivariada ou multivariada justifica-se quando a relação da espécie com uma dada condição ambiental pode ser influenciada pela interacção das variáveis ambientais. De facto, a interacção entre a profundidade e velocidade da corrente tem sido assinalada como biologicamente importante (e.g. Bovee, 1986) e a hipótese de independência dos parâmetros físicos como sugerido por Bovee & Milhous (1978) não se verifica, particularmente para estes 2 parâmetros (Orth & Maughan, 1982). As curvas de probabilidade de uso das espécies-estádios-períodos para os restantes parâmetros apresentam-se sobre a forma univariada.

As representações gráficas bivariadas foram elaboradas recorrendo ao programa SURFER 7.0, mantendo-se uma elevada resolução, i.e. mantendo a rugosidade da representação tridimensional e não a submetendo a um alisamento pronunciado.

A heterogeneidade do uso do espaço foi medida pela amplitude de nicho (B) de Levins (1968), aplicada em cada espécie-classe dimensão, aos valores de abundância em cada tipo de habitat tendo sido estandardizada (Bs).

$$B = (\sum p_i^2)^{-1} \text{ e } Bs = (B-1)/(n-1)$$

sendo p_i = proporção de cada tipo de habitat ocupado e n = número de tipos de habitat.

Para além dos métodos aqui apresentados são incluídos, nalguns pontos deste capítulo, pequenas indicações metodológicas complementares.

Para sumarizar a relação entre as espécies indígenas e os parâmetros físicos do habitat, utilizou-se a análise multivariada, tendo-se recorrido tanto à ordenação como à classificação.

A análise multivariada consiste numa ferramenta útil para agrupar resultados, quando as matrizes de origem são muito extensas (Sokal & Rohlf, 1995). Tendo em conta a dimensão

e estrutura dos dados recolhidos, estes foram submetidos a uma Análise de Correspondência Canónica (CCA), a qual foi especificamente desenvolvida para relacionar dados de matrizes multivariadas em ecologia (Ter Braak, 1986, 1987, 1994; Ter Braak & Prentice, 1988; Ter Braak & Verdonschot, 1995). A utilização de um modelo não linear como a CCA verificou-se ser a mais apropriada de acordo com o comprimento do gradiente na análise Unimodal Indirecta -DCA (Detrended Canonical Analysis) (Ter Braak & Smilauer, 1998).

Na análise de ordenação foi utilizado o programa CANOCO, bastante eficiente em dados dispersos (séries de dados com mais zeros do que dados não nulos) (Ter Braak & Smilauer, 1998). Como resultante da análise apresenta-se um gráfico onde se representam as variáveis ambientais como vectores e as espécies como pontos. Os vectores são tanto maiores quanto maior o peso da variável e as espécies são orientadas no espaço consoante a sua correlação com as variáveis ambientais (Ter Braak, 1986, 1987, 1994; Ter Braak & Prentice, 1988; Ter Braak & Verdonschot, 1995).

Os dados das variáveis ambientais foram transformados através de centragem e redução dos valores de cada linha, denominada também estandardização por linha. Este processo consiste em subtrair a cada valor a média da linha (centragem) e dividir o resultado pelo correspondente desvio padrão (redução), resultando uma linha de menor variabilidade, cuja média é zero e a variância 1.

As variáveis biológicas (espécies) foram logaritimizadas - $\text{Log}(x+1)$ (Ter Braak & Smilauer, 1998).

As variáveis ambientais com melhor resposta (e seleccionadas na análise) foram identificadas por Forward Selection, a qual está disponível na versão 4.0 do CANOCO. Para testar a significância dos eixos utilizou-se um teste de permutações de Monte Carlo, com 999 permutações, tendo-se fixado o nível de significância a 0,05 (Ter Braak, 1990; Verdonschot & Ter Braak, 1994; Ter Braak & Verdonschot, 1995; Ter Braak & Smilauer, 1998).

Através da matriz de resultados fornecida pelo programa CANOCO 4.0, determinaram-se os coeficientes de correlação das várias variáveis ambientais com os 1º e 2º eixos da ordenação (Ter Braak & Smilauer, 1998). Com base nos coeficientes canónicos determinou-se a significância das correlações (Ter Braak & Smilauer, 1998). A variância do modelo foi obtida pelo quociente entre os valores próprios canónicos de cada CCA (ou CCA parciais) e a inércia total, i.e. a soma de todos os valores próprios (valores próprios) da análise de correspondência da matriz de espécies piscícolas.

O output da ordenação (coordenadas das estações/habitats nos eixos) foi submetido a uma classificação hierárquica, UPGA - Unweighted Pair-Group Average (com distâncias Euclidianas), com o objectivo de se obterem agrupamentos piscícolas em função das características do habitat. Neste método a distância entre os grupos ou *clusters* é calculada pela distância média entre todos os pares de objectos nos dois *clusters* iniciais (Legendre & Legendre, 1998).

As relações entre variáveis de habitat e os agrupamentos piscícolas foram testadas tendo-se utilizado análises de correlação não paramétrica (Sokal & Rohlf, 1995), com o programa STATISTICA 5.0. As preferências das espécies relativamente às várias tipologias de habitat foram testadas com o teste χ^2 (Sokal & Rohlf, 1995), no programa STATISTICA 5.0. Para testar diferenças entre grupos com proporções utilizou-se o teste G, segundo o método descrito por Sokal & Rohlf (1995) e o teste z (Daniel, 1987). Foram também testadas diferenças entre conjuntos de dados não paramétricos através de testes de Mann-Whitney e Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995) com o programa SPSS 9.0.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. PADRÕES DE USO DE HABITAT DA ICTIOFAUNA INDÍGENA

Na análise da ocupação de habitat foram utilizados dados de 15462 indivíduos de espécies indígenas resultantes de capturas em 913 habitats distribuídos por 25 cursos de água. A fauna piscícola indígena do Guadiana (cf. Cap. 3) apresentou-se composta sobretudo por Ciprinídeos, designadamente *Rutilus alburnoides*, *Barbus microcephalus*, *Barbus steindachneri*, *Barbus sclateri*, *Barbus comiza*, *Leuciscus pyrenaicus*, *Chondrostoma willkommii*, *Chondrostoma lemmingii*, *Anaecypris hispanica*, pelo Blenídeo *Salaria fluviatilis*, e o Cobitídeo *Cobitis paludica*.

4.3.1.1. ANÁLISE MULTIVARIADA E SELECTIVIDADE POR MESO-HABITATS (OU TIPOLOGIAS DE HABITAT)

Todas as variáveis de habitat consideradas foram retidas para a CCA (Análise de Correspondência Canónica), pela “forward selection”, à excepção da sombra (Quadro 4.2, Figura 4.2), a qual explicou cerca de 8,3% da variância total das espécies piscícolas ($P \leq 0,01$). Os factores de inflação da variância de todas as variáveis seleccionadas apresentaram valores inferiores a 20, evidenciando a ausência de problemas de multicolinearidade (Ter Braak, 1990).

Quadro 4.2. Síntese da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as espécies íctias e as variáveis abióticas do habitat (Valores próprios: 1º Eixo= 0,18, 2º Eixo=0,08). Significância * - $P \leq 0,05$; ** - $P \leq 0,001$

	<u>Variáveis (Forward selection)</u>		<u>Coefficientes canônicos</u>		<u>Correlação com os eixos canônicos</u>	
	F-value	p-value	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade (m)	28,1	0,005	,84**	,24**	45**	,17
Corrente (m/s)	5,45	0,005	28**	-,37**	,17	-,25**
Substrato	4,13	0,05	,15	,17	,16	,04
Blocos (% de pedras de $\varnothing > 15$ cm)	6,85	0,005	,10	-,10	,18	,006
Cover vegetal (% cobertura vegetal)	6,01	0,005	-21**	-,03	-23**	-,05
Conductividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	7,69	0,005	,11	-,64**	,02	-,32**
Turbidez (UHT)	6,94	0,005	-,11	,39**	,02	,24*
Turbulência (0-3)	8,35	0,005	,16**	-,30**	,20*	-,20*

O primeiro eixo (51% da variância explicada) foi definido sobretudo pela profundidade da água em oposição à percentagem de cover vegetal (vegetação e troncos emersos e submersos), i.e. opõe os agrupamentos de cursos de cabeceira aos de maior caudal a jusante. O segundo eixo (22,6% da variância explicada) foi definido pela velocidade da corrente, condutividade e turbulência em oposição à turbidez (grau de turvação da água).

Em ambas as análises de ordenação (CCA) e de classificação hierárquica (UPGA) identificaram-se sumariamente três tipos de agrupamentos piscícolas relativamente ao modo como se relacionam com as variáveis de habitat (Figuras 4.2 e 4.3):

Grupo 1. Constituído por *Rutilus alburnoides*, barbos juvenis, *Leuciscus pyrenaicus*, *Cobitis paludica*, *Anaecypris hispanica*, *Chondrostoma lemmingii*, e *C. willkommii* 1 e *C. willkommii* 2, os quais se associaram a habitats com algum grau de cobertura de vegetação aquática, baixa-média profundidade, condições de corrente e turbulência baixas ou moderadas e substratos dominados por granulometrias mais finas;

Grupo 2. Constituído por peixes de maior dimensão como os barbos (classes 1 a 3) e *C. willkommii* 3, em oposição ao grupo anterior, em associação a habitats com maior profundidade, e substratos de granulometria elevada;

Grupo 3. Constituído por *Salaria fluviatilis* associada aos habitats com mais elevada velocidade de corrente e maior condutividade.

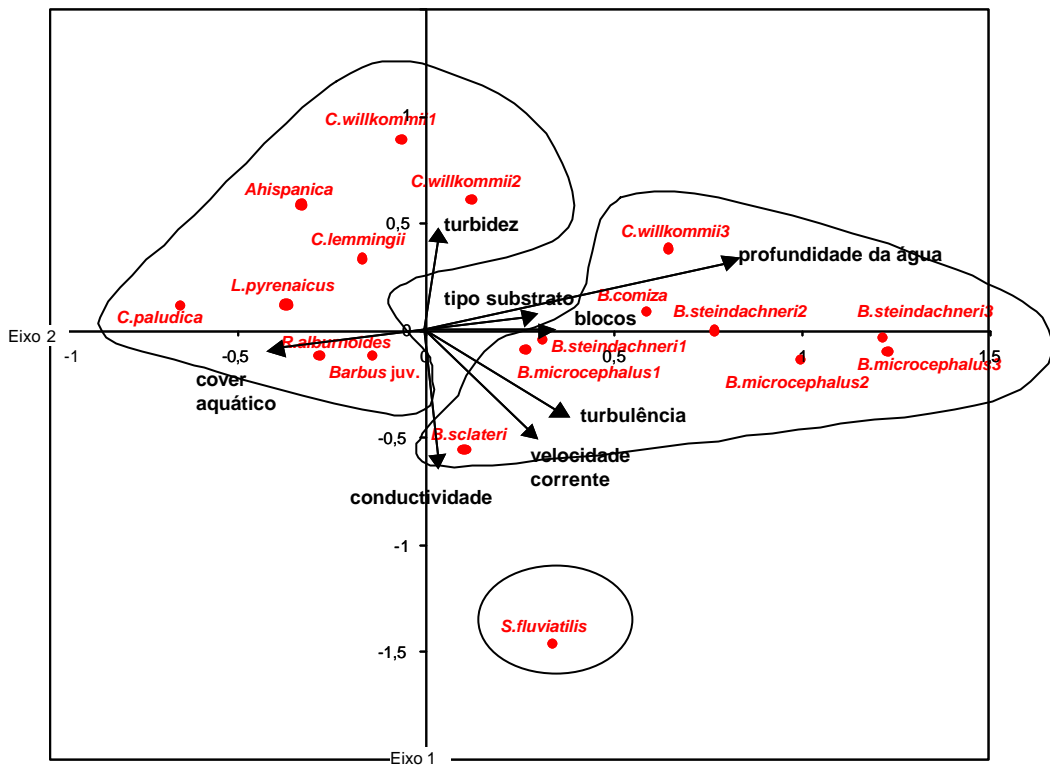


Figura. 4.2. Ordenação das espécies indígenas e variáveis de habitat resultante da CCA (Análise de Correspondências Canônicas). Classes de dimensão consideradas: *B. microcephalus* e *Barbus steindachneri* (classe1: 12-21cm, classe 2: 21-26cm, classe 3: >26cm de comprimento total), *C. willkommii* (classe 1: <9cm, classe 2: 9-5cm, classe 3: > 15 cm de comprimento total).

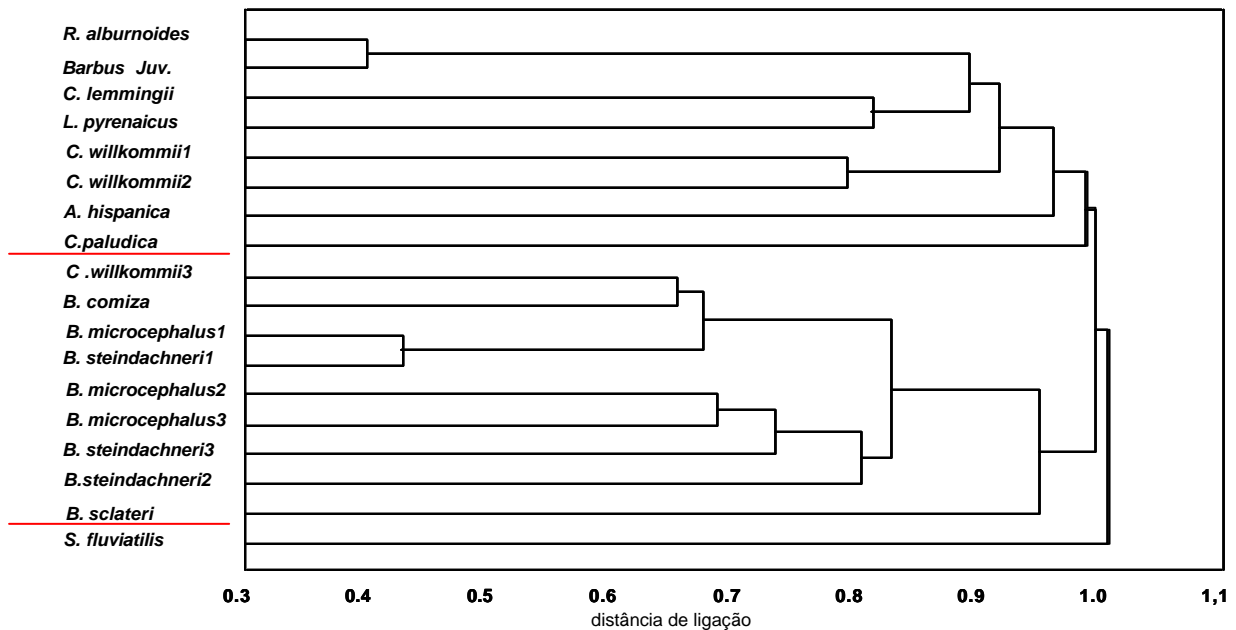


Figura 4.3. Análise Hierárquica (UPGA, distancias Euclidianas) agrupando as espécies indígenas com base em afinidades de habitat.

A selectividade das espécies indígenas relativamente aos vários tipos de habitat para além de avaliar preferências e rejeições evidencia também a amplitude de nicho das mesmas. Os resultados confirmam o generalizado evitamento dos *pools* de pequena profundidade, com excepção de *Cobitis paludica*, espécie bentónica que depende do valor de abrigo dos materiais do fundo, i.e. sedimentos vasosos, detritos vegetais e filamentosas que se encontram sobre o substrato (Figura 4.4). Confirma-se, ainda, o carácter generalista de *R. alburnoides* e dos barbos juvenis, como se pode observar pela ausência de uma forte selectividade em termos de meso-habitat, e elevada amplitude de nicho/habitat. Estes resultados são coerentes com a sua elevada dispersão e abundância ao longo da rede hídrica da bacia do rio Guadiana (cf. Cap. 3).

C. lemmingii e *S. fluviatilis* apresentaram preferências exactamente opostas, i.e. a primeira preferiu habitats sem corrente, *pools*, enquanto a segunda apresentou elevada rejeição destas tipologias em favor dos habitats com corrente, com particular preferência para os *riffles* rápidos (Figura 4.4). *L. pyrenaicus* e *A. hispanica* não apresentaram uma selectividade significativa relativamente ao meso-habitat em análise, pelo que nas suas preferências de habitat tenderão a manifestar-se numa escala mais fina ou em função de outras variáveis, para além das implicadas directamente nas tipologias em análise, como se verá mais à frente. Aparentemente ambas as espécies utilizaram de forma relativamente ampla as diferentes tipologias de habitat como se pode observar pela amplitude de nicho-habitat (Figura 4.4).

As espécies reófilas migradoras, *Barbus* spp. e *C. willkommii* apresentaram selectividades significativamente diferentes relativamente aos vários tipos de habitats, à excepção dos indivíduos juvenis e/ou de menor dimensão e de *B. sclateri*, devido ao carácter mais generalista dos primeiros, e ao reduzido número do segundo. De uma forma geral, estas espécies apresentaram preferências por habitats profundos e/ou com corrente, particularmente *pools* e *runs* (Figura 4.4), embora os indivíduos das classes de maior dimensão tenham apresentado rejeição pelos habitats com elevada corrente, i.e. *riffles* rápidos. *B. microcephalus* apresentou maior amplitude de nicho/habitat relativamente a *B. steindachneri* e em ambas as espécies se verificou uma redução da amplitude de nicho/habitat com o aumento da classe de dimensão.

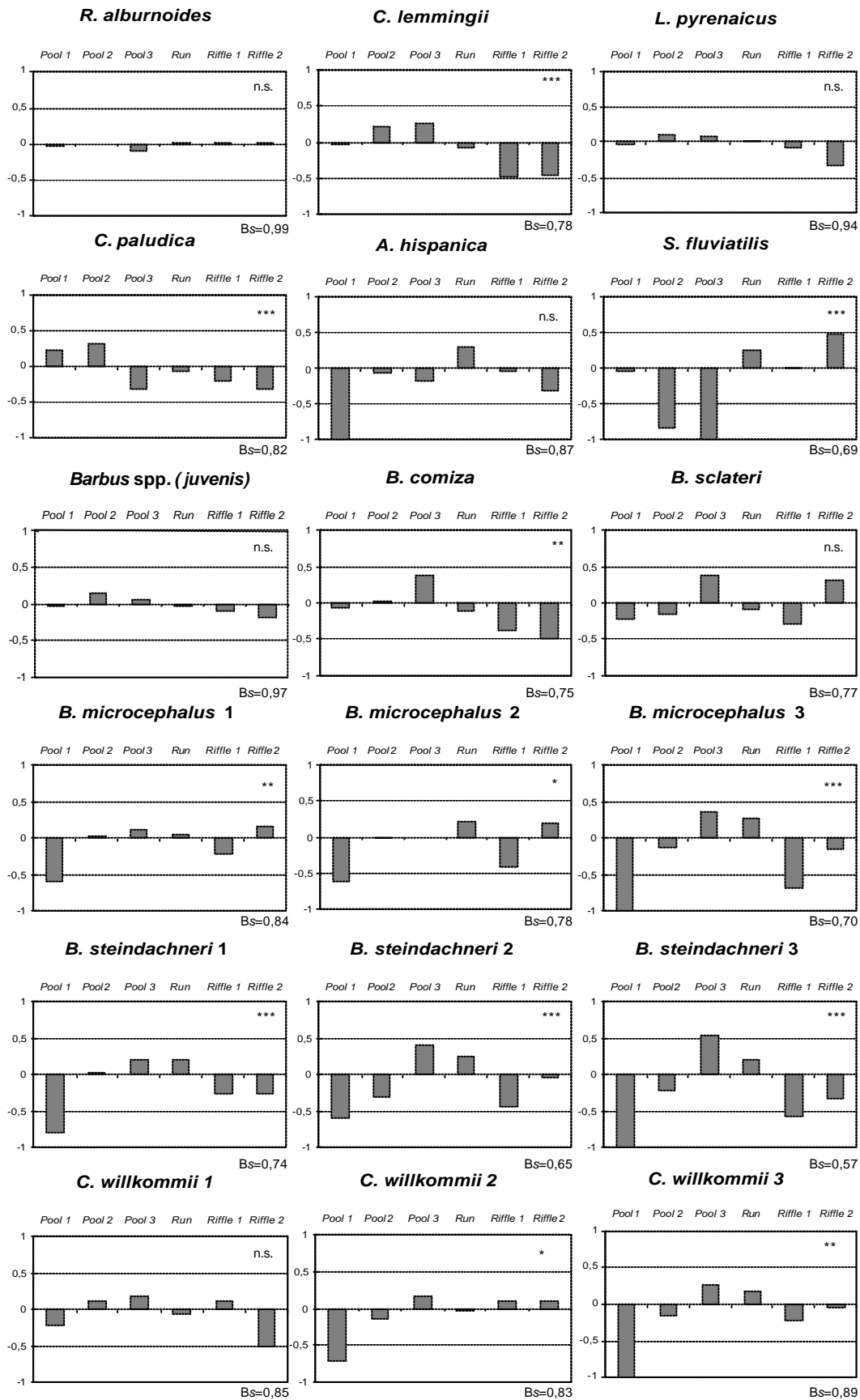


Figura 4.4. Selectividade das espécies indígenas (índice de Jacob com base na frequência de ocorrência) para as tipologias de habitat. Teste χ^2 : * - $P \leq 0,05$; ** - $P \leq 0,01$; *** - $P \leq 0,001$; n.s. não significativo. Bs= amplitude de nicho/habitat estandardizada.

4.3.1.2. PROBABILIDADES DE USO DAS VARIÁVEIS DE HABITAT

De forma a caracterizar o uso do espaço em função da fase do ciclo de vida, nas representações bivariadas da probabilidade de uso da profundidade e velocidade da corrente distinguiram-se, sempre que o n o permitiu, diversas classes de dimensão dentro de cada espécie. Nas espécies de menor dimensão procedeu-se à distinção entre indivíduos imaturos e maturos enquanto nas espécies de maior porte, a primeira classe foi constituída por indivíduos imaturos e as restantes representam classes de dimensão numa perspectiva de grupo de acordo com o máximo de comprimento observado para cada espécie.

Na análise das probabilidades de uso, há que considerar algumas questões relativas à natureza das curvas bivariadas obtidas e apresentadas. Por vezes, as representações gráficas das probabilidades de uso de habitat apresentam 2 ou mais picos bem individualizados. Tal poderá ser interpretado como indicador preferência por vários (2 ou mais) tipos de habitat correspondentes aos intervalos dos parâmetros em que se encontram os picos de probabilidade de uso. Por princípio supõe-se que as respostas dos organismos aos gradientes ambientais apresentam continuidade e, numa perspectiva Shelfordiana, esperar-se-ia obter uma resposta gradual. Esta seria graficamente representada por uma linha (ou superfície no caso de gráficos bi-variados) curva, em forma de sino. Não é, em princípio, de facto lógico que um dado grupo de animais possa apresentar uma marcada preferência, por exemplo, pelos intervalos de profundidade de 0,5 - 0,8 m e 1,2 - 1,6 m e que manifeste rejeição pelo intervalo 0,8 - 1,2 m. Por essa razão, quando a distribuição obtida é multi-modal, é frequente manipular-se os intervalos das classes no(s) gradiente(s) do(s) parâmetro(s), introduzindo o alisamento necessário para obter a pretendida forma de sino de kurtose variável. Neste estudo apresentam-se os resultados tal como foram obtidos, sem manipulação posterior e sem intenções de "melhorá-las" para as tornar mais *aceitáveis* ou *credíveis*. Nalgumas situações, e particularmente para espécies de distribuição mais restrita, diversos tipos de meio correspondentes aos intervalos entre os picos obtidos são pouco frequentes ou mesmo raros. Considera-se que no geral, os resultados apresentados estão coerentes com a análise do valor de abrigo, dado pelas outras variáveis como a percentagem de *cover* vegetal aquático e a percentagem de pedras com valor de refúgio.

Algumas discrepâncias entre a selectividade obtida para cada tipo de habitat através do índice de Jacob e a probabilidade de uso da profundidade e velocidade da corrente, podem dever-se ao facto da primeira ter sido estabelecida exclusivamente com base na frequência de ocorrência da espécie ou grupo enquanto a segunda expressa também a abundância,

pois o seu valor é calculado através da CPUE (capturas por unidade de esforço). Neste sentido ambas as análises contêm informação complementar.

CIPRINÍDEOS REÓFILOS NÃO MIGRADORES E OUTRAS INDÍGENAS: *R. alburnoides*, *C. lemmingii*, *L. pyrenaicus*, *A. hispanica*, *C. paludica* e *S. fluviatilis*

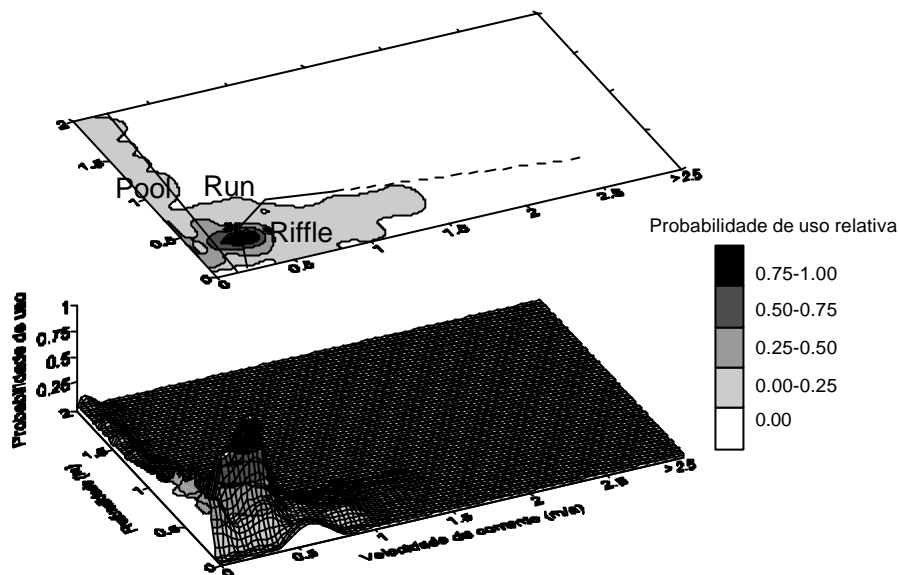


Figura 4.5. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Rutilus alburnoides* - classe 1 (Comp. Total ≤ 5 cm; Comp. Médio $4,2 \pm 0,75$ cm; min.=2,0 cm; n=3259).

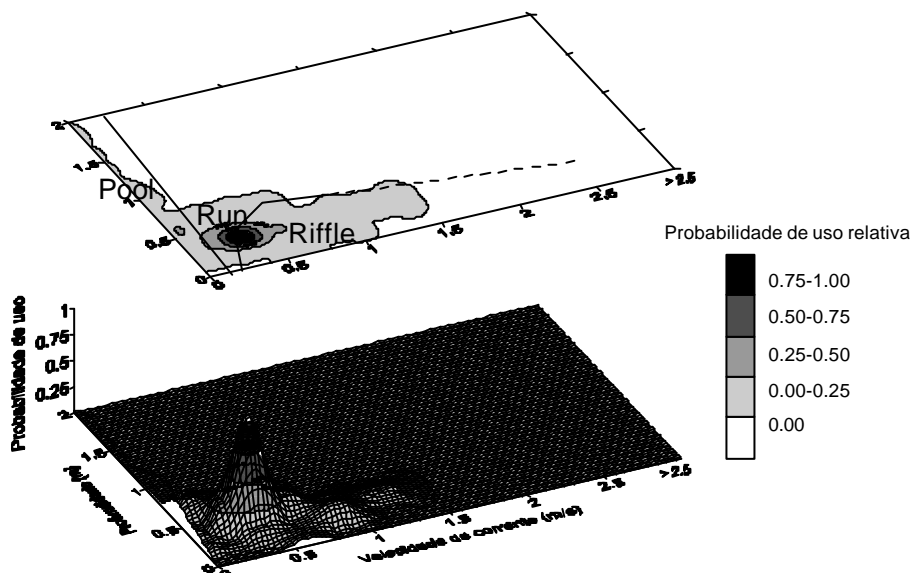


Figura 4.6. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Rutilus alburnoides* - classe 2 (Comp. Total > 5 cm; Comp. Médio $6,8 \pm 1,4$ cm; max.=13,3 cm; n=5640).

Para *Rutilus alburnoides* foram definidas 2 classes que correspondem à divisão em imaturos (Comprimento Total -CT ≤ 5 cm) e maturos (CT >5 cm). As probabilidades de uso da profundidade e corrente de ambas as classes foram muito semelhantes, com valores máximos de uso entre os 0,25 e 0,45 m de profundidade e 0,1 a 0,25 m/s, correspondendo a *riffles* lentos e *runs* pouco profundos (Figuras 4.5 e 4.6). Os habitats com muito elevada velocidade de corrente e de grande caudal (com corrente elevada e profundos) foram muito pouco ocupados por esta espécie.

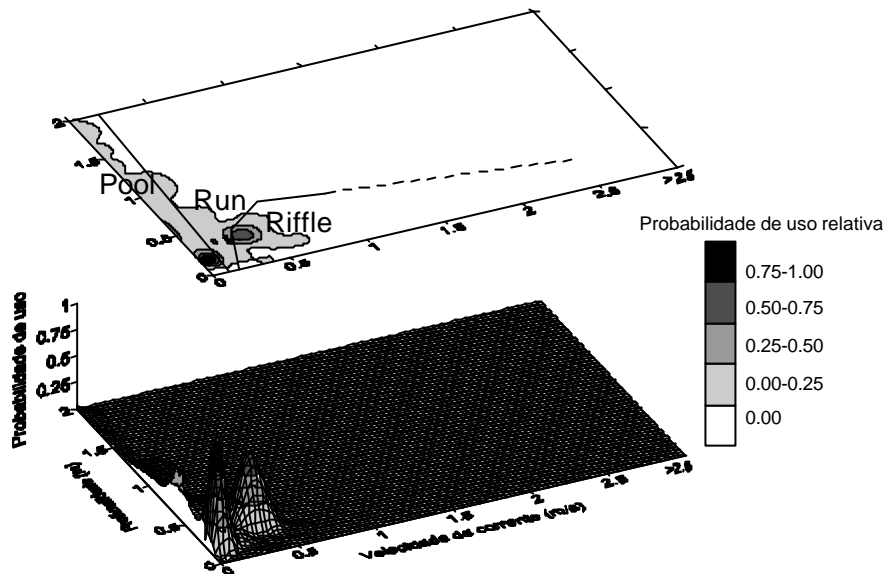


Figura 4.7. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Chondrostoma lemmingii* - classe 1 (Comp. Total $\leq 6,5$ cm; Comp. Médio $5,6 \pm 0,8$ cm; min.=1,7 cm; n=148).

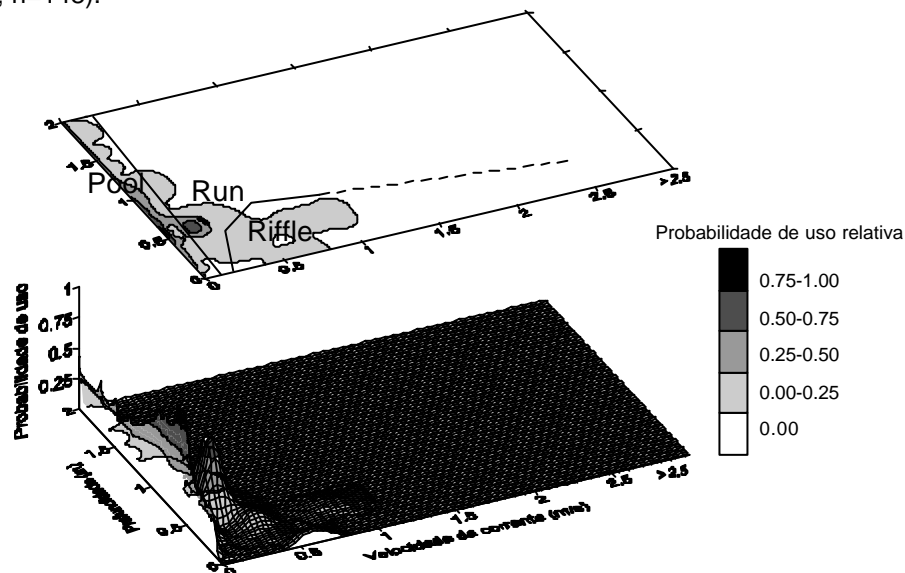


Figura 4.8. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Chondrostoma lemmingii* - classe 2 (Comp. total $>6,5$ cm; Comp. Médio $8,1 \pm 1,1$ cm; max.=16,1 cm; n=511).

Relativamente a *Chondrostoma lemmingii*, os indivíduos de menor dimensão e imaturos ($CT \leq 6,5$ cm) ocuparam preferencialmente habitats pouco profundos, com maiores probabilidades de uso em habitats de profundidades inferiores a 0,4 m e velocidades de corrente baixas, inferiores a 0,5 m/s (Figura 4.7). A maioria dos indivíduos de maior comprimento (>6 cm) apresentaram elevadas probabilidades de uso em habitats com profundidades superiores e velocidades de corrente inferiores (Figura 4.8) relativamente aos da classe de menor dimensão, embora tenham ocupado um intervalo de corrente mais alargado. Apesar de ocorrer em *riffles* e *runs*, esta espécie é a endémica que apresentou maior evitamento a habitats com corrente (Figura 4.4), verificando-se uma correlação negativa entre a sua abundância e a velocidade da corrente ($r = -0,25$, $P \leq 0,001$) e turbulência do habitat ($r = -0,18$, $P \leq 0,001$), em concordância com a disponibilidade de habitat dos cursos de cabeceira ao qual esta espécie se associa (cf. Cap. 3).

Para *Leuciscus pyrenaicus* foram definidas 3 classes (Figuras 4.9 a 4.11). As probabilidades de uso para as diversas classes apresentaram semelhanças, evidenciando as maiores probabilidades de uso em habitats de escoamento laminar (*runs*) com profundidade média (cerca de 0,5 m) e baixa turbulência.

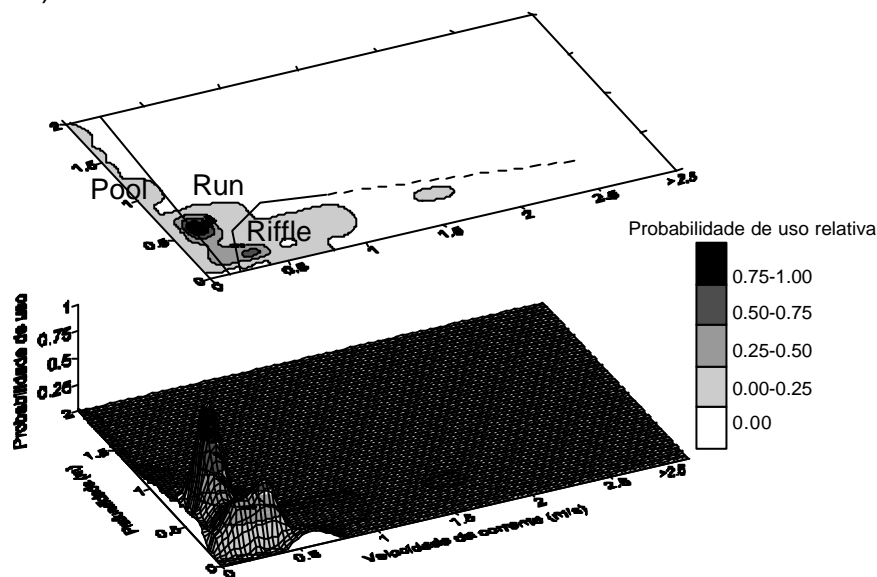


Figura 4.9. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Leuciscus pyrenaicus* - classe 1 (Comp. total < 8 cm; Comp. Médio $6,1 \pm 1,3$ cm; min. = $2,6$ cm; $n = 287$).

Os indivíduos de dimensão intermédia, classe 2, foram aqueles que apresentaram uma ocupação de habitat mais heterogénea e em situações de maior profundidade, embora

sempre com reduzida turbulência (Figura 4.10), variável com a qual a espécie se correlacionou negativamente ($r=0,18$, $P\leq 0,001$).

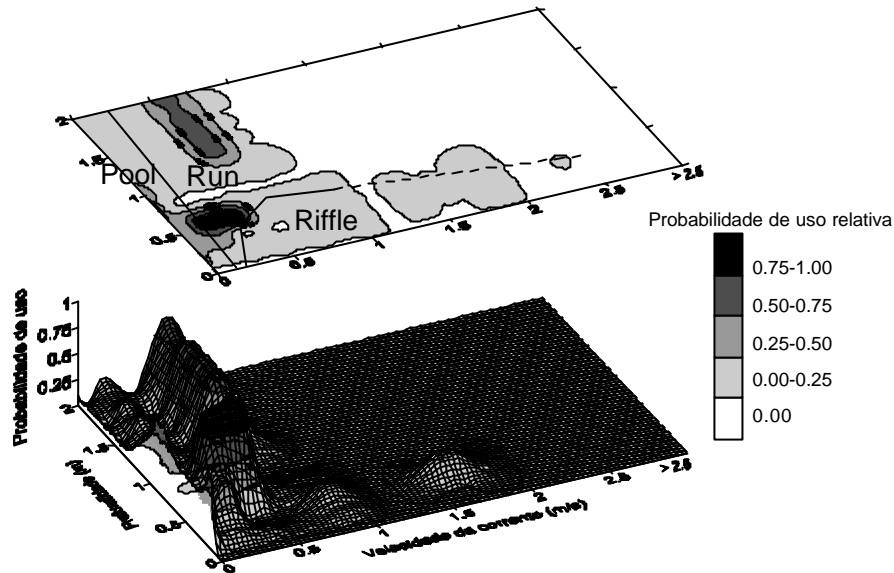


Figura 4.10. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Leuciscus pyrenaicus* - classe 2 (Comp. total 8-13 cm; Comp. Médio $10,7 \pm 1,5$ cm; $n=186$).

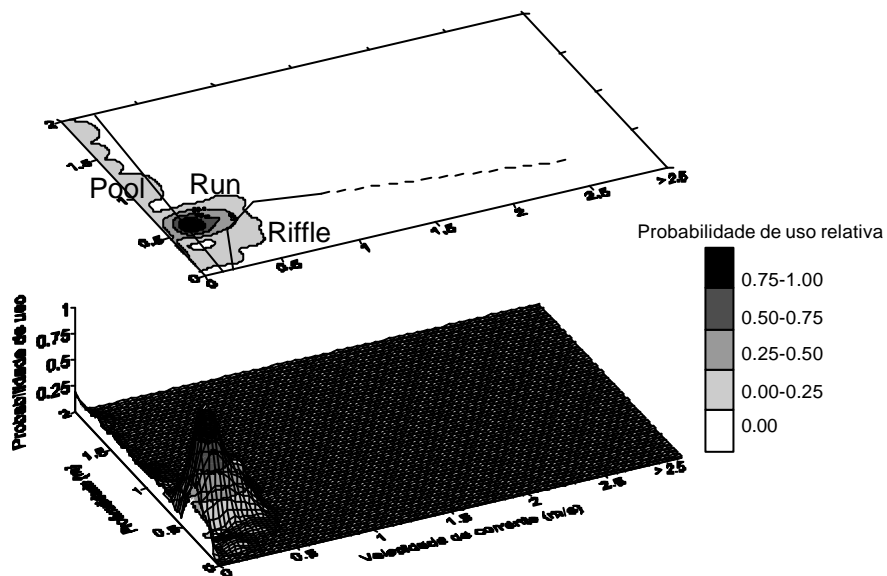


Figura 4.11. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Leuciscus pyrenaicus* - classe 3 (Comp. total >13 cm; Comp. Médio $15,9 \pm 1,9$ cm; max.=22,2 cm; $n=45$).

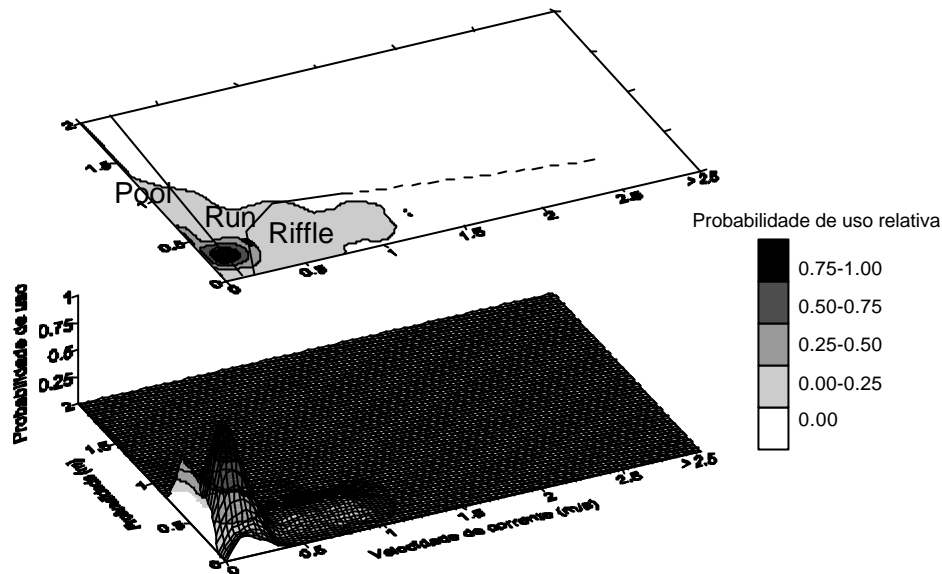


Figura 4.12. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Anaecypris hispanica* (Comprimento Total Médio $4,8 \pm 0,9$ cm; min.=2,9 cm max.= 9,1 cm; n=122).

Sendo *Anaecypris hispanica* uma espécie rara, a opção de sobre ela não se exercer uma pressão de captura que se pudesse traduzir na diminuição de efectivos, implicou que as colheitas fossem inferiores ao desejável para a realização das curvas de probabilidade de uso. Dada a importância deste endemismo e a utilidade da informação que sobre ele exista e possa ser divulgada, elaborou-se o respectivo gráfico de probabilidade de uso (Figura 4.12). As maiores probabilidades de uso encontram-se para velocidades de corrente entre 0,1 e 0,7 m/s e, quanto a profundidades ocupam sobretudo habitats com profundidades intermédias, inferiores a 1 m, indicando preferência por *riffles* e *runs*.

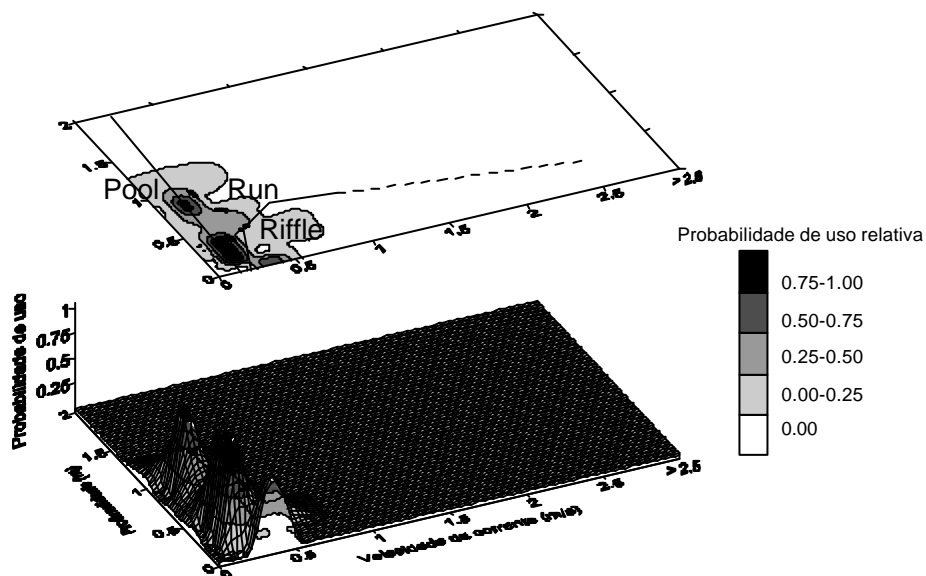


Figura 4.13. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Cobitis paludica* (Comprimento Total Médio $6,6 \pm 1,5$ cm; min.=3,0 cm max.= 10,6 cm; n=246).

Cobitis paludica é uma espécie bentônica cujo habitat se associa a ambientes com pouca ou nenhuma corrente, *pools* e *runs*, e com baixa profundidade, tendo-se observado o máximo de probabilidade de uso em habitats com profundidade entre 0,25 e 0,70 m e velocidade da corrente inferior a 0,2 m/s (Figura 4.13).

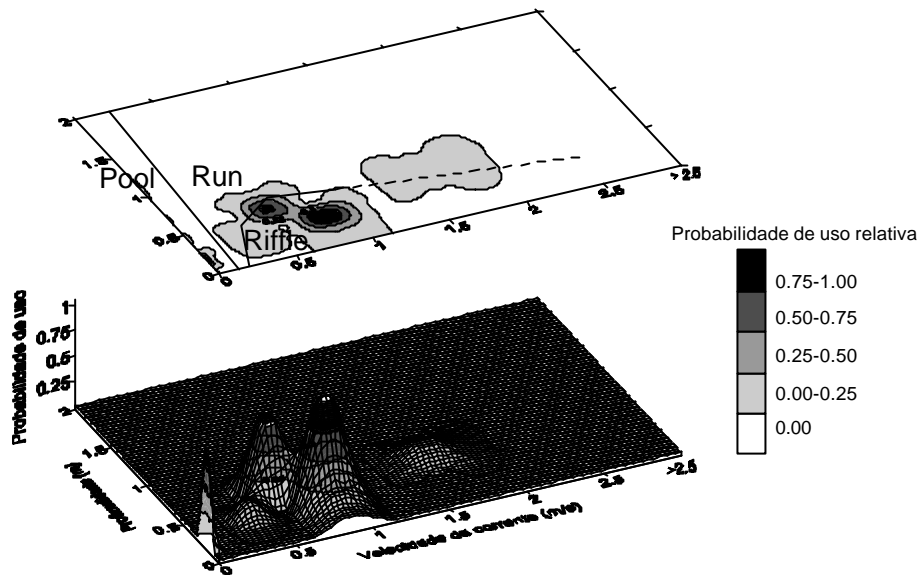


Figura 4.14. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Salaria fluviatilis* - classe 1 (Comp. Total $\leq 5,5$ cm; Comp. Médio $4,8 \pm 0,5$ cm; max.=3,5 cm; n=44).

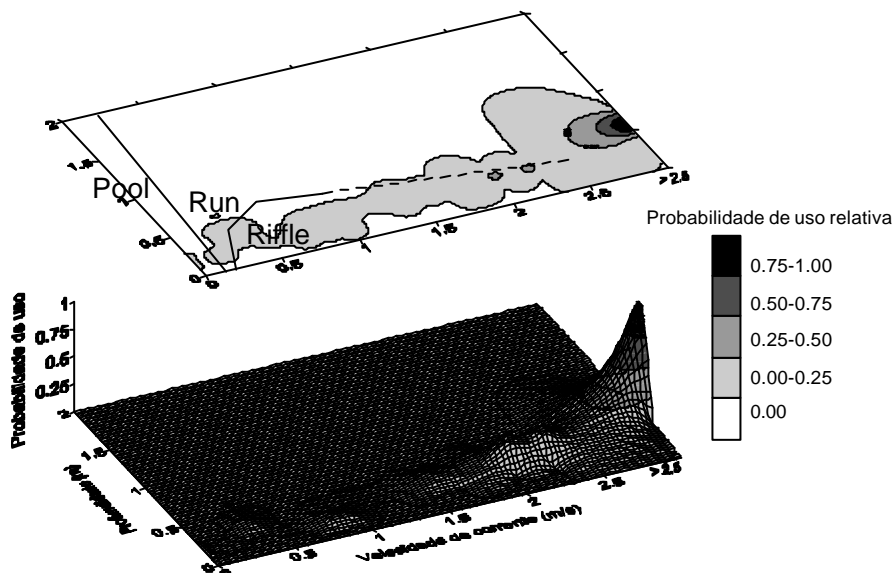


Figura 4.15. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Salaria fluviatilis* - classe 2 (Comp. Total $> 5,5$ cm; Comp. Médio $7,6 \pm 1,8$ cm; max.=12 cm; n=119).

Salaria fluviatilis constituiu o paradigma da espécie associada às maiores correntes. As probabilidades de uso confirmam esta associação, ocupando os indivíduos imaturos (classe 1) *riffles* com velocidade de corrente entre 0,5 e 1,0 m/s (Figura 4.14) e os adultos (classe 2) *riffles* rápidos, com velocidade de corrente superior a 2,5 m/s (Figura 4.15), sempre em situações de profundidades inferiores a 0,70 m. O comportamento bentônico permite-lhes subsistir nestes habitats, dada a atenuação da corrente junto ao sedimento.

A análise da probabilidade de uso das variáveis turbulência, cobertura vegetal aquática (%) e blocos/refúgio (%), pelas espécies indígenas não migradoras, foi estabelecida para o conjunto total de indivíduos de cada espécie independentemente do seu comprimento total, visto não se terem observado diferenças significativas em função das classes de dimensão.

Das espécies indígenas de menor porte e não migradoras, *S. fluviatilis* foi a única que se relacionou significativamente com habitats de corrente, apresentando as maiores probabilidades de uso em habitats com elevada turbulência (Figura 4.16). A associação desta espécie a *riffles* evidenciou-se também pela correlação significativa entre a sua abundância e a velocidade da corrente ($r=0,23$, $P\leq 0,001$) e turbulência ($r=0,14$, $P\leq 0,001$). A elevada corrente não causa, portanto, arrastamento dos peixes apresentando o substrato um valor de abrigo importante, como se verá mais à frente.

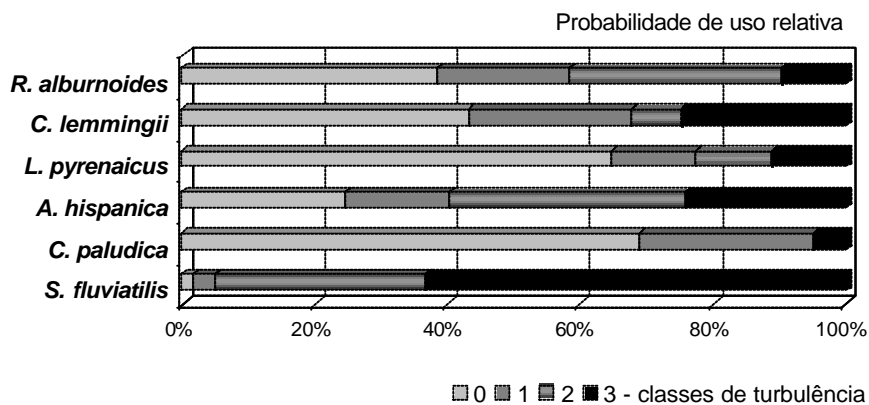


Figura 4.16. Probabilidade de uso do habitat em função da classe de turbulência (0=nula, 1=fraca, 2=moderada, 3= forte) espécies *R. alburnoides* (n=4250), *C. lemmingii* (n=656), *L. pyrenaicus* (n=518), *A. hispanica* (n=122), *C. paludica* (n=246) e *S. fluviatilis* (n=163).

A. hispanica apresentou também elevada probabilidade de uso em habitats com turbulência (Figura 4.16), reflectindo a sua preferência por *riffles* e *runs*. Nas restantes indígenas de pequena-média dimensão, observou-se maior preferência por habitats de reduzida turbulência (Figura 4.16), particularmente *C. paludica*, a qual se associou sobretudo a habitats sem corrente.

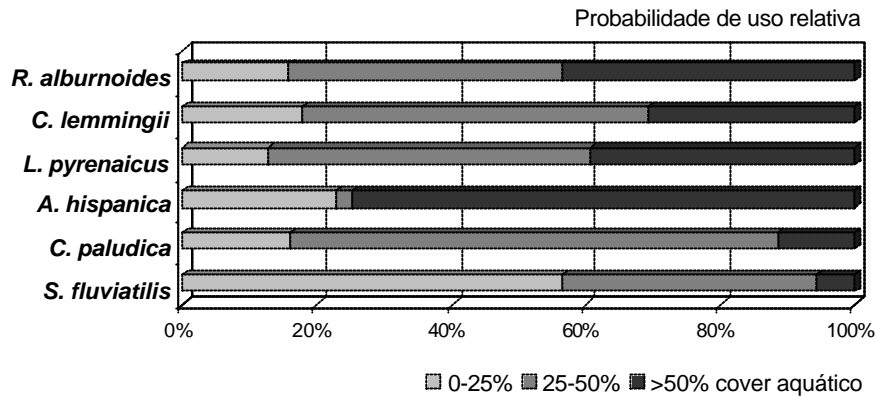


Figura 4.17. Probabilidade de uso relativa da percentagem de *cover* vegetal aquático pelas espécies *R. alburnoides* (n=4250), *C. lemmingii* (n=656), *L. pyrenaicus* (n=518), *A. hispanica* (n=122), *C. paludica* (n=246) e *S. fluviatilis* (n=163).

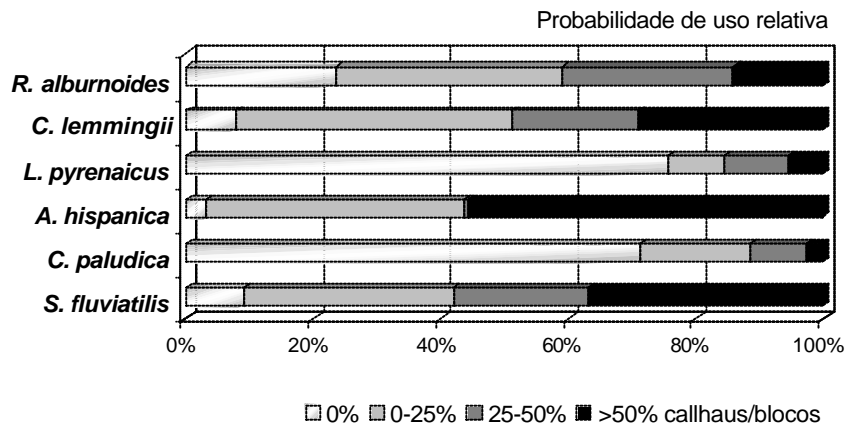


Figura 4.18. Probabilidade de uso relativa da variável calhaus/blocos pelas espécies *R. alburnoides* (n=4250), *C. lemmingii* (n=656), *L. pyrenaicus* (n=518), *A. hispanica* (n=122), *C. paludica* (n=246) e *S. fluviatilis* (n=163).

A. hispanica, *R. alburnoides* e *L. pyrenaicus* foram as espécies que apresentaram maiores probabilidades de uso relativas em habitats com elevada percentagem de *cover* aquático, particularmente a primeira, a qual ocupou preferencialmente habitats com mais de 50% de cobertura vegetal (Figura 4.17). No entanto, devido ao reduzido número de capturas de *A. hispanica*, só as outras duas espécies apresentaram uma correlação significativa entre a sua abundância e a % de *cover* vegetal (respectivamente $r=0,25$ e $0,36$, $P \leq 0,001$). *S. fluviatilis*, em oposição, apresentou maior probabilidade de uso em habitats com nenhuma ou reduzida percentagem de cobertura vegetal, tendo-se observado uma correlação negativa entre a sua abundância e a percentagem de cobertura vegetal ($r=0,30$, $P \leq 0,05$). No entanto este, padrão não significa forçosamente que a espécie responda directamente a

esta variável mas sim de forma indirecta, como se viu anteriormente, através da interacção com outras variáveis mais determinantes, como é o caso da velocidade da corrente. Dado que *S. fluviatilis* se associa fortemente a habitat com grande turbulência e corrente é de esperar que estes habitats não constituam os meios mais propícios para a generalidade da vegetação aquática ou outros elementos de origem orgânica tais como detritos e raízes, por serem facilmente arrastados.

A variável Calhaus/blocos com valor de refúgio foi analisada sobretudo pelo seu valor de protecção ou abrigo e, revelou-se particularmente importante para *A. hispanica*, que apresentou a maior probabilidade de uso da variável na classe com mais de 50% de blocos com dimensões superiores a 150 mm e, *S. fluviatilis* (Figura 4.18). Em ambas as espécies, registou-se uma correlação significativa entre a sua abundância e a dimensão das partículas do substrato (respectivamente $r=0,23$, $P\leq 0,01$ e $r=0,18$, $P\leq 0,001$) (Figura 4.19). As restantes espécies apresentaram maiores probabilidades de uso em habitats com baixa percentagem de blocos, embora não tenham revelado qualquer padrão significativo no uso da variável substrato, à excepção de *C. paludica* que evidenciou uma preferência por substratos com reduzida percentagem de elementos de elevada granulometria (Figura 4.19). De facto esta espécie foi significativamente mais abundante em habitats com substratos de partículas de menor dimensão, i.e. substratos finos ($r=0,26$, $P\leq 0,001$).

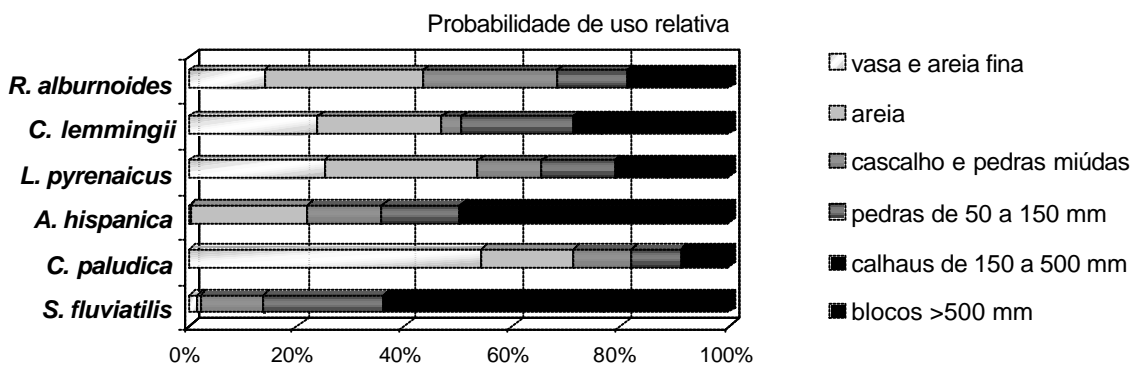


Figura 4.19. Probabilidade de uso relativa do variável substrato pelas espécies *R. alburnoides* (n=4250), *C. lemmingii* (n=656), *L. pyrenaicus* (n=518), *A. hispanica* (n=122), *C. paludica* (n=246) e *S. fluviatilis* (n=163).

CIPRINÍDEOS REÓFILOS MIGRADORES: *C. willkommii*, *Barbus steindachneri*, *Barbus microcephalus*, *Barbus comiza* e *Barbus sclateri*

Chondrostoma willkommii evidenciou grandes variações na probabilidade de uso dos vários tipos de habitat em função da classe da dimensão. Na classe de menor dimensão observou-se uma preferência por habitats com média profundidade (0,40-0,70 m) e com corrente moderada (0,2-0,7 m/s) (Figura 4.20). Os indivíduos da classe 2 apresentaram as maiores probabilidades de uso em habitats com profundidades um pouco maiores e menor velocidade de corrente (Figura 4.21), enquanto os da classe 3, de maior dimensão, apresentaram preferência por habitats profundos e de baixa corrente, sobretudo *pools* profundos (Figura 4.22).

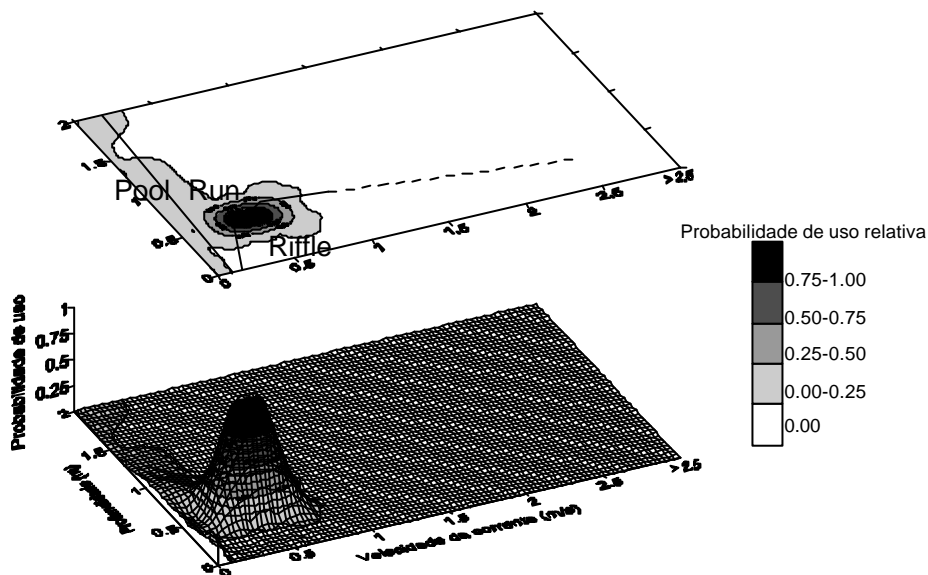


Figura 4.20. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Chondrostoma willkommii* - classe 1 (Comp. Total <9 cm; Comp. Médio $7,6 \pm 1,0$ cm; min.=1,4 cm; n=365).

A abundância de indivíduos da classe 3 apresentou-se positivamente correlacionada com a profundidade ($r=0,19$, $P \leq 0,001$), i.e. com o aumento da dimensão, os indivíduos preferiram habitats gradualmente mais profundos e de menor velocidade, ocupando sequencialmente *riffles*, *runs* e finalmente *pools* profundos

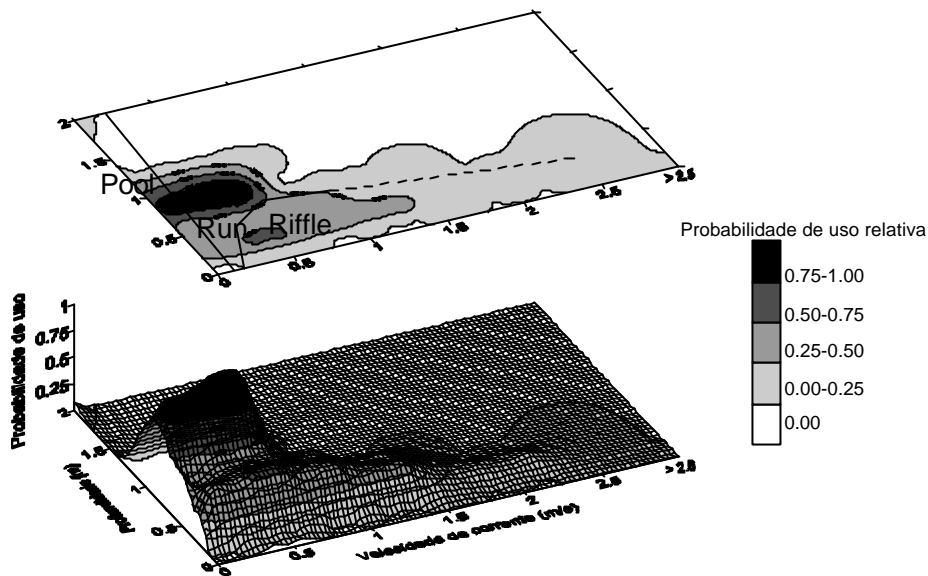


Figura 4.21. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Chondrostoma willkommii* - classe 2 (Comp. Total 9-15 cm; Comp. Médio $11,9 \pm 1,8$ cm; $n=546$).

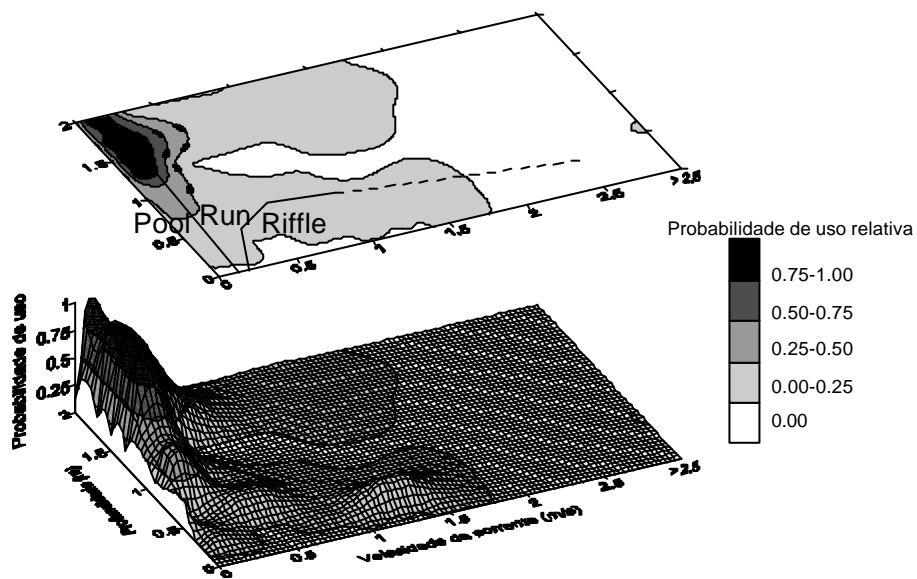


Figura 4.22. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Chondrostoma willkommii* - classe 3 (Comp. Total >15 cm; Comp. Médio $20,7 \pm 3,9$ cm; $\text{max.}=35,5$ cm; $n=433$).

Relativamente ao género *Barbus*, o grupo que representa os barbos juvenis e de menores dimensões (< 12 cm) das diversas espécies apresentou preferência por habitats de

profundidade inferior a 0,6 m e com velocidades de corrente até 0,7 m/s (Figura 4.23), correspondendo a *riffles* lentos, *runs* e *pools* pouco profundos.

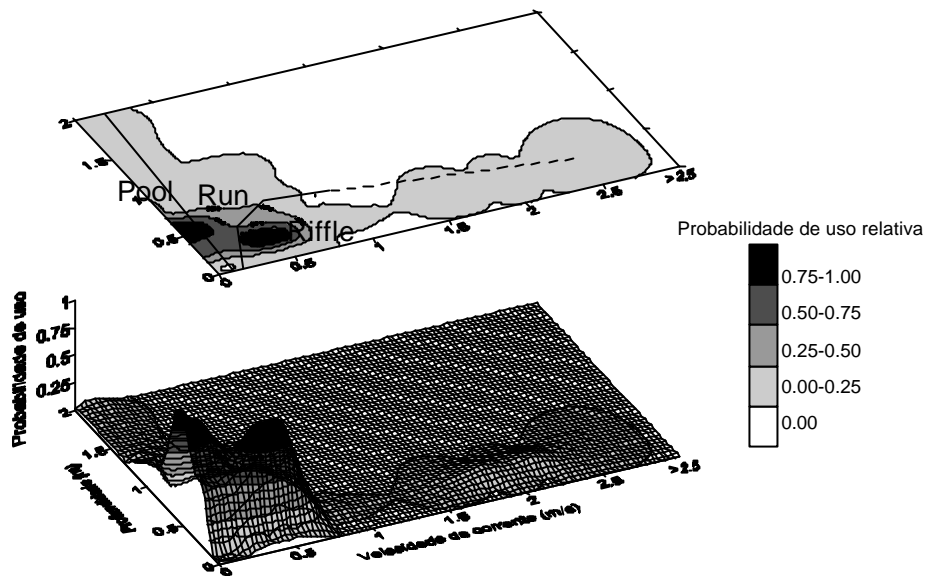


Figura 4.23. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por barbos juvenis (Comp. Total <12 cm; Comp. Médio $7,7 \pm 2,4$ cm; min.=1,4 cm; n=1947).

Relativamente aos barbos adultos, todas as espécies apresentaram uma relação significativa entre a sua abundância e a profundidade do habitat ($P \leq 0,001$), com coeficientes de correlação mais elevados na classe de maior dimensão. Embora as várias espécies tenham apresentado probabilidades de uso semelhantes em termos de tipologias de habitat, revelaram-se diferentes preferências dentro do gradiente de profundidade e de velocidade da corrente, tanto entre espécies como entre classes de dimensão.

A classe 1 de *B. steindachneri* exibiu as maiores probabilidades de uso em habitats com reduzida a moderada velocidade da corrente (< 0,2 m/s) e profundidade elevada (> 1 m), correspondendo a *pools* profundos (Figura 4.24). Apresentou também elevadas ocorrências em *runs*, nas situações de menor profundidade e maior velocidade da corrente. Na classe 2 (Figura 4.25) observou-se uma elevada probabilidade de uso para situações de profundidade média e elevada e velocidade mais baixa relativamente à classe 1, enquanto os indivíduos da classe de maior dimensão, classe 3 (Figura 4.26) apresentaram elevadas probabilidades de uso exclusivamente em habitats de grande profundidade (>1 m), traduzindo uma muito elevada selectividade por *pools* profundos.

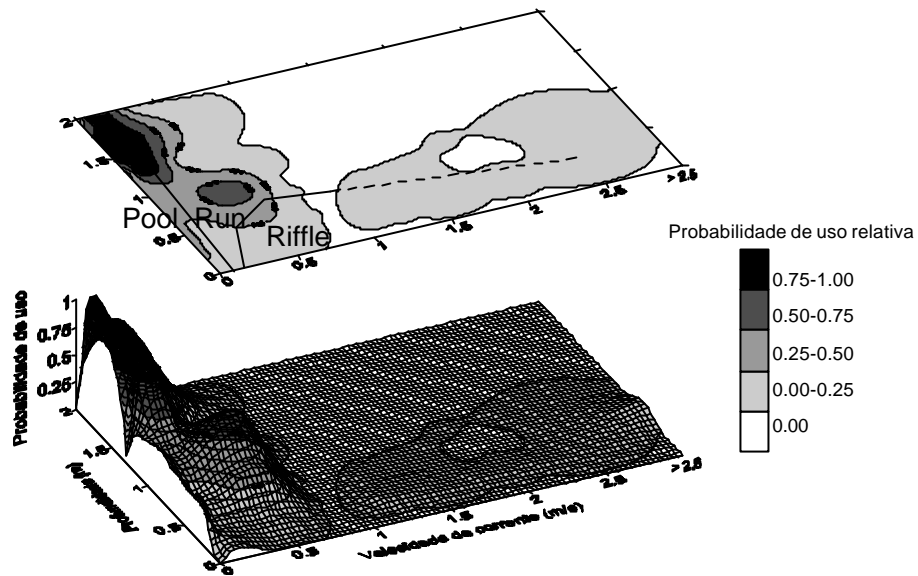


Figura 4.24. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus steindachneri* - classe 1 (Comp. Total 12-21 cm; Comp. Médio $168 \pm 2,5$ cm; $n=419$).

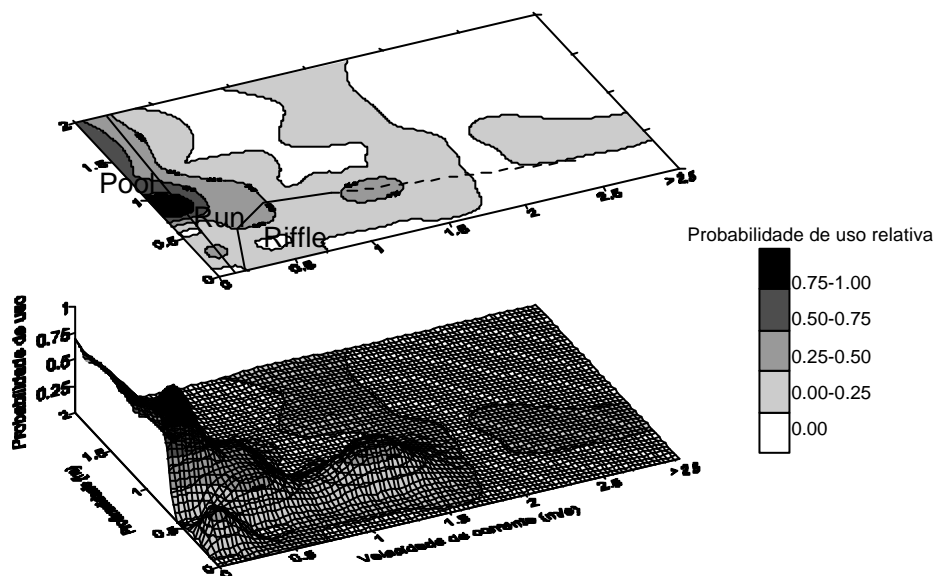


Figura 4.25. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus steindachneri* - classe 2 (Comp. Total 21-26 cm; Comp. Médio $23,2 \pm 1,6$ cm; $n=103$).

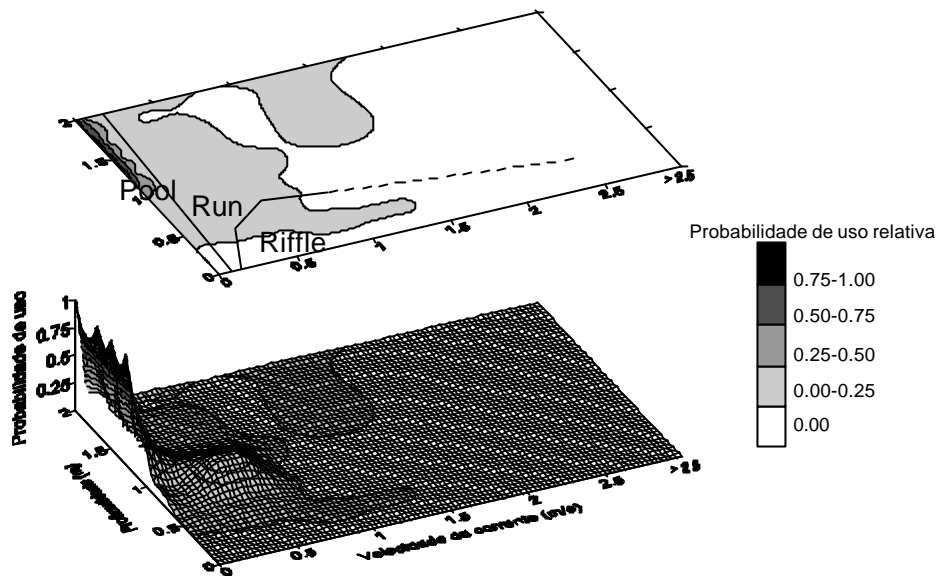


Figura 4.26. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus steindachneri* - classe 3 (Comp. Total >26 cm; Comp. Médio $36,5 \pm 8,8$ cm; max. 65,0 cm; n=127).

A outra espécie de barbo igualmente muito comum, *Barbus microcephalus*, apresentou probabilidades de uso com alguma semelhança com a espécie anterior quanto à classe 1. Foram igualmente os *pools* profundos e os *runs* que constituíram os habitats com maiores probabilidades de uso (Figura 4.27). No entanto, parece existir uma heterogeneidade ligeiramente superior no uso da velocidade da corrente, observando-se probabilidades de uso intermédias em *riffles*.

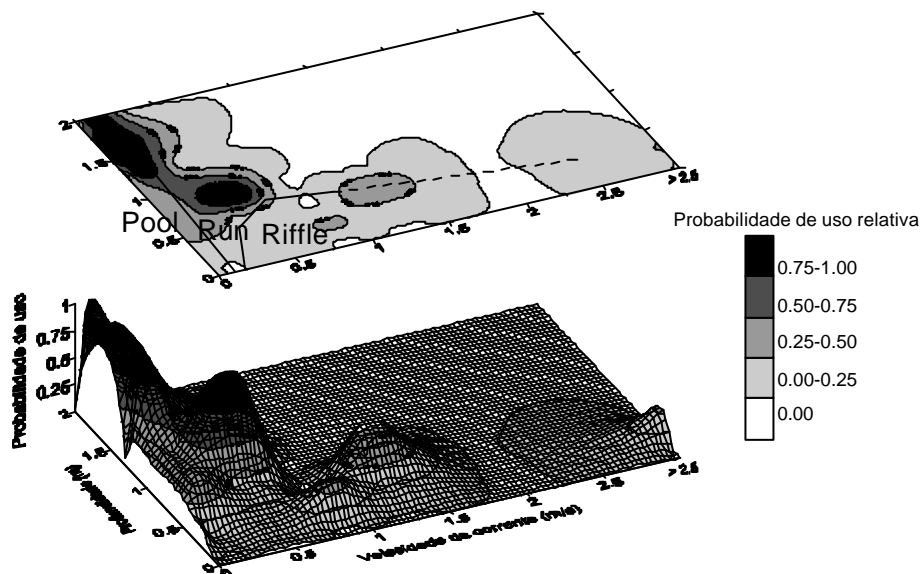


Figura 4.27. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus microcephalus* - classe 1 (Comp. Total 12-21 cm; Comp. Médio $15,8 \pm 4,5$ cm; n=653).

As classes de dimensão 2 e 3 apresentaram uma marcada preferência por *runs* com profundidades compreendidas entre 0,5 e 1,0 m e velocidades de corrente entre 0,2 e 0,6 m/s (Figuras 4.28 e 4.29). Ambas apresentaram também elevadas probabilidades de uso em *pools* profundos, sobretudo a classe 3.

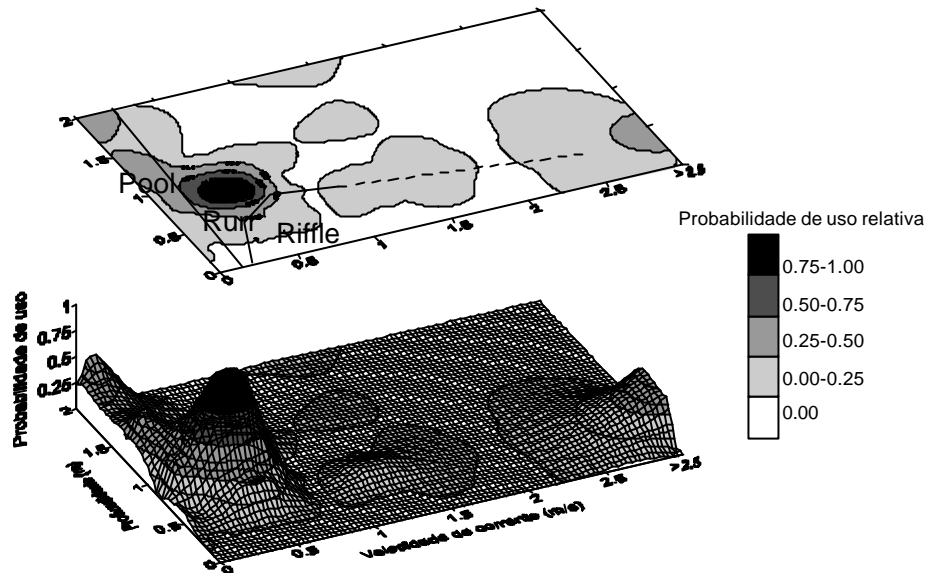


Figura 4.28. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus microcephalus* - classe 2 (Comp. Total 21-26 cm; Comp. Médio $23,2 \pm 1,5$ cm; $n=100$).

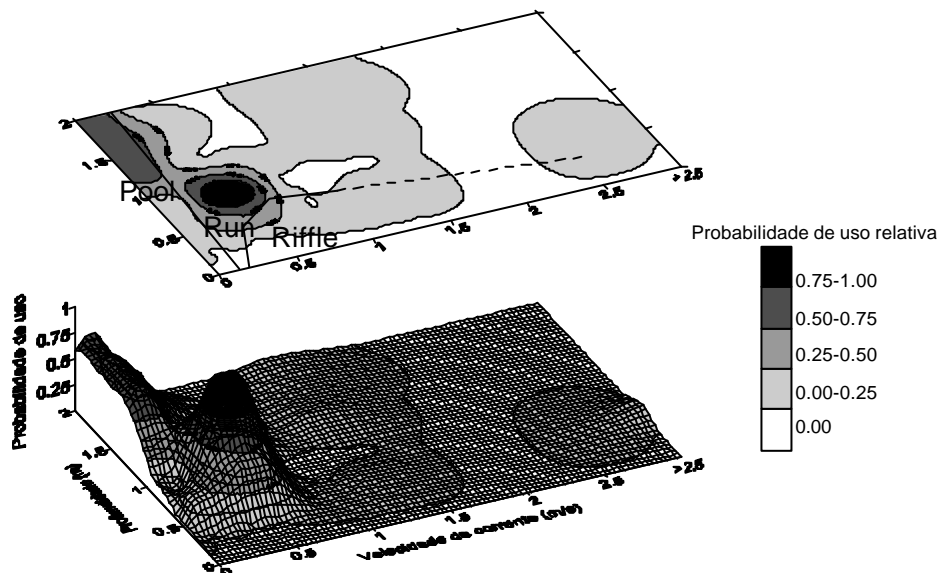


Figura 4.29. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus microcephalus* - classe 3 (Comp. Total >26 cm; Comp. Médio $32,2 \pm 6,0$ cm; max. = 50,0 cm; $n=63$).

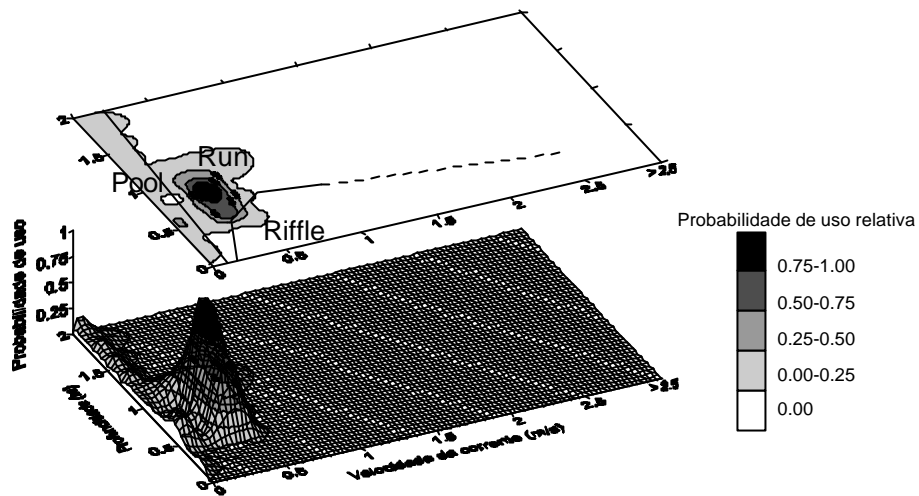


Figura 4.30. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus comiza* - classe 1 (Comp. Total 12-21 cm; Comp. Médio $16,9 \pm 2,3$ cm; $n=53$).

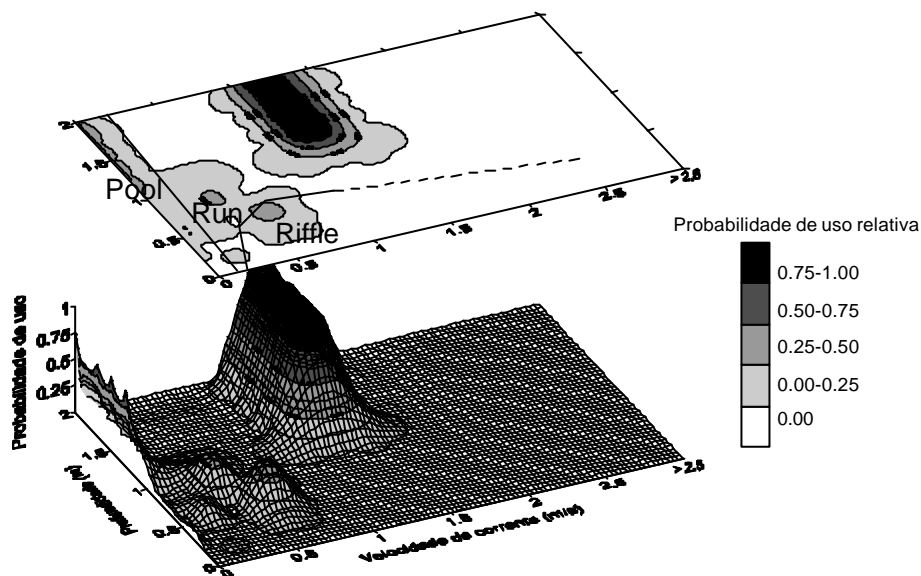


Figura 4.31. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus comiza* - classe 2 e classe 3 (Comp. Total >21 cm; Comp. Médio $33,3 \pm 10,9$ cm; max.=65,0 cm; $n=39$).

Devido ao número de capturas de *Barbus comiza* ter sido relativamente reduzido, optou-se por se representar apenas duas classes de dimensão, englobando a segunda os indivíduos correspondentes às dimensões das classe 2 e 3, anteriormente consideradas. A classe 1 apresentou as maiores probabilidades de uso em *runs* de média profundidade e velocidade de corrente moderada (Figura 4.30), enquanto os indivíduos de maiores dimensões exibiram

uma clara preferência por *runs* de profundidade e velocidade de corrente relativamente elevadas (Figuras 4.31). Estes habitats são típicos dos troços de ordem mais elevada (ordem 5) o que está coerente com a distribuição da espécie na rede hídrica, dado que ocupam sobretudo o curso principal.

Barbus sclateri foi tratado como um único grupo devido ao reduzidíssimo número de indivíduos capturados. Esta espécie evidenciou preferência por *runs* e *riffles* (Figura 4.32), mas com um padrão um pouco errático, provavelmente devido ao facto da espécie ter sido capturada em apenas 14 habitats.

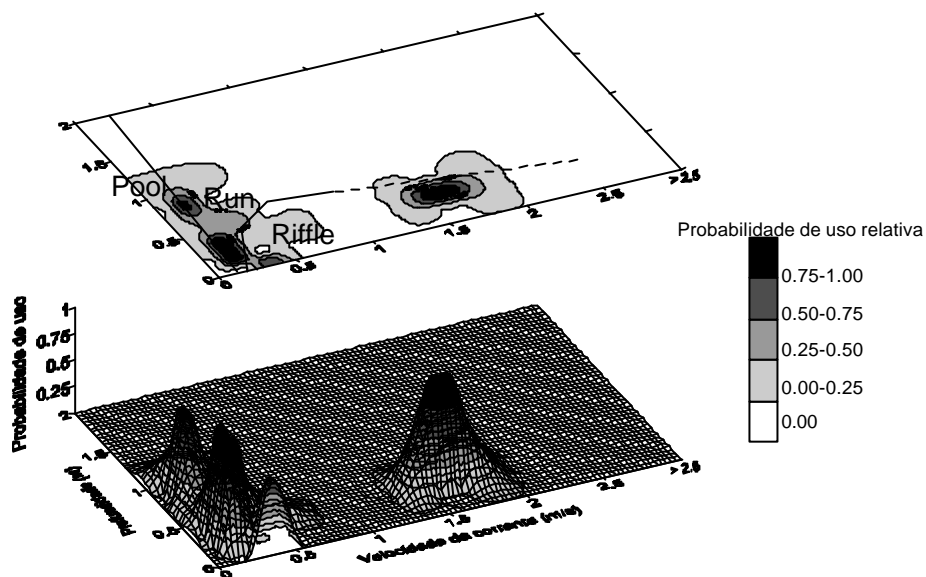


Figura 4.32. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus sclateri* (Comprimento total médio $24,1 \pm 6,8$ cm; max.= 37,5 cm; n=25).

Relativamente à utilização da variável turbulência, verificaram-se diferenças significativas entre a proporção das classes de dimensão de todas as espécies reófilas migradoras ($P \leq 0,001$). De forma geral, os indivíduos de maior dimensão, classe 3, apresentaram proporcionalmente maiores probabilidades de uso em habitats com moderada e elevada turbulência (Figura 4.33). Não se verificaram diferenças significativas, relativamente à proporção de uso das classes de turbulência, entre os indivíduos da classe 3 das espécies *B. microcephalus*, *B. steindachneri* e *C. willkommii*. Os barbos juvenis assim como os adultos das espécies *B. sclateri* e *B. comiza* e os indivíduos de menor dimensão da espécie *C. willkommii* (classe 1), foram os grupos que apresentaram proporcionalmente maiores probabilidades de uso em habitats sem ou com fraca turbulência, particularmente os últimos.

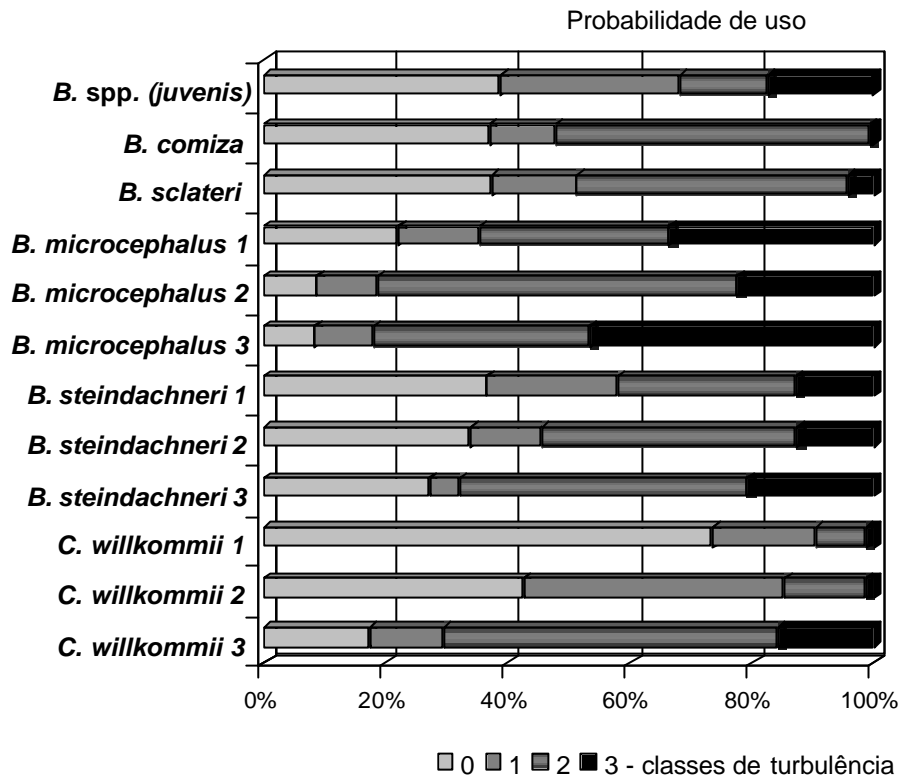


Figura 4.33. Probabilidade de uso do habitat em função da classe de turbulência (0=nula, 1=fraca, 2=moderada, 3= forte) pelo gênero *Barbos* (*B.spp. juvenis* (n=2155), *B. microcephalus* classe 1 (n=653), classe 2 (n=155), classe 3 (n=111), *B. steindachneri* classe 1 (n=419), classe 2 (n=109), classe 3 (n=127), *B. comiza* (n=124) e *B. sclateri* (n=25)) e *C. willkommii* classe 1 (n=71), classe 2 (n=239), classe 3 (n=219).

Os barbos juvenis constituíram o grupo de indivíduos que apresentou proporcionalmente maiores probabilidades de uso em habitats com média e elevada percentagem de *cover* vegetal (Figura 4.34), com um padrão semelhante ao das espécies endêmicas não migradoras e de menor porte (Figura 4.17). Os indivíduos adultos, das várias espécies de barbos exibiram um padrão de uso da variável *cover* vegetal aparentemente inverso ao da turbulência. As classes de maior dimensão apresentaram, proporcionalmente baixa probabilidade de uso em habitats com reduzida percentagem de cobertura aquática (inferior 25%) e preferência por habitats com turbulência, enquanto os indivíduos da classe 1, preferiram proporcionalmente mais habitats com média e elevada percentagem de cobertura vegetal e menor turbulência (Figuras 4.33 e 4.34).

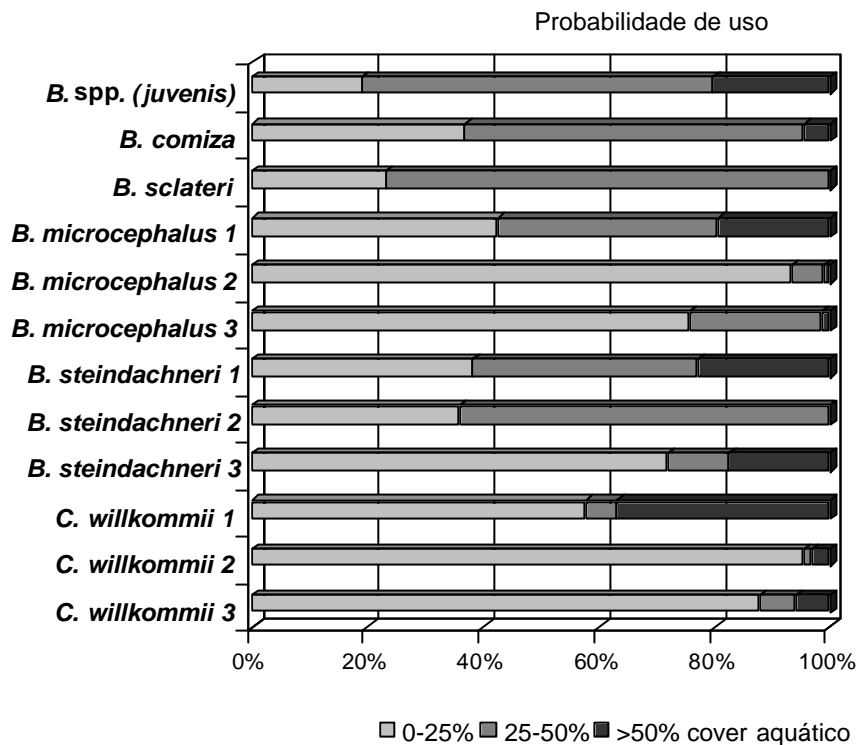


Figura 4.34. Probabilidade de uso do habitat em função da porcentagem de *cover* vegetal aquático pelo género *Barbos* (*B. spp. juvenis* (n=2155), *B. microcephalus* classe 1 (n=653), classe 2 (n=155), classe 3 (n=111), *B. steindachneri* classe 1 (n=419), classe 2 (n=109), classe 3 (n=127), *B. comiza* (n=124) e *B. sclateri* (n=25)) e *C. willkommii* classe 1 (n=71), classe 2 (n=239), classe 3 (n=219).

De modo geral todas as espécies reófilas migradoras apresentaram preferência por substratos de elevada granulometria, com domínio da fracção superior a 150 mm (Figura 4.35), tendo-se observado baixas probabilidades de uso em habitats com ausência de calhaus/blocos (Figura 4.36). Os habitats com elevada percentagem (>50%) de elementos do substrato de grande granulometria (grande valor de refúgio) apresentaram elevadas probabilidades de uso, particularmente pelos indivíduos de maiores dimensões de *B. steindachneri* e *B. microcephalus*, os quais exibiram uma preferência muito marcada por este tipo de habitat. As fracções areia, cascalho e pedras miúdas representaram também substratos bastante utilizados por algumas espécies e classes de dimensão. Globalmente os habitats dominados por vasa foram os que apresentaram as mais baixas probabilidades de uso.

B. comiza e *B. sclateri* foram as espécies de barbos que apresentaram maiores diferenças no padrão de uso das variáveis de habitat analisadas, relativamente às outras espécies do género, no entanto estes resultados devem ter subjacente o reduzido número de exemplares analisados.

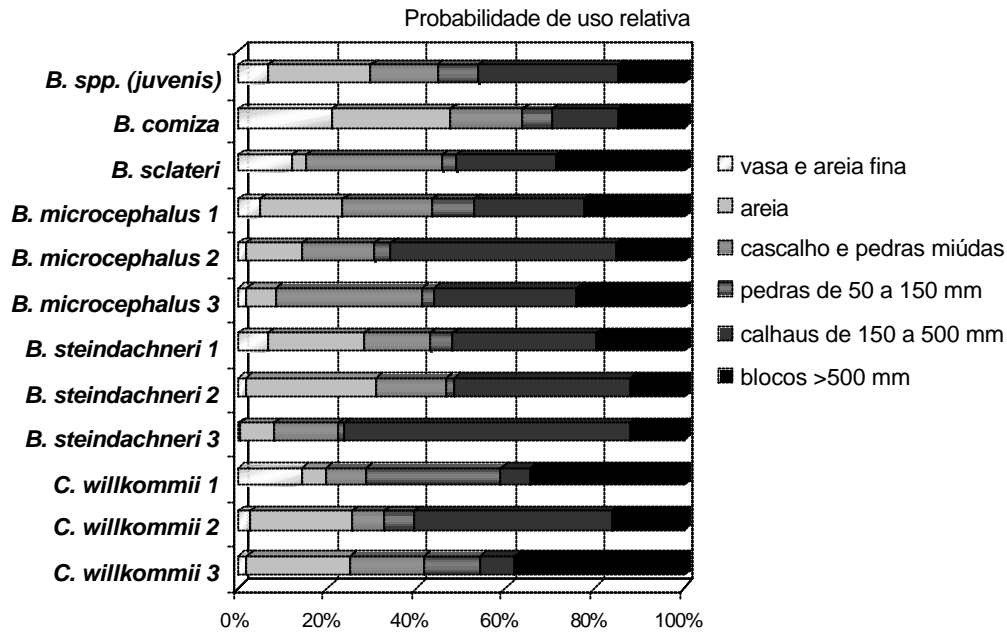


Figura 4.35. Probabilidade de uso do habitat em função do substrato dominante pelo género *Barbos* (*B. spp. juvenis* (n=2155), *B. microcephalus* classe 1 (n=653), classe 2 (n=155), classe 3 (n=111), *B. steindachneri* classe 1 (n=419), classe 2 (n=109), classe 3 (n=127), *B. comiza* (n=124) e *B. sclateri* (n=25)) e *C. willkommii* classe 1 (n=71), classe 2 (n=239), classe 3 (n=219).

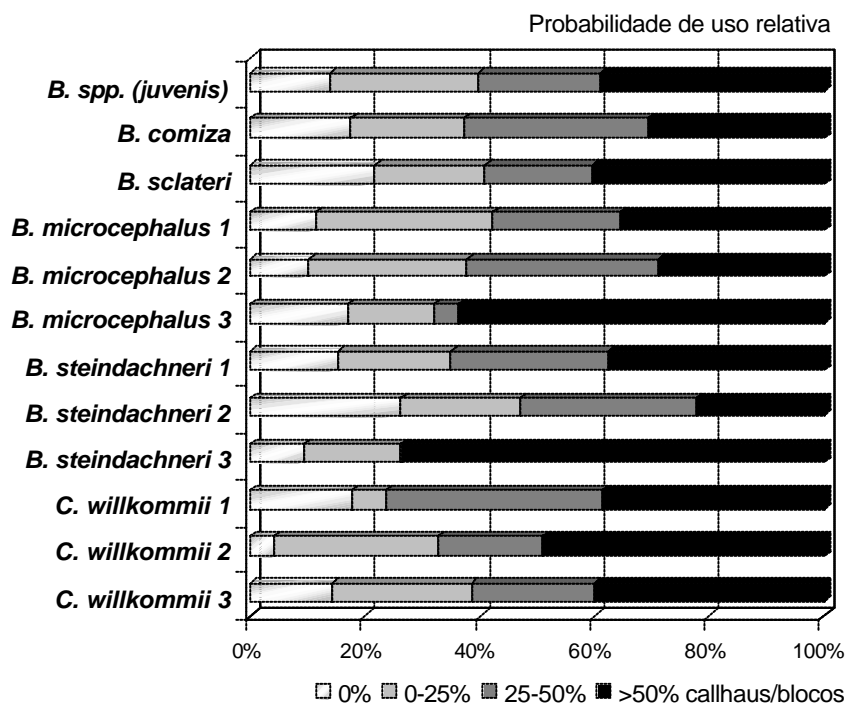


Figura 4.36. Probabilidade de uso do habitat em função da percentagem de calhaus/blocos (granulometria > 150 mm) pelo género *Barbos* (*B. spp. juvenis* (n=2155), *B. microcephalus* classe 1 (n=653), classe 2 (n=155), classe 3 (n=111), *B. steindachneri* classe 1 (n=419), classe 2 (n=109), classe 3 (n=127), *B. comiza* (n=124) e *B. sclateri* (n=25)) e *C. willkommii* classe 1 (n=71), classe 2 (n=239), classe 3 (n=219).

4.3.2. HABITATS REPRODUTIVOS

O estudo do habitat reprodutivo exige uma abordagem à escala do micro-habitat, no sentido do conhecimento exacto das características das variáveis de habitat necessárias para a realização e sucesso das posturas. Assim, a metodologia de recolha de dados mais adequada é seguramente baseada na visualização dos indivíduos. No entanto devido à elevada turbidez que caracteriza as águas interiores do sul de Portugal, tal é praticamente impossível na maior parte dos cursos de água.

A dificuldade de visualização dos indivíduos, o recurso à amostragem por pesca eléctrica e as reduzidas oportunidades de colheita inerente ao restrito período de posturas, fazem com que os resultados apresentados sobre os habitats reprodutivos constituam uma abordagem preliminar a esta questão com todas as inerentes limitações.

Neste sentido apenas se apresentam os dados das espécies cujo número de indivíduos capturados em estado de postura (V) permitiu o estabelecimento de curvas de probabilidades de uso. Este estado de maturação é avaliado através de uma ligeira pressão no abdómen do peixe. Quando se verifica a libertação de gâmetas assume-se que o indivíduo se encontra em período de postura. A definição de habitats reprodutivos com base nesta estratégia encerra algumas fragilidades óbvias. Trata-se da probabilidade de uso do espaço pelos indivíduos que estão em estado de postura (ou pré-postura e postura) não sendo forçoso que estes se encontrem exactamente em habitats de postura. Ou seja, o facto de um indivíduo estar pronto para libertar gâmetas não significa que ele esteja, no preciso momento da colheita, a desenvolver os padrões comportamentais associados à postura e nos habitats seleccionados para esse fim, embora em termos probabilísticos tal possa acontecer. Por forma a evidenciar diferenças entre os habitats claramente de pré-postura (IV) e os correspondentes aos indivíduos em postura (V), apresentam-se as curvas de probabilidade de uso da profundidade e da corrente para estes dois estados de maturação.

Em *Chondrostoma willkommii*, os indivíduos em estado IV ocuparam sobretudo habitats com baixa velocidade de corrente e relativamente profundos (>1,30 m) os quais correspondem a *pools* profundos e a *runs* lentos e profundos (Figura 4.36), enquanto os espécimens em estado V apresentaram as maiores probabilidades de uso em intervalos de menor profundidade (0,6-1,0 m) e com maior velocidade de corrente, entre 0,2 e 0,7 m/s, correspondentes a *runs-riffles* (Figura 4.37). De facto os indivíduos em situação de postura associaram-se a habitats com alguma turbulência, embora nas situações de extrema turbulência se tenham observado probabilidades de uso zero (Quadro 4.3).

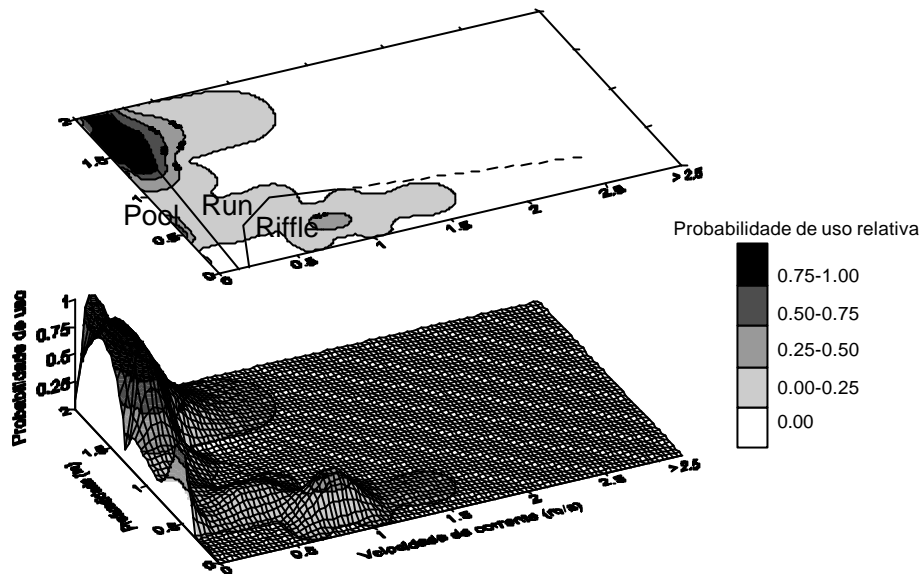


Figura 4.36. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Chondrostoma willkommii* em estado de maturação IV (comprimento total médio $21,4 \pm 5,8$ cm; min.=8,3 cm max.= 28,4 cm; n=68).

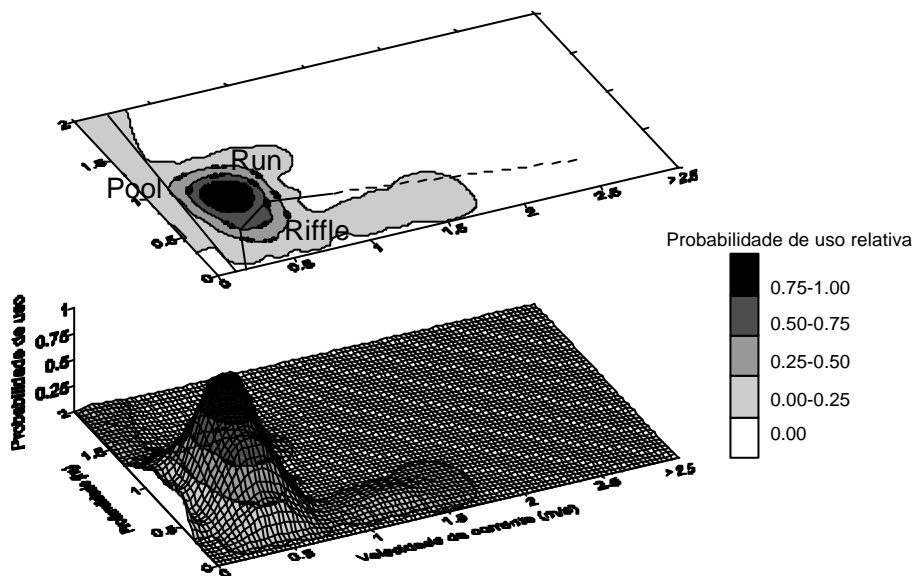


Figura 4.37. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Chondrostoma willkommii* em estado de maturação V (comprimento total médio $17,4 \pm 3,6$ cm; min.=9,0 cm max.= 26,4 cm; n=30).

Nos barbos, *B. steindachneri* e *B. microcephalus*, observou-se um padrão de uso de habitat que perspectiva igualmente o movimento dos indivíduos em postura para situações de maior velocidade da corrente e menor profundidade (Figuras 4.38 a 4.41). Em ambas as espécies, os indivíduos em estado de maturação IV ocuparam maioritariamente habitats do tipo *pools*

e *runs* profundos tal como se observou para a situação de referência particularmente nas classes de maior dimensão (Figuras 4.26 e 4.29). Os indivíduos em estado de maturação V apresentaram proporcionalmente maiores probabilidades de uso em habitats do tipo *runs* e *riffles*, com turbulência (Quadro 4.3) particularmente *B. microcephalus*, o qual se associou sempre a habitats com maior velocidade da corrente comparativamente a *B. steindachneri*.

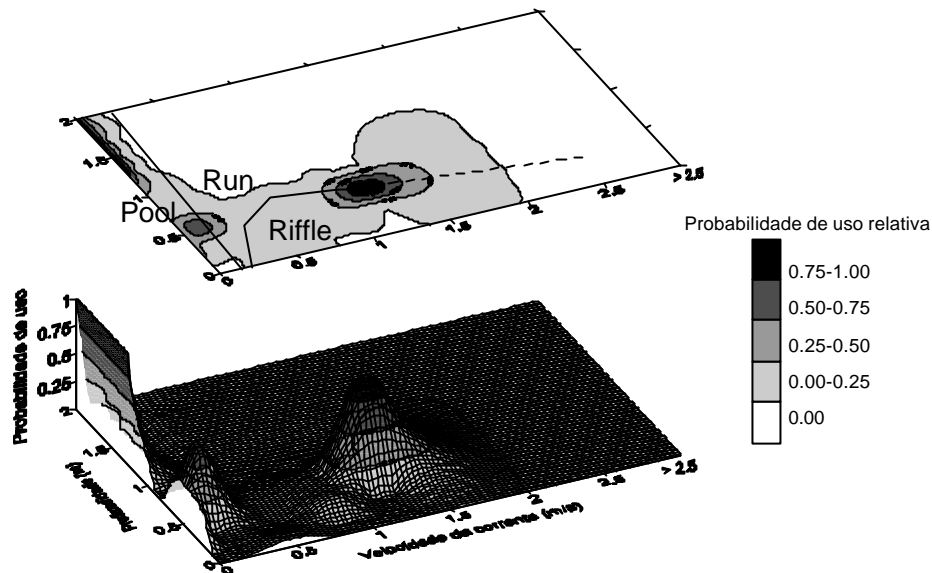


Figura 4.38. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus microcephalus* em estado de maturação IV (comprimento total médio $18,0 \pm 5,9$ cm; min.=12,0 cm max.=39,5 cm; n=89).

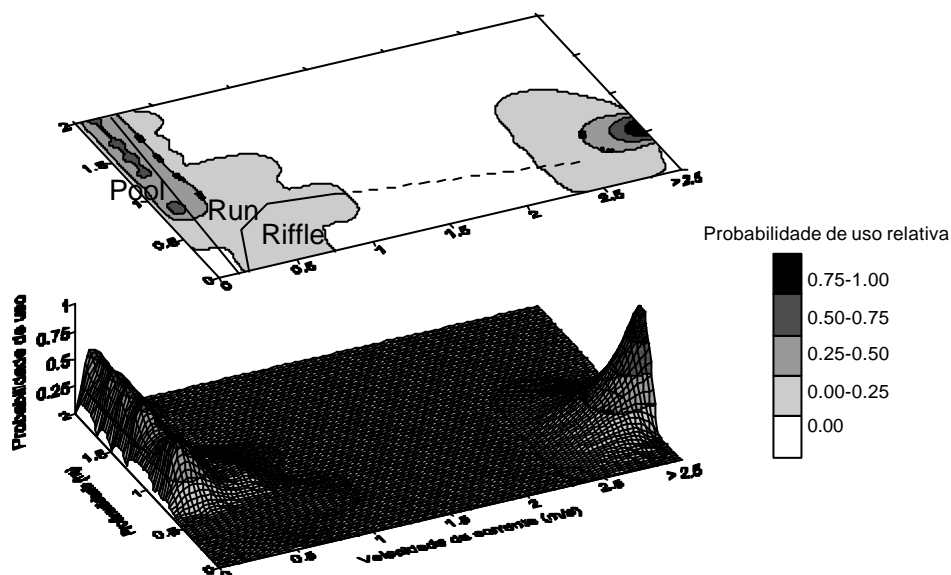


Figura 4.39. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus microcephalus* em estado de maturação V (comprimento total médio $21,5 \pm 5,4$ cm; min.=14 cm max.=40,0 cm; n=48).

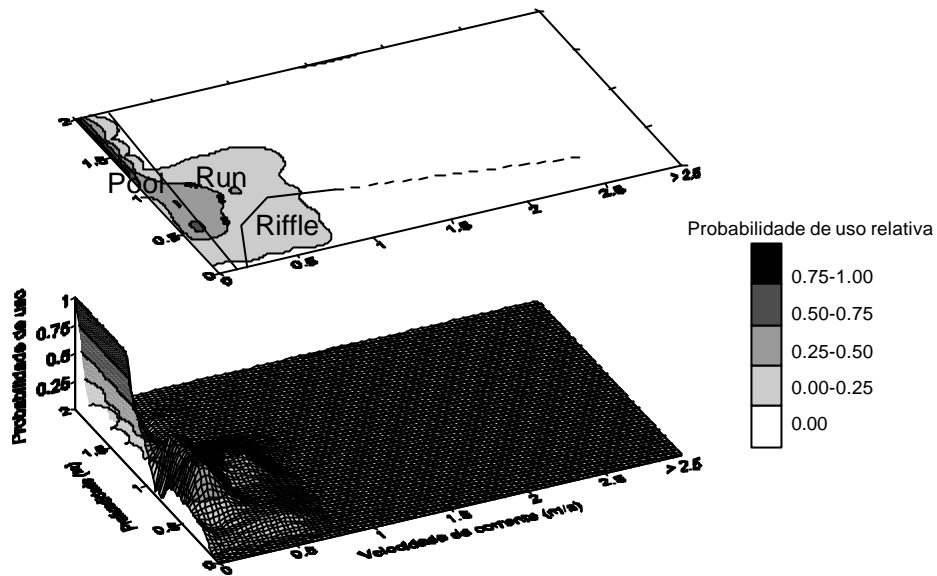


Figura 4.40. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus steindachneri* em estado de maturação IV (comprimento total médio $21,5 \pm 10,2$ cm; min.=12,1 max.=52,5 cm; n=44).

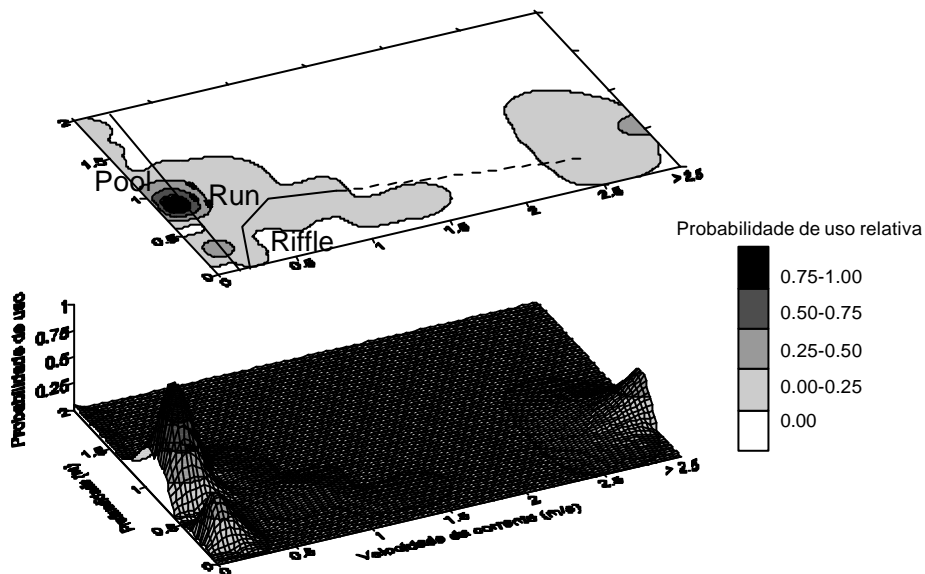


Figura 4.41. Probabilidade de uso do habitat em função da profundidade da água e velocidade da corrente por *Barbus steindachneri* em estado de maturação V (comprimento total médio $22,0 \pm 5,4$ cm; min.=12,9 cm max.=39,6 cm; n=30).

Os indivíduos em estado V das duas espécies consideradas apresentaram as probabilidades de uso mais elevadas em habitats distintos, embora se tenha observado alguma sobreposição de habitat em situações com menores probabilidades de uso.

Relativamente a *B. microcephalus*, os indivíduos em postura preferiram claramente habitats com muito elevada velocidade de corrente (>2,5 m/s) e média profundidade (0,40-0,70 m), i.e. *runs* muito rápidos (Figura 4.39), enquanto em relação a *B. steindachneri*, os habitats mais ocupados pelos estados V, foram *runs* mais profundos (0,70-1,0 m) e substancialmente mais lentos ($v_c < 0,2$ m/s) (Figura 4.41). Salienta-se ainda a hipótese do uso dos habitats com corrente extremamente elevada estar sub-avaliada devido à reduzida eficácia de captura nestas condições.

A grande amplitude de habitats ocupados pelos os indivíduos em estado de maturação V, e a elevada sobreposição com os que se encontraram em estado de maturação IV enfatiza a hipótese destes indivíduos (V) não se encontrarem todos no momento de postura.

A caracterização do substrato é particularmente difícil em situações de elevada profundidade e elevada turbidez, sendo onde se registaram as maiores capturas de indivíduos em estado de maturação V, como foi o caso do rio Guadiana. Nestas circunstâncias a avaliação do substrato "secundário" é literalmente impossível. A abordagem ao substrato dominante encerra alguns problemas óbvios uma vez que nesta análise se considera apenas o substrato dominante (representando uma mancha superior a 50% da área do habitat), não significando que à escala do micro-habitat sejam outras fracções não dominantes as preferencialmente utilizadas.

Em *C. willkommii*, os indivíduos em postura, apresentaram as maiores probabilidades de uso em habitats dominados por pedras de 50 a 150 mm, seguidas de areia grossa, enquanto os barbos em postura preferiram substratos de grande granulometria (Quadro 4.3). No caso de *B. microcephalus*, os indivíduos em estado de postura associaram-se fortemente a classes de substrato com dimensão superior a 150 mm, particularmente blocos, os quais são característicos das tipologias de habitat, *riffles* e *runs*, e dos troços de ordens altas onde se observou a esmagadora maioria dos indivíduos em estado V (cf. Cap. 3). Apesar de ocorrerem sensivelmente nos mesmos troços, os exemplares de *B. steindachneri* em situação de postura, preferiram habitats dominados por calhaus de 150 a 500 mm e cascalho com pedras miúdas, em coerência com as características dos habitats com menor velocidade de corrente, mais utilizadas por estes indivíduos.

A percentagem de *cover* vegetal aquático apresentou baixa relação com os habitats de posturas destas espécies, tendo-se verificado uma reduzida utilização dos habitats com elevada percentagem de *cover* vegetal (Quadro 4.3). A generalidade dos indivíduos preferiu zonas com moderado grau de cobertura, tendo *B. microcephalus* sido a espécie que

apresentou maior associação a habitats sem vegetação, provavelmente devido à sua forte preferência por habitat com elevada corrente.

Quadro 4.3. Probabilidade de uso relativa ao valor máximo, das variáveis turbidez, substrato e cover vegetal aquático (%), pelos indivíduos em postura (estado de maturação V) das espécies *C. willkommii*, *B. microcephalus* e *B. steindachneri*

	<i>C. willkommii</i> (V)	<i>B. microcephalus</i> (V)	<i>B. steindachneri</i> (V)
Turbulência			
Nula	0,43	0,22	0,16
Fraca	0,86	0,45	0,53
Moderada	1,00	1,00	1,00
Forte	0,00	0,67	0,60
Substrato Dominante			
Vasa e areia fina	0,30	0,09	0,04
Areia	0,78	0,06	0,15
Cascalho e pedras miúdas	0,10	0,20	0,73
Pedras de 50 a 150 mm	1,00	0,18	0,01
Calhaus de 150 a 500 mm	0,34	0,62	1,00
Blocos >500 mm	0,21	1,00	0,33
Cover vegetal aquático			
0-25%	0,48	1,00	0,70
25-50%	1,00	0,31	1,00
>50%	0,02	0,26	0,07

4.4. DISCUSSÃO

4.4.1. PADRÕES DE USO DO ESPAÇO

A baixa explicação da variabilidade dos agrupamentos piscícolas pelas variáveis abióticas de habitat, na CCA, sugere que os agrupamentos em questão tendem a apresentar um moderado grau de especialização no uso das variáveis de habitat e que outros factores de diferente escala podem influenciar o padrão de ocupação das espécies piscícolas.

O elevado grau de especialização no uso do habitat pode não constituir a estratégia mais adequada para a persistência das espécies em ambientes com grandes variações sazonais como é o caso da generalidade dos cursos da bacia do Guadiana. Pelo contrário, os peixes nestes sistemas exibem frequentemente um comportamento oportunista no uso do espaço o qual está relacionado com a variação das condições ambientais (Hynes, 1970; Angermeier, 1987; Freeman et al., 1990). Neste sentido a flexibilidade ecológica contribui para a persistência dos agrupamentos pela sua capacidade de adaptação (Gorman, 1988). Os cursos de água sujeitos a grandes variações sazonais são de modo geral estruturalmente

heterogêneos (Hynes, 1970; Gorman & Karr, 1978; Schlosser, 1982) e a flexibilidade de uso do habitat garante ainda que os recursos destes sistemas sejam melhor utilizados.

Segundo Angermeier & Schlosser (1989), nos cursos de água sujeitos a grandes variações ambientais, sazonais e anuais, onde os processos de emigração/extinção e colonização são determinantes para a estruturação dos agrupamentos piscícolas, a distribuição dos peixes tende a apresentar pouca relação com as características locais do habitat. No entanto a generalidade das espécies piscícolas estudadas apresenta clara preferência de habitat para intervalos específicos de profundidade, velocidade da corrente, *cover* vegetal e turbulência, as quais foram identificadas como as variáveis abióticas locais mais influentes. As duas primeiras variáveis assim como o substrato têm sido generalizadamente consideradas como os factores físicos determinantes da estrutura dos agrupamentos piscícolas em vários cursos de água de regiões temperadas (e.g. Gorman & Karr, 1978; Schlosser, 1982; Moyle & Vondracek, 1985; Bain et al., 1988; Gorman, 1987; Gorman et al., 1987; Labonne, 2003), com especial ênfase para a profundidade no caso dos rios mediterrânicos (Grossman et al., 1987; Freeman et al., 1990; Pouilly & Souchon, 1994; Collares-Pereira et al., 1995; Godinho et al., 1997a; Pires et al., 1999; Martínez-Capel & García de Jalon, 2002). Embora o substrato constitua uma variável importante para algumas espécies, particularmente aquelas que apresentam um comportamento bentónico, a resposta multidimensional dos agrupamentos piscícolas a esta variável não se revelou significativa. Resultados idênticos foram observados por Grossman et al. (1987) noutra bacia hidrográfica Mediterrânica da Península Ibérica.

Os *guild* de habitat formados em resposta às variáveis de habitat, expressaram-se sobretudo em função da dimensão dos indivíduos e das espécies. As diferentes estratégias de selectividade de habitat reflectem a oposição das espécies indígenas de pequena e média dimensão, geralmente não migradoras (e.g. *R. alburnoides*, *L. pyrenaicus*, *C. lemmingii*, *A. hispanica*, *C. paludica*) e juvenis de barbos e de *C. willkommii* às espécies/classes de elevada dimensão, i.e. adultos das indígenas reófilas migradoras (*C. willkommii* e *Barbus*). O primeiro grupo associa-se a habitats pouco ou medianamente profundos e com elevada percentagem de *cover* aquático, quer vegetal quer substrato de grande granulometria, enquanto o segundo se associa a habitats com elevada profundidade e corrente variável. Este padrão expresso em função da dimensão dos peixes é uma característica frequentemente observada em muitos agrupamentos piscícolas (Schlosser, 1982; Lobb & Orth, 1991; Aadland, 1993; Sheldon & Meffe, 1995; Godinho et al., 1997a; Pires et al., 1999).

Devido à maior disponibilidade de habitats profundos e persistentes nos cursos de ordem alta (cf. Cap. 6), as espécies reófilas migradoras tendem a ocorrer sobretudo nos cursos principais particularmente no Guadiana (cf. Cap. 3), formando um *guild* de habitat mais consistente relativamente às espécies e classes de menor dimensão.

A associação de espécies em grupos - *guilds* de habitat, provavelmente reflecte os tipos de estratégias de adaptação à instabilidade ambiental causada pela temporalidade do regime de escoamento. A coexistência inter-específica neste contexto apresenta, como consequência, alguma sobreposição no uso do habitat, a qual é particularmente previsível quando se tratam de espécies endémicas (Moyle & Baltz, 1985) ou uma mesma classe de dimensão. Por outro lado a competição e o risco de predação podem ser factores que também determinam a sobreposição de habitat (Schoener, 1974; Pianka, 1981; Werner, 1991).

Os indivíduos de pequena dimensão das espécies indígenas exibiram uma preferência mais ou menos nítida por habitats pouco profundos e com corrente, que nalguns casos se estende aos habitats mais remansosos e mais profundos. Dentro das espécies indígenas não migradoras, as classes de menor dimensão ocuparam proporcionalmente maior número de *riffles* e *runs* pouco profundos e lentos, enquanto os indivíduos maiores tenderam a ocupar zonas mais fundas ou com maior velocidade de corrente. Os indivíduos mais pequenos apresentaram uma ocupação de habitats mais heterogénea e ampla do que os das classes de maior dimensão.

A relação entre uso das variáveis de habitat e a dimensão dos peixes tem sido interpretada sobretudo em função da pressão de predação. Vários estudos demonstraram que o risco de predação é um factor importante na selectividade do habitat (ver Schlosser, 1982, 1987; Fraser & Cerri, 1982; Mahon & Portt, 1985; Gorman, 1987; Harvey, 1991; Lonzarich & Quinn, 1995; Scholfield, 2003). Muitas presas têm mais do que um tipo de predador e os riscos destes são diferentes de acordo com a sua origem. Os predadores aquáticos do sistema aquático como os peixes piscívoros apresentam uma pressão de predação mais efectiva em habitats profundos e sobre espécimens pequenos que ocupam a coluna de água, enquanto os predadores terrestres, como aves e mamíferos, são mais eficazes em habitats pouco profundos (Power, 1987, Harvey & Stewart, 1991).

De uma forma geral evidenciou-se uma rejeição de habitats muito pouco profundos e sem corrente. Nos *riffles* pouco profundos, os pequenos exemplares evitam a predação das espécies piscícolas ictiófagas, particularmente *Micropterus salmoides*, a qual não está adaptada a habitats com corrente (Meffe, 1984; Bain et al., 1988; Facey & Grossman, 1992;

Bernardo et al., 2003). Pelo contrário, em *pools* pouco profundos os pequenos peixes enfrentam uma situação de elevada vulnerabilidade a predadores terrestres o que justifica a rejeição por este tipo de habitat.

Dada a reduzida expressão de peixes piscívoros na maior parte dos cursos de água da bacia do Guadiana (cf. Cap. 3), a predação que potencialmente mais afecta o uso do habitat, não advém tanto do interior do sistema aquático mas sim do exterior nomeadamente de aves e mamíferos. De facto a elevada abundância e ampla distribuição de mamíferos como *Lutra lutra*, *Vulpes vulpes* e *Martes foina* e de aves como *Ardea cinerea*, *Egretta garzetta*, *Milvus nigrans*, *Nycticorax nycticorax* e *Alcedo atthis*, em cursos de água mediterrânicos (Reis, 1983; Grimmett & Jones, 1989; Adrien & Delibes, 1987; Beja & Magalhães, 1995; Prenda & Granado-Lorencio, 1996; Matos & Suarez del Ser, dados não publicados) enfatizam a importância da pressão dos predadores terrestres sobre os agrupamentos piscícolas.

O efeito da predação terrestre no uso de habitat dos indivíduos e espécies mais pequenas (sobretudo indígenas não migradoras) resulta directamente do evitamento de habitats muito expostos a aves e mamíferos assim e indirectamente da segregação espacial causada pela interacção competitiva com as espécies e classes de maior dimensão as quais tendem a excluir os indivíduos mais pequenos dos habitats com maior potencial de protecção a predadores terrestres (Werner et al., 1983a; Schlosser, 1987).

Os peixes de maiores dimensões constituem as presas preferenciais de mamíferos muito abundantes como a lontra, *Lutra lutra*, (Prenda & Granado-Lorencio, 1996; Libois, 1997; Taasstrom & Jacobsen, 1999; Suarez del Ser et al., 2001). Para estes indivíduos, o uso de habitats pouco profundos representa um elevado risco de exposição a estes predadores, facto que explica a efectiva preferência por *pools* profundos e por habitats com turbulência elevada. A reduzida ocupação de *riffles* pouco profundos por indivíduos de grandes dimensões, está provavelmente relacionada com a baixa mobilidade que estas zonas impõem a corpos de grandes dimensões.

A generalidade das espécies exibiu preferência por habitat com turbulência, mesmo aquelas que apresentaram as maiores probabilidades de uso em *pools*, i.e. adultos de espécies reófilas migradoras. O escoamento turbulento, mesmo em situações de muito baixa profundidade, confere à generalidade dos habitats um significativo valor de protecção relativamente a predadores. A irregularidade da superfície da água diminui a vulnerabilidade dos peixes pois impede que estes sejam detectados de fora dela. Por outro lado a turbulência dificulta a detecção visual de dentro de água e juntamente com a baixa

profundidade impede ou dificulta o ataque por predadores aquáticos, razão pela qual os *riffles* são habitats muito ocupados por indivíduos de pequenas e médias dimensões (Ilhéu et al., 1999). Este tipo de habitat, com maior ou menor grau de erosão, tende a apresentar substratos de média ou elevada granulometria, os quais também podem constituir importantes elementos de protecção para a generalidade dos peixes.

Estruturas físicas como grandes elementos do substrato (particularmente calhaus e blocos), troncos submersos e vegetação aquática (e.g. macrofitas e algas), são generalizadamente reconhecidos como elementos de abrigo contra as elevadas correntes (Schlosser & Toth, 1984; Fausch & Northcote, 1992) e predadores (Angermeier & Karr, 1984; Rozas & Odum, 1988; Grenouillet & Pont, 2001; Gelwick, 1995; Sandstrom & Karas, 2002). Frequentemente, estes elementos também se constituem como locais de alimentação (Benke et al., 1985; Shrivell, 1990) e de postura (Balon, 1984; Matthews, 1988; Jowelt & Boustead, 2001). Os elementos de *cover* mencionados, funcionam muitas vezes como recifes (Smith & Tyler, 1972 in Matthews, 1998; Sandstrom & Karas, 2002) e alguns estudos relacionam a sua perda com o declínio das populações de Ciprinídeos reófilos (Schiemer & Zalewski, 1992; Winkler et al., 1996).

A percepção do valor de abrigo de um habitat por um peixe pode justificar a natureza multimodal da sua resposta no uso do espaço. Os resultados obtidos sugerem que o padrão de uso do habitat está condicionado pelo efeito atractor das situações de maior valor de abrigo, provavelmente em sobreposição com disponibilidade de alimento. A disponibilidade de habitats com valor de abrigo pode inclusive condicionar o grau de movimentação dos peixes sobretudo os de maiores dimensões, como é o caso dos barbos (Grossman & Sostoa, 1994; Aparicio & Sostoa, 1999).

De um modo geral as espécies indígenas de menores dimensões, à excepção das bentónicas (*S. fluviatilis* e *C. paludica*), associaram-se a habitats com média e elevada percentagem de cobertura vegetal em concordância com os resultados obtidos noutros estudos (Godinho et al., 1997a; Pires et al., 1999). A vegetação aquática tem sido generalizadamente considerada com uma variável extremamente importante para os peixes mais pequenos incluindo Ciprinídeos (e.g. Copp, 1992; Harvey, 1991; Gelwick, 1995; Sandstrom & Karas, 2002).

Os adultos das espécies reófilas migradoras apresentaram as maiores probabilidades de uso em habitats com reduzida abundância de *cover* vegetal, particularmente os indivíduos das classes de maior dimensão (e.g. *B. microcephalus* e *C. willkommii* com comprimento total superior a 26 cm e 15 cm respectivamente). A baixa associação dos peixes grandes a

habitats com vegetação também poderá estar relacionada com o tipo de vegetação presente assim como com a sua localização. Na maior parte dos cursos de água estudados a maior abundância de elementos vegetais ocorreu sobretudo em zonas de média e baixa profundidade e junto às margens, as quais não coincidem com os habitats preferenciais dos indivíduos maiores.

Os indivíduos de grandes dimensões evidenciaram elevada preferência por habitats com substrato de grande granulometria (calhaus e blocos). Este padrão permite-nos discriminar a utilização do tipo de *cover* em função da dimensão dos indivíduos. Nos peixes pequenos, tanto a vegetação com o substrato podem constituir estruturas de abrigo adequados à sua dimensão, enquanto os peixes maiores, particularmente os grandes barbos, necessitam de refúgios de maior volumetria e mais sólidos, como calhaus e blocos. Estes elementos, provavelmente, constituem os abrigos mais eficazes contra os predadores terrestres sendo também os mais efectivos em situações com elevado escoamento. Outros estudos sobre o habitat dos barbos, nomeadamente *Barbus bocagei* e *Barbus barbus* (Grossman & Sostoa, 1994; Pouilly & Souchon, 1994; Martínez-Capel & Garcia de Jalón, 2002) também relatam a associação de indivíduos de grandes dimensões a habitats com substratos de grande granulometria (calhaus, blocos e rocha mãe). Naturalmente que a estrutura e forma dos calhaus ou blocos também serão aspectos que condicionaram a eficácia e utilização do refúgio.

Parte da hipótese explicativa do padrão de uso da vegetação e substrato pelos distintos *guilds* de habitat assentará também nas diferentes estratégias alimentares de cada grupo e espécie. As espécies omnívoras com dietas dominadas por material vegetal tendem a associar-se a habitat com vegetação (e.g. *R. Alburnoides*, Ilhéu et al., dados não publicados). Nas espécies consumidoras de invertebrados bentónicos (e.g. *B. steindachneri*, Ilhéu et al., dados não publicados) o substrato tenderá a ser uma variável com maior importância, sobretudo se considerarmos que o aumento de fracções como gravilha e pedras de média dimensão, se relaciona com o aumento da produção de macroinvertebrados (Schlosser, 1982). Algumas espécies piscícolas que consomem invertebrados aquáticos, associam-se também à vegetação aquática, devido ao efeito que esta tem no aumento da produção de invertebrados (Benke et al., 1984; Bain & Boltz, 1992). Martínez-Capel & García de Jalón (2002) consideram que a preferência de *L. pyrenaicus* por substratos compostos por gravilha se relaciona com o consumo de invertebrados.

Por outro lado as espécies que se alimentam sobretudo de perifíton (e.g. *C. lemmingii*, Ilhéu et al., dados não publicados) tendem a preferir habitats com substratos de média e elevada

granulometria, pois estes são os substratos de colonização preferencial dos organismos perifícticos (Morais, 1995).

A existência de *guilds* à escala do meso-habitat, não obsta a que numa abordagem mais fina as espécies e classes de dimensão evidenciem preferências de habitat relativamente distintas, indiciando uma certa segregação dentro do *guild*, a qual pode ser interpretada como um mecanismo que facilita a coexistência das espécies (Gorman & Karr, 1978; Paine et al., 1982; Yant et al., 1984). Especificamente, *R. alburnoides* tendeu a utilizar habitats ligeiramente menos profundos (0,20-0,40 m) e com maior corrente (0,2-0,5 m/s) relativamente às restantes espécies do *guild*. *C. lemmingii* e *L. pyrenaicus* apresentaram ambas as maiores probabilidades de uso num intervalo de profundidade superior (0,40-0,70 m) mas em diferentes intervalos de velocidades da corrente, i.e. *C. lemmingii* preferiu habitats com velocidade de corrente mais baixa (0-0,2 m/s) relativamente a *L. pyrenaicus* (0,1-0,3 m/s).

L. pyrenaicus foi a espécie que, dentro deste *guild*, apresentou as maiores diferenças no uso da profundidade e velocidade da corrente entre classes de dimensão, provavelmente devido à sua maior dimensão corporal. Vários estudos relatam diferenças significativas no uso do habitat das várias classes de dimensão de espécies do género *Leuciscus*, particularmente em função da profundidade (Lelek & Lusk, 1965 in Grossman et al., 1987; Gorman et al., 1987; Martínez-Capel & Garcia de Jalon, 2002). Aparentemente as diferenças de selectividade de habitat entre classes de dimensão são tanto maiores quanto maior é a dimensão máxima que a espécie alcança.

A. hispanica ocorreu no mesmo intervalo de corrente de *L. pyrenaicus*, mas num intervalo de profundidade mais alargado (entre 0,20-1,0 m), e sempre associada a elementos de *cover* aquático, tanto vegetal como substrato. A forte associação desta espécie a elementos de refúgio poderá estar relacionada com a sua extrema vulnerabilidade a predadores aquáticos e terrestres (Collares-Pereira et al., 1998).

Dentro do *guild* de habitat que integra as espécies indígenas de menor dimensão, *C. paludica* segrega-se naturalmente pelo seu comportamento bentónico (RaKocinski, 1988). A selectividade de habitat expressa-se sobretudo em função do substrato, o qual foi também considerado por outros autores, como a variável de habitat mais relevante para esta espécie (Godinho et al., 1997a; Slavik et al., 2000). A forte preferência desta espécie por substratos finos reflecte o uso de habitats de deposição com média e baixa profundidade e reduzida velocidade de corrente. *C. paludica* não se associou a qualquer tipo de *cover* (nem cobertura vegetal nem calhaus e blocos). No entanto o uso de substratos compostos por

vasa e areia poderão ter um papel fundamental na protecção contra os predadores por permitirem o auto-enterramento da espécie em situações de ameaça (Ilhéu, obs. pess.).

S. fluviatilis não se incluiu em nenhum dos grandes *guilds* de habitat pela sua forte associação a habitats com elevada velocidade de corrente e turbulência e substratos de grande granulometria. A ocorrência desta espécie em zonas de elevada erosão condiciona, em certa medida, a distribuição da espécie aos troços de elevada ordem (cf. Cap. 3, Figura 3.9). O padrão de uso do habitat desta espécie está de acordo com resultados obtidos noutros estudos (Freeman et al., 1990; Godinho et al., 1997a). O uso de habitats com elevada corrente e substratos do tipo calhaus e blocos, poderá estar relacionado com uma estratégia de minimização dos riscos de predação. De modo geral, considera-se que as espécies bentónicas são menos vulneráveis à predação terrestre do que as espécies pelágicas, devido à sua coloração críptica, ao seu comportamento sedentário e associação a substratos com valor de *cover* (Webb, 1986; Lonzarich & Quinn, 1995). Por outro lado a associação desta espécie a substratos de grande granulometria poderá estar relacionada com estratégias alimentares pois trata-se de um predador de insectos aquáticos bentónicos (Viñolas, 1986).

Os barbos juvenis (*B. spp.*) apresentaram as maiores probabilidades de uso em *riffles* e *runs* pouco profundos. O padrão de uso das variáveis de habitat apresentou maior semelhança com o das espécies não migradoras e de pequena-média dimensão, comparativamente aos indivíduos adultos da sua espécie ou género. Estes resultados estão em concordância com outros estudos (Collares-Pereira et al., 1995; Godinho et al., 1997a) e reforçam uma vez mais a importância da dimensão dos peixes na estratégia de uso do espaço.

Em diversas espécies piscícolas, os indivíduos mais jovens ocupam frequentemente habitat com maior velocidade de corrente que os de maior dimensão da mesma espécie, devido à segregação entre classes de dimensão (Toham & Teugel, 1997) e às diferentes opções tróficas (Angermeier & Schlosser, 1989). Lobb & Orth (1991) também verificaram que os peixes de pequena e média dimensão, incluindo Ciprinídeos e Percídeos, ocupavam tendencialmente zonas pouco profundas mas em diferentes intervalos de velocidade da corrente e que esta segregação ocorreu tanto ao nível das espécies como da fase do ciclo de vida.

De uma forma geral, nos adultos das espécies reófilas migradoras, observa-se um aumento do uso de zonas mais profundas e com menor velocidade de corrente, *pools* profundos e *runs*, com o aumento da classe de dimensão. À medida que a classe de dimensão aumenta verifica-se maior distância ou dessemelhança no padrão de uso do habitat das diferentes

espécies. As classes de menor dimensão ocuparam nichos com maior semelhança em termos de tipologia de habitat enquanto dentro das classes de maiores dimensões, as diferentes espécies tendem a ocupar habitats tipologicamente distintos. Este padrão também indicia uma certa segregação de habitat entre os indivíduos de maiores dimensões, a qual poderá estar relacionada com o seu comportamento territorial, sobretudo em elevadas densidades (ver Prenda et al., 1997; Bay et al., 2001). Provavelmente a segregação ao nível do meso e micro-habitat é reforçada pelo facto destes indivíduos apresentarem uma distribuição muito semelhante em termos de cursos e troços. Por exemplo e relativamente aos indivíduos de grandes dimensões, *B. steindachneri* ocupou predominantemente *pools* profundos com ausência de corrente (igualmente observado por Costa et al. (1988)), *B. comiza* preferiu *runs* profundos e rápidos e *B. microcephalus* associou-se sobretudo a *runs* de média profundidade com alguma velocidade de corrente, enquanto que *C. willkommii* ocupou habitats profundos com escoamento laminar e baixa velocidade da corrente entre o *pool* e o *run* (respectivamente Figuras 4.26, 4.31, 4.29 e 4.22). Outros estudos sobre o habitat dos barbos, designadamente *Barbus barbus* e *Barbus bocagei*, evidenciam diferenças nas probabilidades de uso da profundidade e velocidade da corrente em função da espécie e classe de dimensão (Baras, 1992; Pouilly & Souchon, 1994; Martinez-Capel & Garcia de Jalon, 2002).

Dentro do grupo das espécies reófilas, o padrão de uso das variáveis com valor de *cover* (turbulência, % calhaus/blocos e de cobertura vegetal) foi semelhante em termos de classes de dimensão mas distinto entre espécies. Enquanto *B. microcephalus* se associou a habitats com turbulência, para *B. steindachneri* o *cover* vegetal foi comparativamente mais importante, nomeadamente raízes de árvores e troncos submersos. O substrato de grande granulometria foi importante para todas as espécies. A associação dos barbos adultos a habitats com substratos grosseiros ou rocha mãe é frequentemente relatada (Costa et al., 1988; Pouilly & Souchon, 1994; Martinez-Capel & Garcia de Jalon, 2002).

A segregação espacial entre espécies piscícolas de um mesmo género taxonómico ou *guild* de habitat tem sido observada em inúmeros estudos, tanto em função da coluna de água como de outras variáveis de habitat como a vegetação (e.g. Baker & Ross, 1981; Moyle & Senanayake, 1984; Moyle & Vondracek, 1985; Grossman et al., 1987; Bremset & Berg, 1999; Schofield, 2003). O padrão de segregação dentro do *guild* pode ser explicado pelas diferenças de selectividade reforçadas pelas potenciais interações competitivas que resultaram de um processo evolutivo longo (Connell, 1980). As respostas dissociativas no uso do espaço podem ainda resultar de estratégias de protecção aos predadores (Power, 1987; Sih et al., 1992) assim como dos mecanismos de evolução adaptativa diferenciada

(Werner & Hall, 1976; Werner et al., 1983b; Gorman, 1988; Person & Greenberg, 1990; Scholfield, 2003). Diferentes preferências de habitat dentro de um mesmo *guild* também podem estar relacionadas com aspectos da própria morfologia e fisiologia das espécies, nomeadamente pelo desenvolvimento de órgãos sensoriais (Poling & Fuiman, 1998).

Por outro lado a sobreposição e segregação de habitat pode ser altamente dinâmica e variável, particularmente em sistemas instáveis, dependendo de factores como ciclo de vida das espécies, da densidade, assim como da disponibilidade dos recursos espaciais e tróficos (Matthews & Hill, 1980; Grossman et al., 1987; Gorman, 1988; Prenda et al., 1997). Quando se verificam situações de elevada sobreposição de habitat pode-se inferir que o espaço não é um recurso limitado (Mbyle & Baltz, 1985). Relativamente aos recursos tróficos, a elevada sobreposição das dietas em espécies de Ciprinídeos (Mendelson, 1975; Angermeier, 1982; Ilhéu et al., dados não publicados) não implica forçosamente elevada competição entre espécies, se os recursos não forem limitantes. É presumivelmente o que acontece na generalidade dos cursos do rio Guadiana, devido à sua elevada produtividade primária e secundária macro-invertebrados (Morais, 1995). Nestes sistemas os aspectos de interacção competitiva tendem a decorrer não tanto da competição directa pelo espaço ou alimento *per se* mas especificamente da competição por habitats refúgio, particularmente quando os riscos de predação são elevados (ver Haskins et al., 1997; Werner et al., 1983b; Rahel & Stein, 1988). Nestas circunstâncias, o risco de predação pode causar interacção competitiva quer pelo espaço quer pelo alimento (Paine, 1984; Werner, 1991, 1992; Haskins et al., 1997).

O carácter oportunista de algumas espécies no uso do habitat, também poderá ser interpretado em função de estratégias que visam minimizar as potenciais interacções competitivas (Fretwell & Lucas, 1970; Prenda et al., 1997). Poderá ser este o caso de *R. alburnoides* e dos barbos juvenis, os quais ocorreram numa ampla mancha de habitats. A grande plasticidade no uso do habitat de espécies ubiquistas significa que de um ponto de vista evolutivo estas espécies desenvolveram adaptações com comportamentos oportunistas (Maitland, 1965; Mann et al., 1985; Angermeier, 1987).

4.4.2. HABITATS REPRODUTIVOS

Os comportamentos migratórios da ictiofauna indígena de cursos mediterrânicos são ainda pouco conhecidos, no entanto é evidente que algumas espécies endémicas, nomeadamente aquelas que exibem grandes deslocações na rede hídrica, apresentam um desfasamento

entre o habitat de alimentação e de postura (Rodrigues-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992; Prenda e Granado-Lorencio, 1994). As curvas de uso das variáveis de habitat dos indivíduos em fase de postura evidenciam preferências de habitat distintas durante o período reprodutivo. De forma geral, durante o período de postura, as espécies endêmicas migradoras (*Barbus* spp. e *C. willkommii*) apresentaram um incremento no uso de habitat menos profundo e com maior velocidade de corrente e turbulência, i.e. *runs* e *riffles* rápidos. Costa (1988) obteve resultados semelhantes para *B. steindachneri*, com base em frequências de ocorrência.

O uso de *riffles* como habitats de postura foi igualmente relatado para outras espécies de Ciprinídeos (ver Paine, 1984; Cowx & Welcomme, 1998; Allibone & Caskey, 2000). A associação das posturas de algumas espécies a *riffles* estabelece-se sobretudo em função das necessidades dos ovos e das larvas (Matthews, 1998). A realização das posturas em habitat com corrente poderá estar relacionada, por um lado ao maior aporte de oxigénio que estes habitats podem proporcionar aos ovos (Slousby et al., 2001), e por outro ao efeito de protecção a predadores aquáticos e terrestres proporcionado pela elevada turbulência. A viabilidade das formas larvares está dependente do fluxo de escoamento, pois estas no início do seu desenvolvimento são arrastadas pela corrente para zonas de deposição (*pools*), onde iniciam a alimentação exógena e o desenvolvimento morfológico (Paine, 1984; Penáz et al., 1992).

As condições hidrológicas são muito importantes durante o período reprodutivo (Soulsby, 2001), no entanto o substrato tem sido a variável mais estudada nos habitats reprodutivos (e.g. Baras et al. 1996; Knapp & Vredenburg, 1996; Gorman & Stone, 1999; Piller & Burr, 1999; Cattaneo et al., 2001; Labonne et al., 2003). Os géneros *Barbus* e *Chondrostoma* são identificados como litofílicos, i.e. as posturas estão associadas ao substrato, ao qual os ovos aderem (Cowx & Welcomme, 1998). Nas espécies em estudo, os indivíduos em fase de postura apresentaram as maiores probabilidades de uso em habitats com substratos de elevada granulometria. *C. willkommii* apresentou preferência por habitats com pedras de 50-150 mm e areia enquanto *B. microcephalus* e *B. steindachneri* preferiram blocos (> 500 mm) e calhaus (150-500 mm). A dimensão óptima do substrato pode variar muito entre espécies litofílicas, verificando-se que as espécies maiores tendem a realizar as posturas em substratos com maior granulometria (Cowx & Welcomme, 1998). Tal não significa que estas espécies não usem substratos mais finos, que se encontram nos interstícios dos grandes elementos dominantes em termos volumétricos ou imediatamente a jusante das zonas de postura. A elevada granulometria do substrato nos habitats reprodutivos, poderá ter uma função primordial de protecção, dado estes substratos pela sua dimensão e forma, poderão

proporcionar melhores condições de abrigo para os ovos, designadamente contra os peixes predadores (Cowx & Welcomme, 1998). A vulnerabilidade dos ovos à predação está dependente do tipo de predador, epibêntico ou intersticial, pelo que a elevada dimensão do substrato pode minimizar os riscos da pressão de ambos, particularmente contra os indivíduos de maior dimensão (Biga et al., 1998).

A comparação do padrão de uso do habitat entre o estado não reprodutivo, de pré-postura e de postura, sugere que os habitats com elevada velocidade de corrente são utilizados pelas espécies migradoras durante o período reprodutivo, e presumivelmente por períodos de tempo restritos. No caso particular de *B. microcephalus*, cujas posturas apresentam a máxima probabilidade de ocorrência em habitats com velocidade de corrente superior a 2,2 m/s, não se perspectiva uma ocupação de grande permanência neste tipo de habitat, pois a manutenção da posição em habitats com elevado escoamento acarreta elevados custos energéticos (Facey & Grossman, 1990). O aumento significativo da frequência e amplitude de movimentos durante os períodos de pré-postura e postura (Baras & Cherry, 1990) corrobora esta hipótese. Neste sentido a conectividade e rápida mobilidade entre habitats de postura e de protecção serão elementos decisivos para o sucesso da reprodução, enfatizando-se também a este nível, a importância do mosaico de habitat no uso do espaço.

As três espécies em estudo apresentaram estratégias de selecção do habitat reprodutivo tendencialmente semelhante, coerente com o seu comportamento reofilíco (Rodríguez-Ruiz, 1992; Granado-Lorencio, 1992), i.e. migram para zonas com corrente e bem oxigenadas. No entanto cada uma apresentou diferentes selectividades dentro do gradiente de profundidade e da velocidade da corrente. Entre as espécies de barbos, observaram-se diferenças substanciais nos picos de maior probabilidade de uso dos indivíduos em fase de postura. Especificamente, *B. microcephalus* realizou as posturas sobretudo em *runs/riffles* com elevado escoamento e moderada a forte turbulência enquanto *B. steindachneri* apresentou o pico das posturas em zonas com maior profundidade e menor velocidade da corrente embora com igual turbulência. Tal indicia uma certa segregação espacial entre espécies também, relativamente ao habitat reprodutivo.

A questão da segregação espacial entre espécies do mesmo género é particularmente pertinente quando se perspectiva a possibilidade de hibridação. Neste sentido as respostas dissociativas no habitat reprodutivo também poderão ser interpretadas em função da coexistência estável das diferentes espécies com minimização dos riscos de hibridação. No caso particular de *B. steindachneri* e *B. microcephalus*, aparentemente, estes mecanismos resultam da combinação entre uma certa segregação espacial (à escala do habitat) e

temporal, pois o período reprodutivo de ambas as espécies não é absolutamente coincidente. A primeira apresenta o máximo desenvolvimento gonadossomático (IGS) entre Fevereiro e Abril com a maior percentagem de posturas em Março. A segunda reproduz-se um pouco mais tarde, apresentando o máximo IGS entre Abril e Junho com o pico das posturas em Abril (Ilhéu, dados não publicados). A não sobreposição dos períodos reprodutivos entre espécies do mesmo género (*Alosa*) e com micro-habitats semelhantes foi igualmente observada por O'Connell & Angermeier (1997) em cursos de água da Virginia, E.U.A.. Outro exemplo de segregação espacial por motivos reprodutivos verifica-se no complexo *Rutilus alburnoides*, entre os machos diploides, fêmeas diploides e fêmeas triploides, por forma a reduzir as interações competitivas e promover a coexistência entre as diferentes formas (Martins et al., 1998).

A selectividade e uso do espaço durante o período reprodutivo não deverão ser analisados exclusivamente em função das características das unidades locais de habitat, sendo que factores regionais como as características das bacias e dos cursos podem também condicionar grandemente o padrão de ocupação espacial das espécies em reprodução, nomeadamente ao nível da ordem de curso (cf. Cap. 3), da geomorfologia (Knapp et al., 1998) e de outros factores como temperatura (Knapp & Vredenburg, 1996; Montegomery et al., 1999) e ligação com o lençol freático (Baxter & Hauer, 2000). Obviamente que as características de escala regional determinam o padrão e disponibilidade dos meso e micro-habitats. Neste sentido o padrão de uso do espaço ao nível do curso ou troço reflecte a resposta das espécies às variáveis de habitat, assim com às de larga escala, nomeadamente através de comportamentos migratórios. Estes comportamentos decorrem sobretudo de estratégias de adaptação a constrangimentos ambientais (Eriksson, 1989) como é o caso da intermitência de caudal.

O padrão e a magnitude das migrações reprodutivas em cursos temporários deverão ser interpretados tanto em função da maximização do sucesso do recrutamento como da sobrevivência dos progenitores perante os riscos que a diminuição de caudal acarreta com a aproximação do período estival. No primeiro prevalece a selectividade do habitat local enquanto no segundo a selecção do tipo de curso ou troço tenderá a ser o factor determinante, particularmente para os indivíduos de maiores dimensões. O padrão de ocupação do espaço de *C. willkommii* e de *Barbus*, na fase reprodutiva, tem subjacentes não só as preferências de habitat à escala do meso-micro-habitat, como o período do ano em que ambos os grupos de espécies realizam as posturas. A primeira realiza migrações para montante em direcção a tributários de ordens intermédias (sobretudo de ordem 3) onde, em Fevereiro ocorre a maior percentagem de posturas (Bernardo et al., 2001). Os

barbos reproduzem-se um pouco mais tarde (Março-Maio) e as migrações na rede hídrica são sobretudo para jusante (cursos de ordem 4 e 5), onde se realiza a grande maioria das posturas (cf. Cap. 3). As migrações ascendentes na rede realizadas por *C. willkommii* não implicam grandes riscos no regresso para o refúgio de estio (cf. Cap. 6), devido ao elevado caudal que se verifica entre o final do Inverno e início da Primavera. Se os barbos realizassem migrações reprodutivas para os pequenos tributários em Abril e Maio (Ilhéu, dados não publicados) correriam o elevado risco de ficarem confinados em pegos pouco persistentes e com condições ambientais de grande constrangimento. Por outro lado, a maior disponibilidade de habitat com substratos de grande granulometria, preferidos pelos barbos durante as posturas, observa-se sobretudo nos cursos de elevada ordem, pelo que os movimentos descendentes na rede hídrica também poderão estar relacionados com a busca de habitat com substratos adequados para a reprodução, à semelhança com o que acontece com outras espécies de barbos, nomeadamente *B. sclateri* (Rodriguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992), *B. barbatus* (Baras, 1993; Lucas & Frear, 1997) e *B. haasi* (Aparicio & Sostoa, 1999).

4.4.3. IMPORTÂNCIA DOS RIFFLES E DO COVER

Como conclusão geral pode-se afirmar que as espécies indígenas da bacia do Guadiana evidenciam no geral uma efectiva preferência por habitats de escoamento turbulento em alguns períodos do seu ciclo de vida/ciclo reprodutivo, particularmente os indivíduos de menores dimensões e os reprodutores em fases de pré-postura e postura.

A comparação, dentro do mesmo intervalo de pequenas profundidades, entre a probabilidade de uso em situações com corrente (elevada preferência) e sem corrente (rejeição) traduz, por si só, o significado dos habitats com escoamento para os pequenos peixes.

A existência de uma ocupação do espaço com preferência por habitats com corrente, e concretamente *riffles*, reflecte o significado destas zonas para a fauna indígena e este é, naturalmente, um aspecto de alta relevância a considerar no âmbito do estabelecimento de caudais ecológicos. Tal não significa que as espécies indígenas só ocupem *riffles* mas antes que estes habitats durante o período de maior fluxo são fundamentais para as diferentes fases do ciclo de vida das espécies reófilas.

Nos cursos intermitentes, os *riffles* e os habitats pouco profundos em geral, apresentam um padrão de ocupação temporário, dado que durante o período de estio estes são os habitats que ficam mais sujeitos à dessecação e que mais rapidamente se extinguem.

A elevada ocupação dos *riffles* durante o período de escoamento poderá estar relacionada com a sua grande produtividade e valor trófico (Moyle & Li, 1979). Do ponto de vista da abundância de presas, os *riffles* apresentam biomassas e densidades de macroinvertebrados mais elevadas do que os *pools* (Logan & Brookes, 1983), havendo ainda a considerar que algumas espécies piscícolas se alimentam de partículas orgânicas trazidas pela corrente. Apesar dos benefícios tróficos, a permanência dos peixes nestas zonas impõe custos energéticos muito elevados (Baras e Cherry, 1990; Facey & Grossman, 1990). No entanto, o dispêndio energético envolvido na manutenção da posição em habitats com elevado fluxo, pode ser minimizado pela partilha de uso de zonas de fundo com corrente atenuada ou zonas de remanso adjacentes.

O *cover* tem sido definido como o conjunto de elementos que proporcionam protecção aos peixes, incluindo não só estruturas físicas submersas mas também qualquer tipo de ensombramento da água que permita à ictiofauna refugiar-se de observação do exterior do sistema aquático (Heggens & Traaen, 1988). O substrato de média e grande volumetria, como troncos e outros detritos lenhosos submersos, e a vegetação submersa e emersa são os elementos que vulgarmente são considerados como *cover*. No entanto a profundidade, a velocidade da corrente e turbulência também são factores que podem apresentar valor de *cover* contra os predadores, pelo efeito que têm na diminuição da eficácia de captura.

Neste sentido os *riffles* tal como os *runs* constituem também habitats com elevado valor de protecção, pois associam diversos elementos com valor de *cover*, ou seja de protecção, como a turbulência e adequada granulometria do substrato, elementos que se verificou serem essenciais na selecção do habitat da generalidade das espécies estudadas.

A importância do *cover* para as espécies piscícolas é corroborada pelo elevado uso de habitats com elevado valor de abrigo e uso, como os *riffles* pouco profundos e os *pools* profundos. Com efeito, entre as duas, não se verifica uma continuidade no gradiente da ocupação por não existir um gradiente espacial com equivalente valor de abrigo. Especificamente, não existe uma variação linear na turbulência entre essas duas situações e os outros componentes do habitat, como blocos e massas de vegetação, que apresentam também elevado valor de abrigo, têm um carácter circunstancial, podendo existir ou não. Parece ser essa a principal justificação para o nível de ocupação ser relativamente baixo fora destas duas grandes tipologias.

Um *riffle* pouco profundo apresenta um elevado valor de abrigo para os peixes de pequena dimensão e um nível de uso conseqüentemente elevado em que o valor de *cover* é dado sobretudo pela turbulência. Os *pools* profundos apresentam elevado valor de abrigo para os peixes grandes em que o *cover* é dado sobretudo pela profundidade. Outras variáveis como o substrato e a vegetação podem conferir um valor de *cover* acrescido em ambos os habitats, particularmente nos *pools*. No entanto, estes elementos aquáticos, particularmente o substrato, também podem constituir estruturas essenciais aos ocupantes dos *riffles* pelo refúgio que proporcionam face às elevadas correntes, criando zonas de remanso que potencializam o uso destes habitats. Dado que nestes habitats os indivíduos estão muito susceptíveis às enxurradas e cheias, considera-se, inclusive, que a uso de *riffles* por certas espécies piscícolas depende da existência de elementos do substrato com função de protecção (Schlosser & Toth, 1984; Harvey, 1987; Fausch & Northcote, 1992).

Para além da preferência de cada espécie por um dado habitat, o uso do habitat pode ainda depender do mosaico de habitat disponível (Eros et al., 2003). O uso do mosaico do habitat, i.e. o conjunto de habitats numa dada vizinhança, permite aos peixes ultrapassar limitações impostas por adversidades ambientais e maximizar a utilização dos recursos, particularmente tróficos. Neste sentido os *riffles* que têm associadas zonas de remanso, mais abrigadas, permitem uma ocupação com maiores vantagens onde os peixes beneficiam, de uma situação de baixo consumo energético e alta disponibilidade alimentar. Assim o valor de um dado habitat depende também da sua posição relativamente aos outros habitats disponíveis.

VARIAÇÃO DIÁRIA NA OCUPAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS

5. 1. INTRODUÇÃO

A dinâmica do uso do habitat é um aspecto muito importante no ciclo de vida dos peixes (Gorman & Karr, 1978). No padrão de variação temporal, estão subjacentes as variações à escala sazonal e diária. Estas variações ambientais conduzem a enquadramentos particulares que resultam da combinação de factores bióticos e abióticos, os quais determinam a relação entre os peixes e o habitat. Os aspectos da dinâmica temporal dos agrupamentos piscícolas têm sido abordados sobretudo do ponto de vista da estrutura e distribuição face a variações de caudal, temperatura e outras perturbações naturais ou de origem antropogénica (e.g. Grossman et al., 1982; Schlosser, 1985; Bradley et al., 1993; Lorh & Fausch, 1997; Pires et al., 1999).

A ocupação de habitats, nomeadamente as curvas de probabilidade de uso, tem vindo a ser, quase exclusivamente, estabelecida numa só estação do ano e para o período com luz solar, continuando a ser muito limitado o conhecimento da dinâmica diária de utilização do habitat, particularmente por não-salmonídeos (Clough & Ladle, 1997; Copp & Jurajda, 1999; Prenda et al., 2000). Dir-se-ia que se tem vindo a assumir implicitamente que só são relevantes as actividades que os peixes desenvolvem durante o dia, ou que não haverá diferenças significativas entre a ocupação do espaço durante o dia e durante a noite, o que não é aceitável, considerando a importância de factores como a temperatura (Caulton, 1978), o caudal (Ross & Backer, 1983) e a alimentação/predação (Hanych et al., 1983; Copp & Juradja, 1993; Giroux et al., 2000) nos ciclos diários de actividade - repouso.

As crescentes dificuldades de amostragem intensiva nocturna poderão constituir uma possível justificação para esta situação, embora alguns autores considerem que no período nocturno a eficiência de captura é maior, nomeadamente no que diz respeito à pesca eléctrica (Sanders, 1992).

Têm sido descritos ciclos diários de actividade dos peixes com período(s) de predominante actividade trófica e outro(s) de repouso, os quais podem implicar deslocações entre habitats (Helfman, 1993; Mathney & Rabeni, 1995). Segundo Copp & Jurajda (1999) o valor de abrigo dos diferentes habitats varia do dia para a noite, em função da sua vulnerabilidade à predação, ou pelo menos da percepção que os peixes dela têm. Os peixes têm ainda que gerir a utilização do leque de habitats disponíveis compatíveis com a(s) actividade(s) desenvolvida(s) em função do maior ou menor dispêndio energético que implica a permanência nesses habitats (Roussel & Bardonnnet, 1996).

Considerou-se por isso, importante complementar a informação apresentada sobre a utilização dos habitats durante o período diurno, com uma análise preliminar sobre a variação da ocupação do espaço em função da presença ou ausência de luz, i.e. dia vs noite.

5.2. MÉTODOS

A amostragem realizou-se, em Março de 1999 no Rio Ardila. Foi seleccionado um troço de ordem 4, com cerca de 150 m de comprimento com grande heterogeneidade espacial e diversidade de fauna piscícola. A colheita dos espécimens foi realizada ao longo de ciclos de 24 horas, sobre uma rede de 19 pontos representativos da diversidade de tipologias de habitats do troço em estudo (Figura 5.1). Cada habitat foi amostrado ao longo do período circadiano em 5 períodos com diferentes condições de luminosidade, i.e. situações de dia - período com luz (7:00, 11:00 e 15:00 horas) e de noite – período sem luz (21:00 e 2:00 horas). A amostragem piscícola foi realizada com aparelhos de pesca eléctrica de transporte dorsal com bateria de 12 V, tendo sido utilizado uma voltagem adequada à condutividade da água. A captura dos indivíduos realizou-se de forma a causar o menor impacto possível, i.e. de surpresa e durante um intervalo de tempo curto. O intervalo de tempo entre cada período de amostragem foi definido de forma a permitir ao peixes recuperar da perturbação causada pela pesca. Todos os indivíduos capturados foram identificados à espécie e medidos. No sentido de se estabelecer o regime de uso do espaço em função da dimensão, dividiram-se os peixes capturados em 4 classes segundo o comprimento total: classe 1- < 6 cm, classe 2 - 6 a 12 cm; classe 3 - 12 a 18 cm; classe 4: >18 cm.

A distribuição piscícola pelos vários pontos de amostragem foi avaliada pelo índice de dispersão de Green "Green's index" (GI):

$$GI = (s^2/x) - 1/n - 1$$

em que s^2 = desvio padrão; x = média; n = número de peixes capturados.

Este índice é uma modificação ao índice de dispersão, que deve ser utilizado quando as amostras têm n diferente (Ludwig & Reynolds, 1988).

Com o objectivo de estabelecer uma relação entre a ocupação espácio-temporal dos agrupamentos piscícolas e a sua actividade alimentar, procedeu-se à análise volumétrica dos conteúdos gastrointestinais de uma sub-amostra de indivíduos das espécies mais abundantes. Após a sua captura estes indivíduos foram imediatamente congelados e eviscerados tendo-se procedido no laboratório à avaliação do seu volume gastrointestinal. Considerando a taxa de evacuação gástrica dos peixes e atendendo à previsível variabilidade de volume dos conteúdos gastrointestinais ao longo do dia, os índices de repleção e vacuidade gástrica foram calculados para os 5 períodos do ciclo circadiano acima referidos. A medida da repleção dos conteúdos digestivos foi avaliada com base no volume do mesmo através de um índice de repleção gástrico semi-quantitativo (0-4); 0- vazio; 1- reduzido volume de alimento; 2- médio volume de alimento; 3- elevado volume de alimento ; 4- cheio ou repleto. O índice de vacuidade foi estabelecido com base na proporção de conteúdos vazios face ao total de conteúdos analisados.

Todos os habitats de colheita foram caracterizados em termos de profundidade (cm), velocidade da corrente (m/s), turbulência (estimada visualmente em 4 classes: 0-nula, 1- fraca, 2moderada, 3forte), substrato dominante, proporção de substratos com fracção superior a 150 mm (% de calhaus/blocos ou blocos - substrato com valor de refúgio), cover vegetal (%) e localização do habitat relativamente à margem e leito do curso. As classes de substrato foram definidas e adaptadas com base na escala de Attemberg; 1- vasa, areia fina (<0,02 mm) e laje plana; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5 mm; 3 - cascalho e pedras miúdas de 5 a 50 mm; 4 - pedras de 50 a 150 mm; 5 - calhaus/blocos maiores que 150 mm.

Os dados dos espécimens piscícolas capturados foram analisados através do seu valor de CPUE (capturas por unidade de esforço), e da probabilidade de uso das variáveis ambientais. A probabilidade de uso expressa de certa forma a utilização preferencial do grupo em estudo uma vez que tem em linha de conta a ocupação dos indivíduos em função da disponibilidade ambiental o que permite um conhecimento mais efectivo do habitat dos indivíduos.

No cálculo das probabilidades de uso, o gradiente do parâmetro em análise foi dividido em classes e os valores de captura são referidos a um esforço de captura padrão (CPUE com unidade de esforço de 1min). O somatório dos valores de CPUE obtidos para cada espécie (ou classe de dimensão) relativamente a uma determinada classe de parâmetro de habitat é dividido pelo número de unidades espaciais com essa classe de parâmetro em que se

efectuaram colheitas (incluindo também aquelas em que a captura foi nula). Para o cálculo dessa razão só são consideradas as unidades espaciais pertencentes aos troços em que foi observada a ocorrência da espécie. Os valores obtidos para cada classe do parâmetro de habitat foram transformados na percentagem relativa ao valor máximo registado. As curvas de probabilidade de uso das espécies são apresentadas graficamente de forma univariada para os parâmetros profundidade e velocidade da corrente. Relativamente às classes de dimensão foram ainda desenvolvidas as curvas de uso para a tipologia de habitat, percentagem de calhaus/blocos e turbulência. A representação em termos de tipologia de habitat, embora possa ser mais grosseira, justifica-se quando a relação da espécie, ou grupo, com uma dada condição ambiental pode ser influenciada pela interacção de múltiplas variáveis ambientais. A sua aplicação às classes de dimensão, à semelhança da variável percentagem de calhaus/blocos, deveu-se ao facto de se considerar esta opção potencialmente mais discriminatória em termos do comprimento dos indivíduos.

Em alguns tratamentos, os habitats foram agrupados em tipologias com base nos parâmetros profundidade e velocidade da corrente, através de diagrama bivariado. No conjunto dos habitats consideraram-se as seguintes tipologias: *riffles* -habitats com escoamento turbulento; *runs* - habitats com escoamento laminar e *pools* - habitats sem corrente ou de corrente muito atenuada. Os *pools* foram divididos em duas sub-categorias segundo a profundidade - pouco profundos (< 0,40 m), e médios e profundos (> 0,40 m) - e os *riffles* em duas sub-categorias segundo a velocidade da corrente - lentos (< 0,8 m/s) e rápidos. Dado não existir na língua portuguesa terminologia fixada relativa a estes conceitos e seja generalizadamente adoptada, preferiu-se adoptar os termos ingleses evitando assim confusões desnecessárias.

A heterogeneidade do uso do espaço foi medida pela amplitude de nicho (B) de Levins (1968), aplicada em cada espécie, aos valores de abundância em cada ponto amostrado (microhabitat) e aos valores de probabilidade de uso das variáveis profundidade e velocidade da corrente, tendo sido estandardizada (Bs).

$$B=(\sum p_i^2)^{-1} \text{ e } Bs=(B-1)/(n-1)$$

em que p_i = proporção de cada tipo de habitat ocupado e n = número de tipos de habitat.

Os dados de composição dos agrupamentos piscícolas foram cruzados com as variáveis de habitat através de análise de correlação com o coeficiente de Spearman, tendo sido utilizado o programa STATISTICA 5.0. Na comparação de médias entre grupos de indivíduos e de estações foram utilizados os testes de Kruskal-Wallis e de Mann-Whitney. O padrão de uso diurno vs nocturno das variáveis ambientais pelos grupos de indivíduos foi testado através

do teste de proporções (z) (Daniel, 1987) e do teste de independência (G) (Sokal & Rohlf, 1995). O teste de proporções testa a existência de diferenças entre duas proporções e utilizou-se para testar variações na proporção de uma mesma espécie ou grupo em situações ambientais distintas. O teste de independência tem por base a construção de um quadro de contingência e utilizou-se para testar variações, entre o dia e a noite, no padrão de uso (em termos relativos) do gradiente das variáveis pelos grupos de indivíduos.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. ABUNDÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIO-TEMPORAL DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS

O conjunto de locais amostrados tendeu a representar a diversidade e proporção dos diferentes tipos de habitat no trecho (Figura 5.1, Quadro 5.1). Durante o período de estudo as características físicas dos habitats, em termos hidro-morfométricos e de vegetação, mantiveram-se constantes.

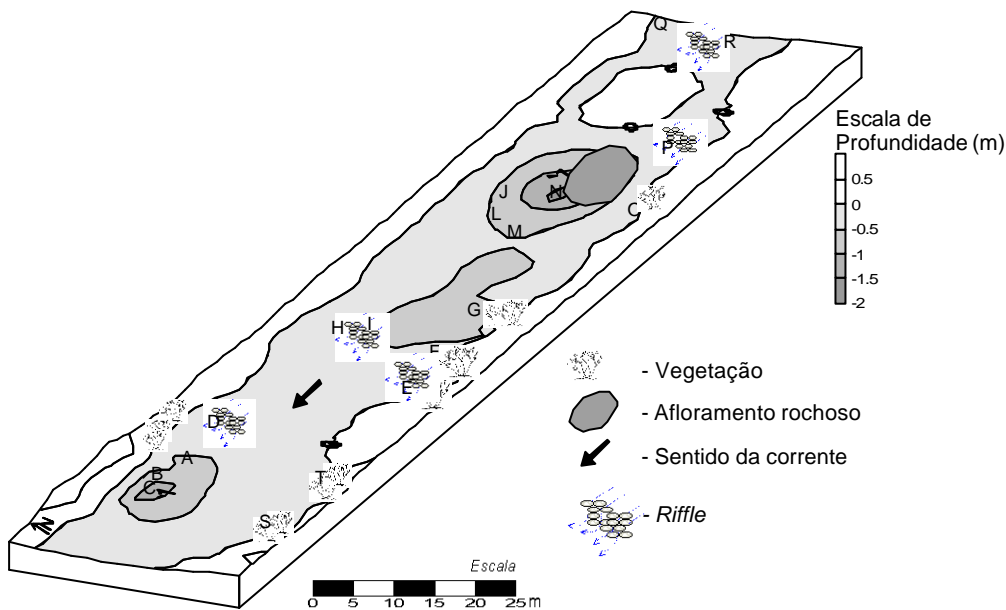


Figura 5.1. Esquema do trecho de 150 m com a localização dos locais amostrados.

Os locais com maior número de capturas (CPUE - capturas por unidade de esforço - minuto) foram O, S, D, E, F e Q (Figura 5.2). Estes locais apresentaram profundidades baixas-médias e velocidade da corrente baixa-moderada. À exceção do local Q, os outros locais encontraram-se próximos das margens e/ou apresentavam vegetação (Quadro 5.1). De modo geral, os habitats localizados no leito do curso e sem vegetação apresentaram

reduzido número de capturas (N, J e I), assim como aqueles junto a taludes abruptos sem vegetação (B e C).

Dada o reduzido número de capturas de algumas espécies em cada um dos períodos de amostragem, optou-se por se realizar a generalidade do tratamento dos dados em dois grandes períodos, dia e noite.

Quadro 5.1. Caracterização das variáveis físicas dos pontos amostrados, da vegetação (P - Presença, A - Ausência) e sua localização no troço (M - margem, L - Leito)

Local	Profundidade (cm)	Velocidade da corrente (m/s)	Substrato dominante	% Subst. > 150 mm	Vegetação	Localização	Turbulência
	55	0,37	Cascalho/Pedras miúdas	10	A	M	Nula
B	75	0,33	Pedras	30	A	M	Nula
C	100	0,00	Areia-fina	0	A	M	Nula
D	30	0,50	Pedras	20	A	M	Moderada
E	30	0,45	Pedras miúdas/Pedras	0	P	M	Nula
F	45	0,26	Cascalho/Pedras miúdas	0	P	M	Nula
G	80	0,00	Pedras	55	P	M	Nula
H	25	0,91	Pedras miúdas/Pedras	0	A	L	Forte
I	50	1,00	Pedras miúdas/Pedras	0	A	L	Moderada
J	60	0,67	Pedras	0	A	L	Moderada
L	55	0,13	Areia-fina	40	A	L	Nula
M	50	0,50	Calhaus/blocos	90	A	L	Moderada
N	160	0,20	Vasa	30	A	L	Nula
O	15	0,00	Vasa	0	P	M	Nula
P	45	1,33	Pedras	7	A	L	Forte
Q	10	0,50	Pedras miúdas/Pedras	0	A	L	Forte
R	45	0,50	Pedras miúdas/Pedras	0	A	L	Moderada
S	20	0,00	Pedras miúdas/Pedras	0	P	M	Nula
T	15	0,22	Pedras	20	P	M	Nula

Embora se tenham capturado maior número de peixes durante o dia, em termos médios não se registaram diferenças significativas entre as capturas diurnas e nocturnas. Os locais F, G, S e T foram os que apresentaram proporcionalmente maior número de capturas durante o período da noite ($P \leq 0,05$) (Figura 5.2). Estes locais localizaram-se junto a margens com vegetação e apresentaram profundidades médias-baixas com fraca corrente (Quadro 5.1).

Durante o período nocturno as capturas (CPUE) apresentam-se negativamente correlacionadas com a profundidade ($r=0,46$, $P \leq 0,05$) e positivamente com presença de vegetação ($r=0,76$, $P \leq 0,001$), com a percentagem de cobertura vegetal aquática ($r=0,51$,

$P \leq 0,05$) e com a localização - margem ($r=0,56$, $P \leq 0,01$), i.e. durante a noite registou-se uma maior abundância de peixe em locais menos profundos, junto a margens com vegetação.

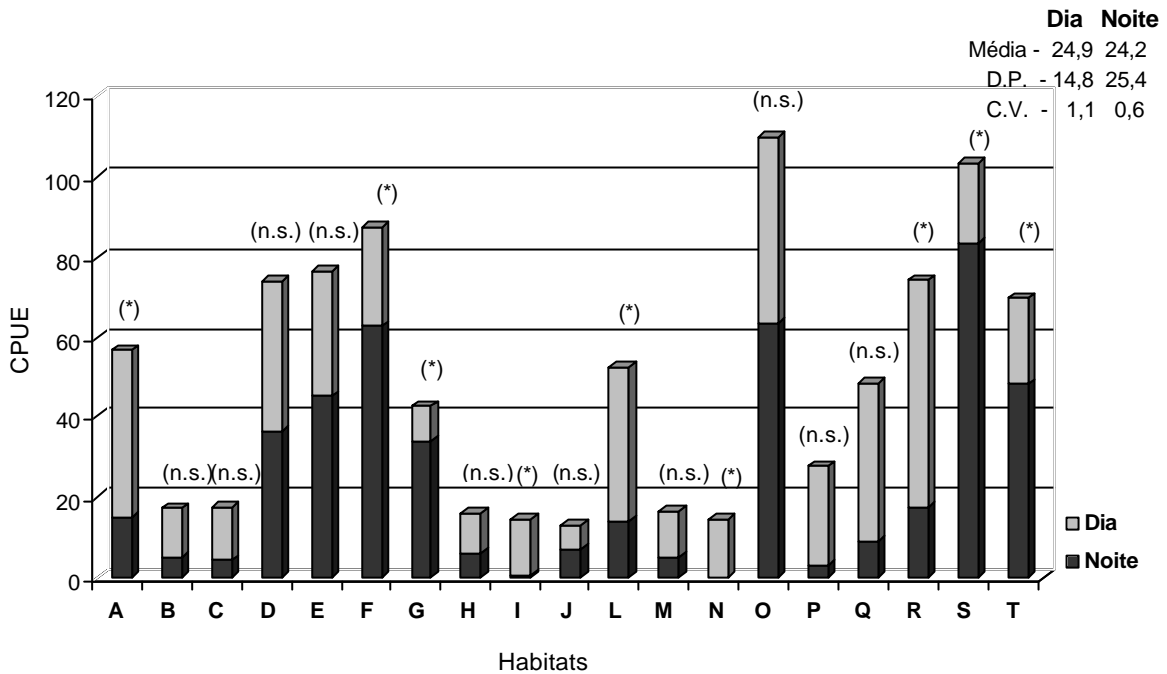


Figura 5.2. Capturas médias (CPUE) durante o dia e a noite em cada local amostrado. Significância entre as capturas médias diurnas e nocturnas. Significância entre as capturas médias diurnas e nocturnas: * - $P \leq 0,05$; n.s.- não significativo. DP= desvio padrão, CV = coeficiente de variação.

Em contrapartida, nos locais que apresentaram maiores caudais (A, I, L, N e R) (Quadro 5.1) registaram-se significativamente maior número de indivíduos durante o dia que à noite ($P \leq 0,05$). Nos restantes habitats não se evidenciaram diferenças estatisticamente significativas entre a ocupação diurna e nocturna. Embora se tenham registado variações no número de capturas em todos os locais amostrados, esta variabilidade foi particularmente acentuada para o período nocturno, como se pode constatar quer pelo desvio padrão da amostra quer pelo coeficiente de variação (Figura 5.2).

A espécie *Rutilus alburnoides* e os barbos juvenis constituíram o grupo que apresentou a maior frequência de ocorrência e abundância (Figura 5.3), dominando na generalidade dos locais amostrados, tanto de dia como de noite. Nos locais com maior caudal e/ou turbulência (D, H, I, J, P, Q, R), particularmente durante a noite, capturaram-se sobretudo barbos adultos e indivíduos da espécie *S. fluviatilis*. Tanto durante o dia como durante a noite as capturas de *S. fluviatilis* apresentaram-se correlacionadas com a velocidade da corrente ($r_{\text{dia}} = 0,55$, $P \leq 0,02$; $r_{\text{noite}} = 0,53$, $P \leq 0,02$) e turbulência ($r_{\text{dia}} = 0,59$, $P \leq 0,01$; $r_{\text{noite}} = 0,67$, $P \leq 0,01$).

Os indivíduos de *Barbus comiza* e *Lepomis gibbosus* apresentaram baixa frequência de ocorrência e reduzida abundância em ambos os períodos. Para além das espécies apresentadas na Figura 5.3. capturaram-se ainda alguns exemplares das espécies *Chondrostoma lemmingii*, *Cyprinus carpio* e *Cichlasoma facetum*, as quais não foram objecto de qualquer análise devido ao seu muito baixo número.

A proporção de espécies piscícolas em cada local amostrado variou significativamente entre o dia e a noite ($P \leq 0,001$), tendo-se obtido um valor médio de dispersão dos agrupamentos mais elevado de dia ($GI=0,605$) que à noite ($GI=0,336$).

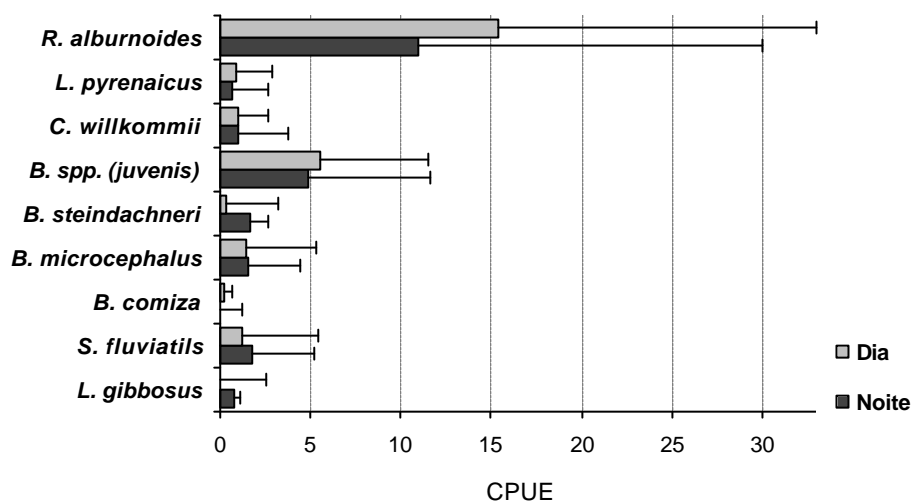


Figura 5.3. Abundância (CPUE médio e desvio padrão) das espécies piscícolas capturadas.

Em termos de classes de dimensão, os indivíduos com comprimento total inferior a 12 cm, representam cerca de 89% do total de peixes capturados. As classes de dimensão 1 e 2 apresentaram ambas uma frequência de ocorrência de 1 contra 0,67 das classes 3 e 4. A generalidade dos locais amostrados apresentou variações significativas na proporção das classes de dimensão entre o dia e a noite ($P \leq 0,001$), à excepção dos locais C, E, L e T que apresentaram exclusivamente indivíduos com menos de 12 cm de comprimento total, quer durante o dia, quer durante a noite.

O uso de alguns locais deve ser interpretado em função da sua vizinhança com outros ou seja das características dos habitats adjacentes. Por exemplo, os locais J, L e M (Figura 5.1) apresentaram características muito semelhantes em relação à generalidade das variáveis ambientais, pertencendo todos inclusive à mesma tipologia de habitat. No entanto, o local L, localizado entre os outros dois e com velocidade da corrente inferior, apresentou uma ocupação piscícola bastante distinta, quer em termos de abundância total (Figura 5.2), quer em termos de composição em espécies e classes de dimensão. Este local apresentou-se

como uma zona de remanso, entre duas zonas de fluxo de água mais elevado, albergando grande quantidade de indivíduos de pequenas dimensões (classe 1 e classe 2). Os dois locais amostrados adjacente (J e M) apresentaram menor número de capturas e proporcionalmente maior percentagem de indivíduos de maiores dimensões.

5.3.2. COMPOSIÇÃO ESPECÍFICA E RIQUEZA ICTIOFAUNÍSTICA DAS TIPOLOGIAS DE HABITAT

Todos os locais amostrados foram classificados em tipologias de habitat com base nos parâmetros profundidade e velocidade da corrente, com se pode observar no diagrama bivariado (Figura 5.4).

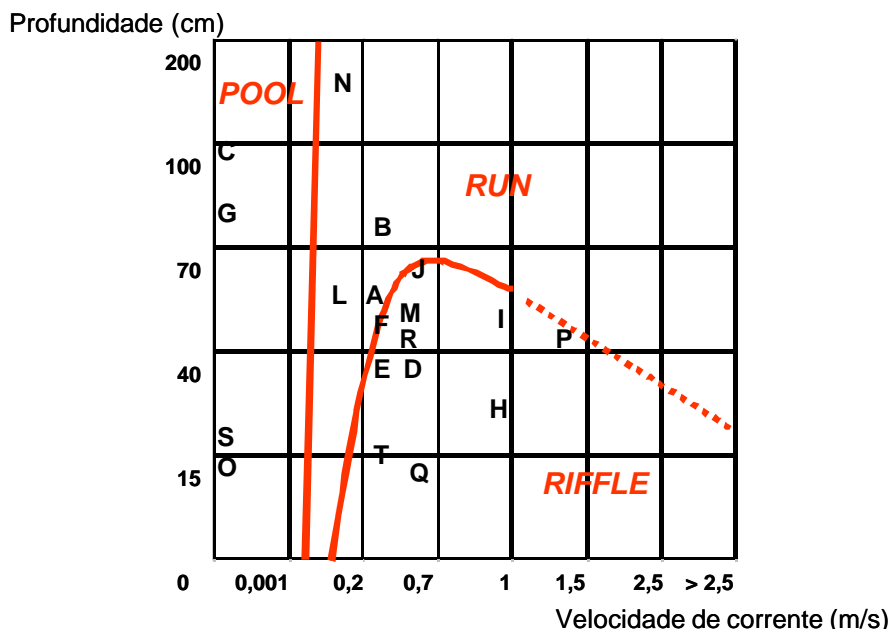


Figura 5.4. Esquema bivariado das tipologias de habitat, definido pelas variáveis profundidade e velocidade da corrente, com o respectivo posicionamento dos vários locais amostrados.

Os habitats que apresentaram significativamente ($P \leq 0,001$) maior abundância piscícola foram os *pools* de baixa profundidade e os *riffles* lentos. Os habitats com elevada velocidade da corrente, *riffles* rápidos, constituíram a tipologia de habitat que apresentou em média, menor número de capturas (Figura 5.5). É de salientar que a eficácia de pesca é variável em cada tipologia – geralmente subestima os efectivos dos habitats mais profundos, com maior corrente e com maior número de refúgios (Cunjak et al., 1988). As dificuldades de se amostrar nestas condições alia-se ao facto dos peixes nestes ambientes terem maiores oportunidades quer de protecção (substrato, turbulência) quer de fuga (profundidade).

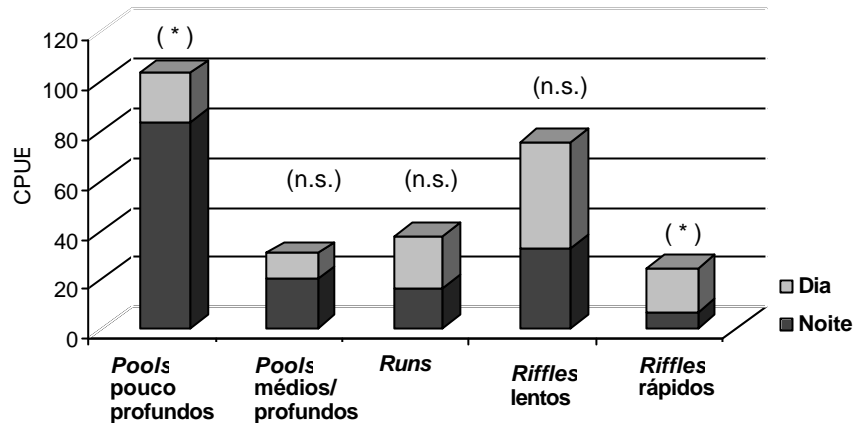


Figura 5.5. Abundância piscícola nas várias tipologias de habitat com base no CPUE médio (capturas por minuto). Significância entre as capturas médias diurnas e nocturnas: * $P \leq 0,05$; n.s.- não significativo.

Considerando a proporção de indivíduos capturados durante o dia e a noite, evidencia-se a formação de dois grupos de habitats significativamente distintos (Quadro 5.2); (i) habitats sem corrente - *pools*, e (ii) habitats com corrente – *runs* e *riffles*. O primeiro grupo apresentou proporcionalmente maior número de indivíduos durante a noite, enquanto o segundo grupo de habitats apresenta proporcionalmente maior abundância de peixe durante o período diurno (Figura 5.5). Apesar deste padrão, a abundância média de peixes entre o dia e a noite apresentou diferenças significativas apenas nas tipologias extremas, *pools* pouco profundos e *riffles* rápidos ($P \leq 0,05$).

O número médio de espécies por operação de captura variou entre 2 e 4 (Quadro 5.3), não se tendo registado diferenças significativas entre as diferentes tipologias de habitat. Embora os *pools* pouco profundos tenham sido os habitats que apresentaram maior número de capturas, constituíram a tipologia que apresentou menor riqueza específica e menor diversidade tanto durante o dia como durante a noite (Quadro 5.3).

Quadro 5.2. Significância estatística entre tipologias de habitat com base na proporção de capturas (CPUE) diurnas e nocturnas: * - $P \leq 0,05$; ** - $P \leq 0,01$; *** - $P \leq 0,001$; n.s.- não significativo

	<i>Pools</i> médios / profundos	<i>Runs</i>	<i>Riffles</i> lentos	<i>Riffles</i> rápidos
<i>Pools</i> pouco profundo	n.s.	**	**	***

<i>Pools</i> médios / profundos	*	**	***
<i>Runs</i>		n.s.	n.s.
<i>Riffles</i> lentos			n.s.

Relativamente à riqueza específica, à excepção dos *riffles* rápidos que apresentaram significativamente menor número de espécies durante a noite ($P \leq 0,05$), nas restantes tipologias de habitats não se registaram diferenças significativas entre o período diurno e nocturno. Os maiores valores de diversidade específica foram observados em *riffles* lentos durante a noite e em *pools* médios e profundos e *riffles* rápidos durante o dia.

Quadro 5.3. Número médio, máximo e mínimo de espécies por operação de captura (Sp/captura), riqueza específica total (S - número total de espécies capturadas) e diversidade específica (H) nas várias tipologias de habitat no período diurno (D) e nocturno (N)

		<i>Pools</i> pouco profundos	<i>Pools</i> médios / profundos	<i>Runs</i>	<i>Riffles</i> lentos	<i>Riffles</i> rápidos
Sp/captura (Min. – Max.)	D	2 (1 – 3)	3 (0 – 5)	2 (0 – 5)	2 (1 – 2)	2 (0 – 4)
	N	3 (3 – 4)	3 (1 – 4)	2 (0 – 5)	3 (4 – 5)	1 (0 – 2)
S total	D	3	7	7	7	7
	N	4	6	6	6	4
H	D	0,8	1,56	1,42	0,95	1,58
	N	0,95	1,48	1,37	1,68	1,43

A composição de espécies em termos da sua proporção verificou-se significativamente diferente em todas as tipologias, quer durante o período diurno quer nocturno ($P \leq 0,001$). Nos *pools* pouco profundos ocorreram exclusivamente indivíduos das espécies *R. alburnoides*, *L. pyrenaicus*, *L. gibbosus* e barbos juvenis, todos com dimensão inferior a 12 cm (Quadro 5.4). De forma geral, quase todas as espécies ocorreram nas restantes tipologias de habitats, à excepção de *S. fluviatilis* que não ocorreu em *pools* e *L. gibbosus* em *riffles*. Os *pools* médios e profundos e os *runs* foram as tipologias de habitat onde se observou proporcionalmente maior abundância de *C. willkommii* e de barbos adultos. Os habitats com elevada velocidade de corrente, caracterizaram-se sobretudo pela elevada proporção de indivíduos da espécie *S. fluviatilis*, particularmente os *riffles* rápidos durante o período da noite. Em termos relativos, a composição específica variou significativamente entre o dia e a noite nas tipologias de habitat *pools* pouco profundos, *runs* e *riffles* rápidos ($P \leq 0,001$).

Quadro 5.4. Abundância média de cada espécie (CPUE médio - indivíduos por minuto) nas várias tipologias de habitat no período diurno (D) e noturno (N)

		Poolspouco profundos	Poolsmédios /profundos	Runs	Riffles lentos	Riffles rápidos
R. alburnoides	D	14,0	5,0	9,9	30,5	8,3
	N	60,0	10,2	8,3	11,0	1,0
L. pyrenaicus	D	4,0	0,6	1,1	0,9	0,4
	N	6,5	0,0	0,0	1,2	0,0
C. willkommii	D	0,0	1,7	1,8	0,1	0,4
	N	0,0	1,8	1,3	1,2	0,0
B. spp. (juvenis)	D	2,0	1,5	6,9	6,2	3,3
	N	6,5	3,3	4,0	9,0	0,7
B. steindachneri	D	0,0	0,4	0,5	0,2	0,4
	N	0,0	1,5	1,1	3,3	0,7
B. microcephalus	D	0,0	0,7	1,0	1,5	2,6
	N	0,0	2,1	0,1	4,4	0,2
B. comiza	D	0,0	0,2	0,0	0,1	0,9
	N	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0
S. fluviatilis	D	0,0	0,0	0,2	2,7	1,6
	N	0,0	0,0	0,9	3,2	3,3
L. gibbosus	D	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0
	N	9,0	0,3	0,4	0,0	0,0

No que respeita às classes de dimensão, verificou-se que os indivíduos de grandes dimensões foram proporcionalmente mais capturados durante a noite, embora esta variação apenas tenha sido significativa nos *riffles* rápidos ($P \leq 0,001$). Os *pools* pouco profundos caracterizaram-se por apresentarem um domínio de indivíduos de dimensão inferior a 6 cm, na sua maioria *R. alburnoides*. Em oposição, nos habitats com corrente elevada, i.e. *riffles*, os indivíduos mais pequenos representaram em média, apenas 20% das capturas totais. Os *riffles* e os *pools* médios e profundos foram os habitats que apresentaram proporcionalmente maior abundância de peixes com grandes dimensões, particularmente do género *Barbus*.

5.3.3. PROBABILIDADE DE USO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS PELOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS

As probabilidades de uso relativas, em função das classes de dimensão dos peixes, foram significativamente diferentes entre todas as tipologias de habitat, quer durante o período do dia como da noite ($P \leq 0,001$).

Durante a noite, registou-se uma redução da probabilidade de uso relativa em situações de elevada profundidade e elevada velocidade da corrente, em todas as classes de dimensão (Figura 5.6). Neste período, registou-se muito baixo uso de habitats com profundidade superior a 100 cm e com velocidade da corrente superior a 0,8 m/s. Relativamente à variável profundidade, o limite inferior de ocupação das classes de maior dimensão alterou-se em função do período do dia, i.e. enquanto durante o dia não se registaram capturas em habitats com profundidade inferior a 20 e 40 cm respectivamente para a classe 3 e classe 4, no período nocturno este limite baixou para o intervalo precedente.

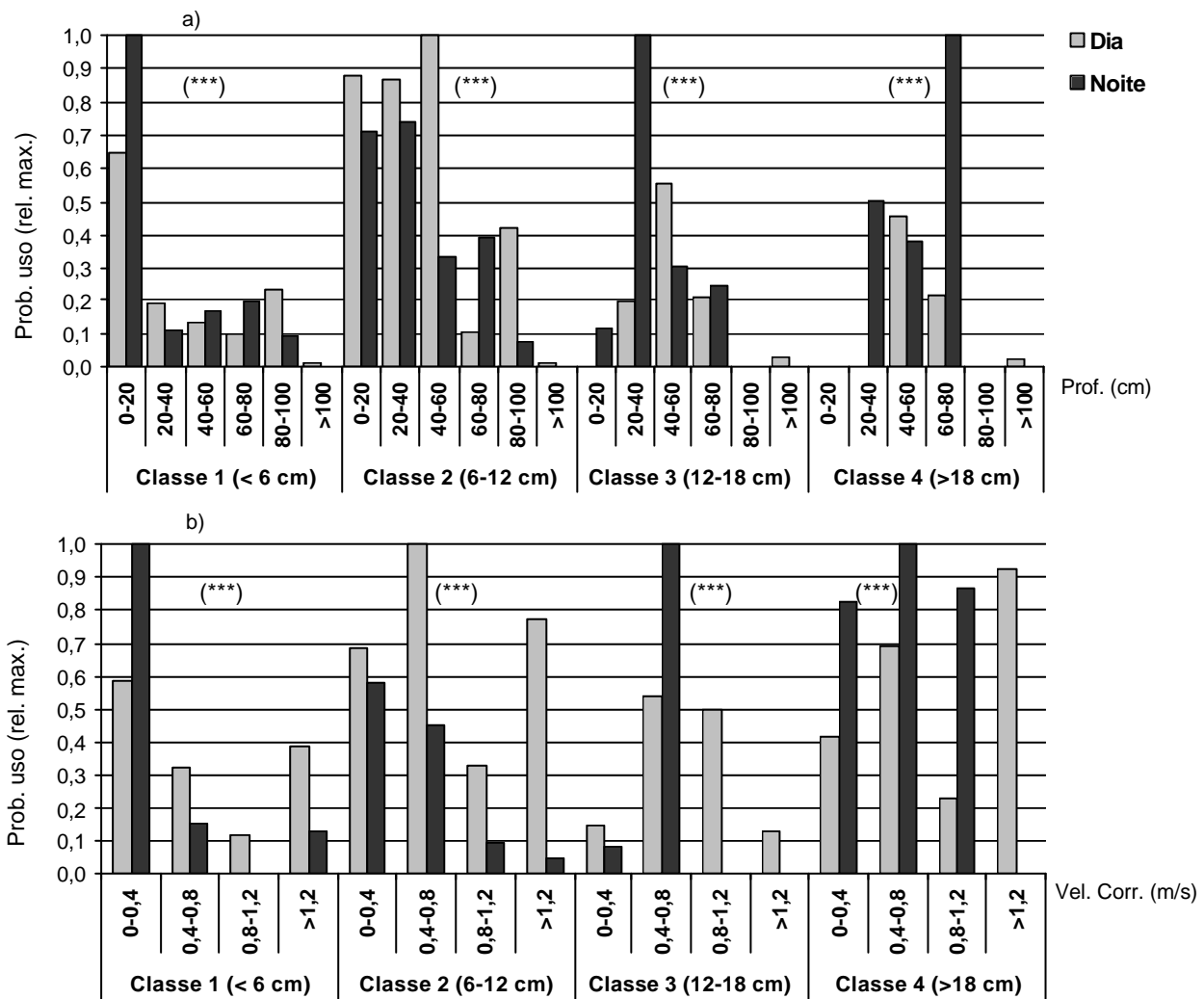


Figura 5.6. Curvas univariadas da probabilidade de uso (relativa ao máximo absoluto de cada classe) das classes de dimensão para as variáveis, a) profundidade (cm) e b) velocidade da corrente (m/s). Significância entre as proporções de uso de cada classes de dimensão entre o dia e a noite: ***- $P \leq 0,001$.

À excepção da classe 4, todas as outras classes apresentaram diferenças significativas no uso relativo dos vários níveis de cover vegetal entre o dia e a noite ($P \leq 0,001$). Os habitats

com baixa percentagem de *cover vegetal* (0-10%) apresentaram proporcionalmente maiores probabilidades de uso durante o período nocturno (Quadro 5.5). Durante a noite, as classes de menor dimensão, 1 e 2, apresentaram-se positivamente correlacionadas quer com a presença de vegetação (classe 1: $r=0,78$, $P\leq 0,001$; classe 2: $r=0,77$, $P\leq 0,001$) quer com a percentagem de *cover vegetal* (classe 1: $r=0,56$, $P\leq 0,05$; classe 2: $r=0,55$, $P\leq 0,05$). Durante o dia apenas a classe dos indivíduos com comprimento total inferior a 6 cm apresentou correlação significativa com a percentagem de *cover vegetal* dos habitats ($r=0,51$, $P\leq 0,05$).

Quadro 5.5. Probabilidades de uso (ind./min./habitat) das diferentes classes de dimensão para as variáveis turbulência, *cover vegetal*, calhaus/blocos e localização (margem/leito), no período diurno (D) e nocturno (N)

		Classe 1 (<6cm, n=288)		Classe 2 (6-12 cm, n= 519)		Classe 3 (12-18 cm, n=74)		Classe 4 (>18 cm, n= 44)	
		D	N	D	N	D	N	D	N
Turbulência	0 - ausente	9,7	14,9	15,3	14,8	0,6	0,5	0,5	1,1
	1 - fraca	1,7	0,6	18,3	3,6	3,9	6,0	1,3	2,0
	2 - moderada	6,5	0,5	16,5	5,0	1,7	1,0	0,0	1,0
	3 - forte	6,0	2,0	16,7	1,0	1,3	0,0	1,3	0,0
<i>Cover vegetal</i> (%)	0-10	4,0	1,1	17,6	4,4	2,2	2,5	0,9	1,1
	10-50	15,8	33,5	11,0	18,9	0,5	0,9	0,5	1,9
	>50	12,0	20,5	15,8	32,0	0,0	0,5	0,3	1,0
Calhaus/blocos (%)	0-10	7,3	10,6	18,1	10,1	2,2	1,5	0,8	0,9
	10-30	8,1	6,5	12,3	9,3	0,9	4,3	0,4	1,0
	>30	3,1	4,3	14,9	9,9	0,9	0,9	0,9	2,6
Localização	leito	6,7	0,8	16,9	3,4	2,9	1,7	1,0	1,0
	margem	7,0	16,4	15,8	16,3	0,4	2,5	0,5	1,5

Os peixes das classes de menor dimensão apresentaram maiores probabilidades de uso em habitats com baixa percentagem de calhaus/blocos enquanto que os peixes de maior porte se associaram a substratos com maior percentagem de calhaus/blocos com valor de refúgio. No entanto nenhuma das classes de dimensão considerada registou diferenças significativas no uso desta variável, entre o dia e a noite. O padrão de uso da variável calhaus/blocos assim com de qualquer outra variável fortemente correlacionada com as variáveis de maior peso (e.g. profundidade e velocidade da corrente), pode apresentar problemas de multicolinearidade. De facto, dado que a composição do substrato de um habitat é dependente da velocidade da corrente, este parâmetro surge directamente relacionado com a tipologia de habitat e a variação no uso da variável pode reflectir em grande medida uma variação na uso das variáveis profundidade e velocidade da corrente. Por exemplo, os indivíduos da classe 1, durante a noite apresentaram a maior probabilidade de uso relativa (>80%) em habitats com baixa percentagem de calhaus/blocos. Este padrão de uso poderá reflectir uma não selecção de grandes elementos do substrato durante o

período nocturno, mas também poderá ser o resultado indirecto, da preferência por *pools* pouco profundos que de forma geral apresentam baixa percentagem de calhaus/blocos.

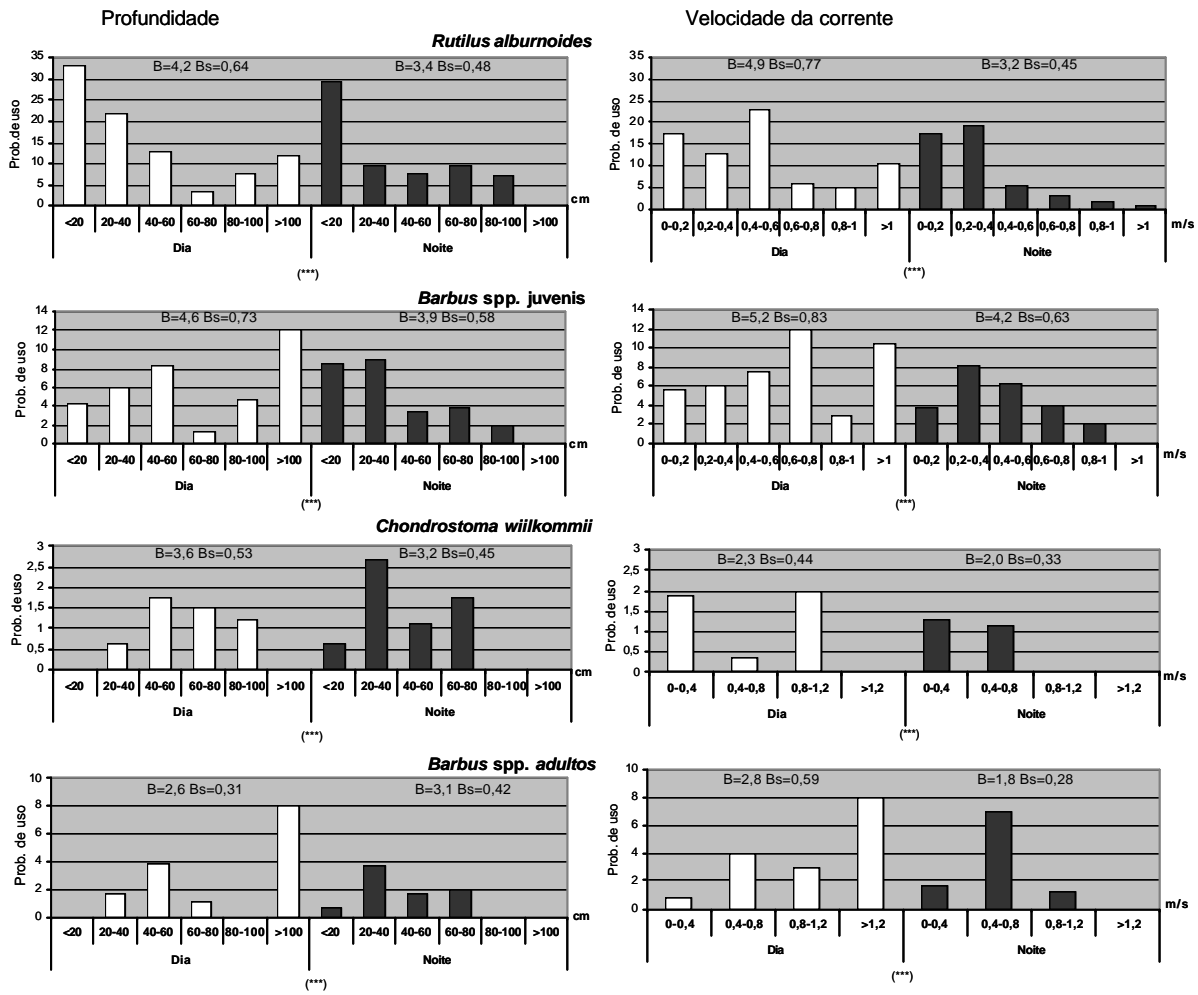
Todas as classes de dimensão apresentaram proporcionalmente maiores probabilidades de uso em habitats de margem durante a noite. No entanto, em termos relativos, o uso desta variável só se revelou significativamente diferente entre o dia e a noite para os indivíduos de menores dimensões (classe 1: $P \leq 0,001$ e classe 2: $P \leq 0,05$). Durante a noite, as classes de dimensão 1 e 2 foram menos abundantes em habitat localizados no leito do curso, tendo-se observado uma correlação negativa entre o respectivo número de indivíduos e a distância à margem (classe 1: $r = -0,67$, $P \leq 0,01$; classe 2: $r = 0,66$, $P \leq 0,01$).

As espécies *Rutilus alburnoides*, *Chondrostoma willkommii*, e *Barbus* spp. (juvenis e adultos) constituíram as espécies cujo número de indivíduos permitiu o estabelecimento de histogramas de probabilidade de uso no confronto dia vs noite. Para estas, foram avaliados os padrões de uso das variáveis profundidade, velocidade da corrente, *cover* vegetal, substrato dominante e localização – margem/leito. A caracterização do substrato prende-se com a potencial importância desta variável nos aspectos de índole biológica, ou seja mais estreitamente relacionados com as espécies e suas necessidades ao longo do ciclo de vida (e.g. alimentação, reprodução-postura) enquanto que a percentagem de calhaus/blocos, associada ao valor de abrigo, tenderá a ser uma variável mais importante em função da dimensão dos peixes, o mesmo acontecendo com a turbulência.

À excepção dos barbos, os indivíduos das outras espécies apresentaram bastante homogeneidade em termos de classes de dimensão, pelo que constituem um grupo único na análise espaço-temporal de uso do habitat. *R. alburnoides* apenas apresentou indivíduos nas classes de dimensão 1 e 2 (CT médio= $6,05 \pm 1,26$ cm; $n=476$). Embora *C. willkommii* seja uma espécie que atinge comprimentos relativamente elevados (20-30 cm), na amostra em estudo a generalidade dos indivíduos correspondem à classe de dimensão 2 (CT médio= $9,49 \pm 2,0$ cm; $n=100$). Os barbos dividiram-se em *Barbus* spp. juvenis, representados pelas classes de dimensão 1 e 2 (CT médio= $6,93 \pm 1,42$ cm; $n=188$), e *Barbus* spp. adultos (*B. Microcephalus*, *B. steindachneri*, *B. comiza*) cujos indivíduos constituíram os representantes quase exclusivos das classes de dimensão 3 e 4 (CT médio= $17,84 \pm 4,06$ cm; $n=125$). A uniformidade de comprimento dos indivíduos capturados de cada espécie fez com que esta análise seja coincidente, em muitos aspectos, com a abordagem em termos de classes de dimensão.

Relativamente às variáveis profundidade e velocidade da corrente, todas as espécies e eco-espécies (*Barbus* spp.) apresentaram diferenças significativas no respectivo padrão de uso

entre o dia e a noite (Figura 5.7). Verificou-se um acentuado decréscimo no uso de intervalos de elevada profundidade (>100 cm) e elevada velocidade corrente (>0,8 m/s) no



período nocturno. Durante a noite, todas as espécies exibiram preferência por habitats pouco profundos, dentro dos intervalos <20 cm e 20-40 cm. Verificou-se inclusive, que algumas espécies (*C. willkommii* e os barbos adultos) ocorreram em habitats com profundidade inferior a 20 cm, exclusivamente durante a noite.

Figura 5.7. Probabilidade de uso (indivíduos/minuto/habitat) diurna e nocturna das espécies *Rutilus alburnoides*, *Chondrostoma willkommii*, e *Barbus* spp (adultos e juvenis) para as variáveis profundidade (cm) e velocidade da corrente (m/s). Significância entre as proporções de uso das variáveis pelas espécies considerando o dia vs noite: ***- $P \leq 0,001$, **- $P \leq 0,01$. B= amplitude de nicho de Levins e Bs= amplitude de nicho estandardizada.

O elevado número de capturas de *R. alburnoides* e *Barbus* spp. juvenis permitiu a utilização de uma escala de gradiente mais fino na análise da probabilidade de uso da velocidade da corrente. A utilização desta escala permitiu constatar que, durante a noite, ambos os grupos

de espécies exibem preferência por habitats com velocidade de corrente média-moderada (0,2-0,4 m/s), relativamente mais baixa menor em comparação com o período do dia. Os indivíduos de *C. willkommii*, durante a noite, apresentaram proporcionalmente maiores probabilidades de uso em *pools* pouco profundos.

O padrão de uso das variáveis profundidade e velocidade da corrente foi mais homogêneo durante a noite, pois os intervalos extremos superiores destas variáveis apresentaram zero ou muito baixa probabilidade de uso por todas as espécies. Durante o dia cada espécie evidenciou uma curva de uso da profundidade e da corrente bastante distinta, e.g. *R. alburnoides* apresenta a máxima probabilidade de uso nas classes de menor profundidade enquanto nos barbos sucede exactamente o oposto. Durante a noite todas as espécies/grupos apresentaram as maiores probabilidades de uso aproximadamente dentro dos mesmos intervalos, i.e. em situações de média-baixa profundidade (20-40 cm) e corrente média-moderada (0,2-0,4 m/s), com valores um pouco mais elevados para os barbos adultos (0,4-0,8 m/s). Os valores da amplitude de nicho (Figura 5.7) mostram que de forma geral, no período da noite, todas as espécies apresentaram um comportamento menos euriécico no uso de ambas as variáveis.

Quadro 5.6. Probabilidades de uso (ind./min./habitat) das variáveis substrato, *cover* vegetal e localização (margem/leito) pelas diferentes espécies e grupos

		<i>R. alburnoides</i>		<i>Barbus spp. juvenis</i>		<i>C. willkommii</i>		<i>Barbus spp. adultos</i>	
		D	N	D	N	D	N	D	N
<i>Cover</i> vegetal (%)	0-10	13,38	1,96	6,33	2,31	1,10	0,77	2,51	3,62
	10-50	22,63	34,67	2,00	8,67	1,00	1,83	0,38	2,83
	>50	19,00	33,50	5,00	16,00	0,50	1,50	0,83	1,50
Substrato	Vasa	33,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Areia	14,33	3,75	9,17	3,50	1,00	1,00	0,67	0,00
	Cascalho	10,72	15,33	4,56	7,42	2,67	1,42	2,28	2,67
	Pedras	16,42	13,57	4,68	4,36	0,00	0,43	2,16	2,93
	Calhaus/blocos	15,67	1,00	8,50	3,00	0,00	2,50	2,00	11,00
Localização	Leito	16,39	1,56	6,61	8,5	0,80	0,56	3,71	2,69
	Margem	14,57	20,48	5,18	9	1,84	1,5	0,49	3,85

Durante o período da noite todas as espécies apresentaram maiores probabilidades de uso em habitats com elevada percentagem de *cover* vegetal. No entanto, o padrão de uso diurno e nocturno desta variável apresentou-se significativamente diferente apenas nos barbos juvenis e em *R. alburnoides*. Estas espécies, durante a noite, exibiram proporcionalmente baixa probabilidade de uso em habitats com reduzida percentagem de

cover vegetal, enquanto durante o dia se verificou uma preferência por habitats com média e elevada percentagem de vegetação aquática ($P \leq 0,001$) (Quadro 5.6).

Relativamente ao substrato, todos os grupos de espécies apresentaram diferenças no padrão de uso das várias classes granulométricas entre o dia e a noite ($P \leq 0,001$) (Quadro 5.6). *R. alburnoides* e os barbos juvenis apresentaram maior ubiquidade no uso dos vários tipos de substrato. Durante a noite registou-se, em ambos os grupos, um aumento da utilização de substratos de cascalho em detrimento quer dos mais finos quer dos mais grosseiros, os quais em conjunto representaram menos de 20% da probabilidade de uso total neste período. Em oposição, os barbos adultos, durante a noite, apresentaram uma clara preferência por substratos de maior granulometria, particularmente constituídos por calhaus/blocos, (aproximadamente 50% da probabilidade de uso total do grupo). *C. willkommii* apresentou uma preferência cascalho durante o dia, enquanto durante a noite registou também um aumento da probabilidade de uso de habitats com calhaus e blocos.

À excepção de *C. willkommii*, todos outros grupos de espécies apresentaram diferenças significativas no uso das margens e do leito do curso entre o dia e a noite (Quadro 5.6), tendo-se observado proporcionalmente maiores probabilidades de uso em habitats de margens durante a noite ($P \leq 0,05$). *C. willkommii* apresentou sempre as maiores probabilidades de uso em habitats junto às margens do curso tanto de dia como de noite.

5.3.4. PADRÃO DA ACTIVIDADE ALIMENTAR EM FUNÇÃO DA OCUPAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL

A ocupação espácio-temporal das espécies com maior número de indivíduos foi também caracterizada em função do seu comportamento trófico. A actividade alimentar foi avaliada com base nos índices de repleção e vacuidade gastrointestinal. Considerando a taxa de evacuação gástrica dos peixes e atendendo à grande variabilidade do volume dos conteúdos gástricos ao longo do dia, os índices foram calculados para 5 períodos distintos ao longo de 24 horas. Dada a amostra de conteúdos estomacais dos peixes constituir uma sub-amostra do total de indivíduos capturados de cada espécie, apenas foi possível realizar esta análise para as espécies e grupos de espécies; *R. alburnoides*, *C. willkommii*, *Barbus* spp. juvenis e *Barbus* spp. barbos adultos (*B. microcephalus*, *B. steindachneri* e *B. comiza*). O volume gastrointestinal aumentou significativamente com a intensidade luminosa tanto em *R. alburnoides* ($R^2=0,46$, $df=198$, $P=0,001$) como em *C. willkommii*, ($R^2=0,41$, $df=68$; $P=0,01$). Os volumes gastrointestinais mais baixos foram observados às 2:00 horas da madrugada (Figura 5.8). Nos barbos (adultos e juvenis) não se observou qualquer relação

estatisticamente significativa entre o período do dia e o volume dos conteúdos gastrointestinais.

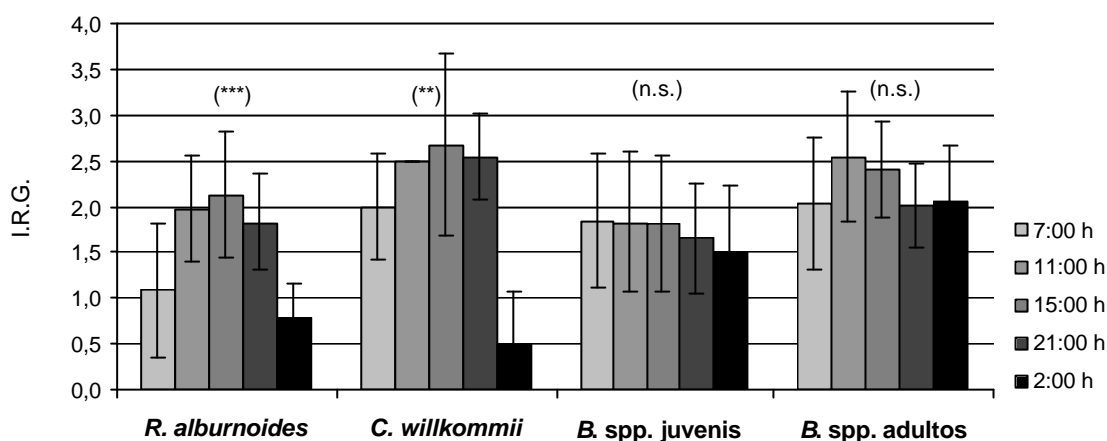


Figura 5.8. Índice de repleção gastrointestinal (I.R.G. – valores médios e desvio padrão) das espécies *Rutilus alburnoides* (n=200), *Chondrostoma willkommii* (n=70), *Barbus* spp. juvenis (n=120) e *Barbus* spp. adultos (n=80) nos diferentes períodos do ciclo circadiano. Significância entre valores médios de I.R.G. de cada período considerado: ***- $P \leq 0,001$, **- $P \leq 0,01$, n.s.- não significativo.

Todos os grupos de espécies apresentaram o maior número de conteúdos vazios no turno das 2:00 horas da madrugada (Quadro 5.9). Os indivíduos das espécies de maiores dimensões (barbos adultos e *C. willkommii* adultos) foram aqueles que apresentaram os maiores índices de repleção gastrointestinal e menor número de conteúdos vazios. Nos barbos adultos não se observou nenhum indivíduo com o aparelho gastrointestinal completamente vazio. Os indivíduos da espécie *C. willkommii* apresentaram conteúdos gastrointestinais vazios apenas no período das 2:00 horas da noite, evidenciando uma actividade alimentar claramente diurna.

Quadro 5.9. Índice de vacuidade gastrointestinal (percentagem de conteúdos vazios) das espécies nos vários períodos do ciclo diário

Hora	<i>R. alburnoides</i>	<i>C. willkommii</i>	<i>B. spp. juvenis</i>	<i>B. spp. adultos</i>
2:00	25,3	66,7	16,1	0,0
7:00	12,5	0,0	0,0	0,0
11:00	0,0	0,0	4,2	0,0

15:00	1,0	0,0	4,0	0,0
21:00	4,8	0,0	9,4	0,0

Em termos gerais nenhuma espécie ou grupo apresentou diferenças significativas nos volumes dos conteúdos gastrointestinais em função da tipologia de habitat e do turno de amostragem.

5.4. DISCUSSÃO

A generalidade das espécies e grupos de dimensão apresentaram a actividade diurna associada ao uso de habitats com maior velocidade da corrente e maior profundidade relativamente ao período nocturno, à semelhança dos resultados obtidos por outros autores (e.g. Starret, 1950; Harris et al., 1992; Harvey & Nakamoto, 1999; Baras & Nindaba, 1999).

Os indivíduos de *R. alburnoides* e os barbos juvenis foram aqueles que durante a noite apresentaram maior uso de habitats com profundidades muito baixas (*riffles* lentos e pouco profundos e *pools* pouco profundos) particularmente em zonas próximas das margens e com elevada percentagem de cobertura vegetal, os quais proporcionam boas condições de repouso e protecção para a ictiofauna de pequenas dimensões. Os habitats marginais assim como os habitats com elevada percentagem de vegetação aquática submersa apresentam grande valor de refúgio contra as elevadas correntes e contra os predadores particularmente para os peixes pequenos, incluindo as formas larvares (Mann, 1996; Copp, 1992a; Copp & Jurajda, 1993, 1999; Scheidegger & Bain, 1995; Garner, 1996; Merigoux et al., 1998; Shoup et al., 2003). Os peixes de maiores dimensões, designadamente os barbos adultos, no período nocturno apresentaram uma redução do uso de habitats com fluxo rápido e turbulento acompanhado por um aumento do uso de *runs* e *riffles* mais lentos e *pools* de profundidade média. Os indivíduos com comprimento total superior a 18 cm ocuparam habitats com baixa profundidade exclusivamente durante a noite, embora com reduzida probabilidade de uso.

A preferéncia por habitats mais lentos durante a ausência de luz poderá estar associada à fase de repouso e poupança de energia. Baras (1995) num estudo com radio-tracking verificou que durante o período de repouso, os barbos adultos (*Barbus barbus*) ocupavam zonas profundas e com reduzida velocidade de corrente, nomeadamente *pools* com vegetação ripária submersa, observando-se um aumento de actividade quando os

indivíduos ocupavam *riffles* e *runs* nos quais se alimentavam, regressando mais tarde aos mesmos habitats de descanso. Roussel & Barbonnet (1996) também observaram diferenças significativas no uso do micro-habitat de trutas adultas (*Salmo trutta*) entre o dia e a noite, tendo verificado que as posições de repouso nocturno se associavam ao fundo de *pools*, em zonas com grande heterogeneidade de habitat, na vizinhança de margens e com substratos de areia ou vasa.

O uso de habitats com corrente mais elevada durante o dia poderá estar parcialmente ligado ao seu potencial alimentar, pela quantidade de partículas de alimento que estas zonas aportam (Larimore & Garrels, 1985), não significando que os peixes as ocupem activamente por longos períodos. Considerando que o uso deste tipo de habitats acarreta elevados custos energéticos, é provável que a maior parte dos indivíduos, sobretudo os de menor porte e morfologia menos adaptada a regimes de elevado fluxo, os utilize estrategicamente acoplados a zonas adjacentes de remanso, ou a elementos que de alguma forma constituam pontos de refugio ou descanso, tal como se observou nos pontos J, L e M (Figura 5.1, Quadro 5.1). Para além da sua importância como zonas de aporte de nutrientes, os habitats com elevado fluxo e turbulência apresentam também elevado valor de *cover* contra os predadores do exterior pela protecção visual que proporcionam.

A importância das variáveis *cover* vegetal e calhaus/blocos, ambas com valor de refúgio para os peixes, aumentou durante o período nocturno. O *cover* vegetal revelou-se particularmente importante para os indivíduos de menor dimensão e por inerência para os indivíduos das espécies *R. alburnoides* e barbos juvenis. Os calhaus/blocos revelaram-se mais importantes para os peixes de maiores dimensões, designadamente em *C. willkommii* e *Barbus* spp.. Considerando que os peixes quando estão menos activos são mais facilmente capturados (Larimore & Garrels, 1985), nesta fase, o uso de habitats com grande grau de protecção é crucial na defesa contra os predadores. Vários estudos (e.g. Todd & Rabeni, 1989; Zwiemüller, 1995; Jakoer et al., 2000) apontam para a associação dos peixes a elementos com valor de abrigo durante o período de menor actividade (independentemente de ser dia ou de noite), que se podem traduzir no aumento do uso de habitats com substratos de grande granulometria e/ou com grande percentagem de *cover* vegetal, nomeadamente plantas aquáticas, raízes e troncos submersos. Por outro lado o *cover* proporcionado por estes elementos de protecção apresenta menores custos energéticos comparativamente aos utilizados sobretudo durante o dia, particularmente a turbulência.

No presente estudo a maior dispersão dos peixes entre habitats foi registada durante o dia, indiciando maior actividade durante este período. Embora não se tenham registado diferenças significativas no número médio de peixes capturados entre o dia e a noite, observou-se maior concentração de indivíduos em determinados habitats e menor amplitude de uso das variáveis profundidade e velocidade da corrente durante o período nocturno. Outros estudos (e.g. Matheney & Rabeni, 1995; Vilizzi & Copp, 2001) constataram igualmente uma relação positiva entre a dispersão dos peixes e o período de maior actividade e de alimentação.

O período de maior dispersão das espécies estudadas parece coincidir com o período de alimentação, i.e. durante as horas de luz, quando se registaram os maiores volumes gastrointestinais. Przybylsky (1996) também encontrou um padrão de alimentação diurno em juvenis e adultos do género *Rutilus*, tendo igualmente observado o número máximo de conteúdos gástricos vazios por volta das 2:00 horas da madrugada. Outras espécies de Ciprinídeos, sobretudo de pequenas dimensões, apresentam também maiores indícios de actividade durante o dia (Starret, 1950; Baras & Nindaba, 1999).

Não se tendo verificado diferenças significativas nos índices de repleção estomacal entre tipologias de habitat, nem no gradiente de variáveis como localização - margem-leito e percentagem de material vegetal, a elevada dispersão dos peixes poderá estar relacionada com a elevada mobilidade que decorre da actividade alimentar.

O ciclo de actividade dos peixes tem sido frequentemente associado à disponibilidade e tipo de alimento/presas que consomem (Grant, 1972; Mathur, 1973; Childs et al., 1998; Nowak & Quinn, 2002; Giroux et al., 2000). Enquanto que para os fítofagos, o alimento apresenta variabilidade sobretudo em termos espaciais, nos predadores a variabilidade das presas acrescenta uma variação temporal (Angradi & Griffith, 1990; Giroux et al., 2000). Nos predadores, o pico de actividade ocorre frequentemente durante o período nocturno, como resultado de estratégias alimentares face à actividade das suas presas (Grant, 1972; Neveau & Echaubart, 1975; Roussel & Barbonet, 1996; Harvey & Nakamoto, 1999; Giroux et al., 2000; Whitehead et al., 2002). O padrão de actividade circadiana dos indivíduos omnívoros, como é o caso da generalidade das espécies endémicas da bacia do Guadiana, (Ilhéu & Fernandes, dados não publicados), tenderá a manifestar-se não tanto em função dos recursos alimentares mas de outras variáveis que condicionam o uso do espaço, como as interacções bióticas, nomeadamente a predação. Os barbos (designadamente *Barbus barbus*) têm sido considerados como peixes tipicamente crepusculares (Baras & Philippart, 1989; Baras & Cherry, 1990), no entanto Baras, (1995) verificou que os juvenis de barbos

eram tendencialmente noctívagos devido à maior pressão de predação a que estavam sujeitos. Aparentemente, o padrão de actividade das espécies apresenta cambiantes regionais, de acordo com as características de cada sistema, nas quais se incluem os factores bióticos como a presença ou ausência e tipo de predadores e a experiência trófica relativa aos ritmos e disponibilidade das presas (Neveau & Echaubard, 1975; Whitehead et al., 2002).

O padrão de uso do espaço, observado neste estudo, parece corroborar a divisão do ciclo circadiano dos peixes numa fase activa, correspondente ao período de busca de alimento e outra relativamente inactiva, de repouso (Reebs, et al., 1995; Young, 1995; Matheney & Rabeni, 1995; Snedden et al., 1999) muitas vezes acoplada a períodos de menor risco relativamente aos predadores (Helfman, 1993; Valdimarsson et al., 1997). Aparentemente as espécies em estudo apresentam o período de menor actividade durante o período sem luz, o que não significa que durante a noite não haja riscos de predação.

Os riscos de predação variam em função da dimensão dos indivíduos e do padrão de actividade dos predadores. O uso de habitats mais profundos durante o dia sugere que o risco da predação terrestre pode ser importante particularmente quando há maior visibilidade, i.e. durante o dia. Os peixes de maiores dimensões durante o dia tendem a usar zonas de maior profundidade e velocidade da corrente como habitats de menor risco relativamente a predadores que atacam a partir do exterior, como aves e mamíferos. Os indivíduos mais pequenos procuram os habitats menos profundos, particularmente durante a noite, para evitarem os predadores que nadam, e.g. peixes piscívoros e cobras de água (Power, 1987; Eklöv et al., 1994), os quais são geralmente menos activos durante o período de maior intensidade luminosa (Fraser & Cerri, 1982). Por outro lado, as zonas marginais pouco profundas e com vegetação tenderão a ser menos utilizadas pelos peixes pequenos durante o dia e crepúsculo dado que são frequentemente ocupadas por predadores como patos, garças e outras aves (Britton & Moser, 1982).

O risco de predação do exterior parece ser significativamente maior para os peixes de grandes dimensões em zonas pouco profundas comparativamente com os mais pequenos ou mesmo com os grandes exemplares em habitats profundos (Harvey & Stewart, 1991). Considerando que os seus potenciais predadores são sobretudo mamíferos (e.g. lontra (*Lutra lutra*), gineta (*Genetta genetta*) e algumas aves (e.g. garças (*Ardea cinerea* e *Egretta garzetta*), (Matos & Suarez del Ser et al., dados não publicados) prevê-se que a pressão de predação seja um factor sempre presente nas estratégias de uso do espaço também nos indivíduos de maiores dimensões. Enquanto a predação de aves terrestres apresenta maior

risco durante o dia e nos períodos crepusculares, geralmente em zonas marginais e/ou pouco profundas, a lontra, constitui-se como um dos mais importantes predadores de peixe dos ecossistemas mediterrâneos (Prenda & Granado-Lorencio, 1996; Libois, 1997; Delibes et al., 2000) tanto de dia como de noite (Suarez del Ser et al., 2001).

Neste sentido a actividade e o uso do espaço das espécies piscícolas em função do ciclo circadiano, expressam claramente a importância do *cover* (profundidade, turbulência, vegetação, substrato) e das relações custo-benefício das opções de cada grupo etário ou espécie.

Período estival: estrutura e dinâmica dos agrupamentos piscícolas

6.1. INTRODUÇÃO

Durante o período de Verão, um grande número de cursos de água de ordem baixa e intermédia da bacia do Guadiana apresenta um regime de escoamento extremamente baixo sendo muito frequentemente nulo. Estes cursos temporários, durante os meses de estio apresentam grandes troços de leito seco separados por corpos de água, de dimensão variável, designados pegos estivais ou pegos.

Um sistema aquático temporário pode definir-se como aquele em que a globalidade do habitat varia em disponibilidade por um período de tempo ou numa frequência que afecta substancialmente todo o biota (Schwartz & Jenkins, 2000). Segundo esta definição a questão da disponibilidade do habitat respeita exclusivamente há presença do meio aquático propriamente dito, i.e. água, sem considerar a sua qualidade e/ou qualidade, as quais podem constituir elementos determinantes para o habitat se constituir como indisponível para um grande número de espécies, nomeadamente piscícolas. Num certo sentido, os pegos de Verão podem considerar-se como habitats temporários para a fauna piscícola onde ocorrem enormes alterações ambientais, como grandes taxas de evaporação, perda de conectividade com os habitats adjacentes, implicando dramáticas mudanças na relação entre os factores bióticos e abióticos (Magoulick, 2000). De facto, durante o período de estio, os agrupamentos piscícolas de cursos temporários de clima mediterrânico podem permanecer isoladas em pegos durante 4 a 5 meses em condições ambientais que se agravam continuamente até ao início do período de chuva.

Nestes sistemas, a estiagem representa um constrangimento determinante sendo um dos aspectos que mais fortemente individualizam os cursos de regime mediterrânico. A perturbação causada pela secagem, o agravamento das condições ambientais assim como a capacidade da ictiofauna fazer face aos constrangimentos físico-químicos determinam a composição e dinâmica dos agrupamentos piscícolas (Capone & Kushlan, 1991; Taylor,

1997; Magoulick, 2000; Schwartz & Jenkins, 2000; Magalhães, 2002b; Matthews & Marsh-Matthews, 2003). As alterações abióticas e as estratégias de sobrevivência a extremas condições ambientais pressupõem que as espécies endémicas tenham passado pelo “filtro da evolução” explicando adaptações no ciclo de vida e/ou tolerância fisiológica (Soule, 1993; Poff, 1997).

Os agrupamentos piscícolas, em termos de composição específica, são estruturados por factores bióticos e abióticos. Relativamente aos primeiros destacam-se a competição (e.g. Page & Schemske, 1978; Grossman et al., 1982; Ross et al., 1985; Ross, 1986), a predação (e.g. Cerri & Fraser, 1983; Werner et al., 1983b; Power, 1984, 1987; Moyle & Vondracek, 1985; Fraser et al., 1995) e as adaptações morfológicas (e.g. Gatz, 1979a,b; 1981; Welcomme, 1985). Quanto aos factores abióticos, destacam-se a diversidade de habitat, disponibilidade espacial e permanência do meio (e.g. Gorman & Karr, 1978, Capone & Kushlan, 1991; Matthews et al., 1994), gradientes físico-químicos (e.g. Kushlan, 1976; Matthews & Styron, 1981; Tonn & Magnuson, 1982; Rahel, 1984), regime de escoamento e morfologia dos cursos (e.g. Harrell, 1978; Schlosser, 1985).

Em ambientes sujeitos grande variabilidade, incluindo rios, os factores físicos aparentam ser particularmente importantes na estruturação dos agrupamentos piscícolas, (Harrell, 1978, Matthews & Styron, 1981) e lagos (Tonn & Magnuson, 1982). Aparentemente em cursos de água instáveis, os factores abióticos determinam a sobrevivência e estrutura dos agrupamentos em função do sucesso reprodutivo e das taxas de recolonização – “hipótese estocástica” (ver Schlosser, 1982, 1985, 1987) enquanto que as interações bióticas parecem ser mais importantes em ambientes estáveis – “hipótese determinista” (ver Grossman et al., 1982; Schlosser, 1982; Moyle & Vondracek, 1985; Ross et al., 1985).

Nos cursos de ordem baixa e média, as variações físicas temporais podem ser substanciais condicionando ambos os factores abióticos e bióticos locais, ou constituírem-se como directamente determinantes no controlo das comunidades. Os factores abióticos podem limitar directamente a ictiofauna através de condições físicas adversas, com implicações na extinção dos efectivos ou induzindo a respostas sazonais como a imigração. Os pegos estivais, particularmente os de maior instabilidade ambiental e baixa persistência, apresentam características que propiciam a vulnerabilidade dos seus ocupantes à extinção, quer pela pressão de predação quer por morte desencadeada pela das condições ambientais críticas (e.g. elevadas taxas de evaporação, sob e sobre-saturação do oxigénio dissolvido e elevadas temperaturas).

Neste contexto, os agrupamentos piscícolas dos pegos estivais tenderão a estruturar-se em função quer de factores bióticos quer abióticos, nomeadamente dimensão e persistência do habitat e instante no tempo em que o mesmo se individualiza. Com o prolongamento do estio perspectiva-se a intensificação de ambos os factores, quer dentro do sistema aquático quer na sua relação com o sistema terrestre.

Embora se considere que os efeitos do estio prolongado têm implicações determinantes na estrutura e dinâmica das populações piscícolas, particularmente por conduzirem directamente à mortalidade, a literatura específica publicada é relativamente escassa (James, 1934; Bailey, 1955; Tramer, 1977; Matthews et al., 1982). Nestes sistemas os processos de predação/necrofagia dificultam a observação de cadáveres e avaliação da mortalidade no meio natural. A maior parte da informação disponível, sobre os limites de tolerância e mortalidade piscícola em condições extremas, provêm sobretudo de estudos sobre eco-fisiologia realizados em condições experimentais (e.g. Lowe et al., 1967; Schmidt-Nielsen, 1975; Cech et al., 1990; Jobling, 1994).

Assim e no sentido de contribuir para o conhecimento da estrutura e dinâmica dos agrupamentos piscícolas durante o período de estio, o primeiro objectivo deste trabalho consistiu em: (i) avaliar a variação das características dos pegos estivais e sectores da rede hídrica e identificar padrões nos agrupamentos piscícolas; (ii) avaliar de que forma os factores ambientais se relacionam com a estrutura dos agrupamentos piscícolas e como evoluem ambos ao longo do período estival. O segundo objectivo consistiu na determinação das causas e padrão de mortalidade piscícola em consequência do processo de estiagem.

6.2. ÁREA DE ESTUDO

A amostragem decorreu na bacia do rio Degebe visto ser uma das mais representativas da fauna endémica da rede hídrica do rio Guadiana quer pela sua riqueza e diversidade piscícola quer pela sua dimensão e carácter temporário do regime hidrológico, típico de tantos cursos de água do sul de Portugal.

O rio Degebe é o principal afluente da margem direita do rio Guadiana em território português. A bacia hidrográfica, de 1527 km², encontra-se localizada entre 38°13' e 38°46' de latitude Norte e 7°29' e 7°46' de longitude Oeste, sendo a segunda maior bacia afluente do rio Guadiana em Portugal. O rio Degebe nasce a 325 m de altitude, próximo de Évora e desagua a uma altitude média de 75 m (porto de Évora) no rio Guadiana, perto da povoação

de Alqueva, percorrendo uma distância de 79 km no sentido NO-SE. O desnível entre a nascente e a foz é de 250 m o que lhe confere um declive médio de 0,3%.

Na bacia do rio Degebe, para além da existência de pequenas albufeiras com destino à rega, foram edificadas duas barragens de maiores dimensões: a albufeira de Monte Novo, localizada no rio Degebe que serve para o abastecimento público da cidade de Évora; e a albufeira da Vigia, situada na ribeira de Vale de Vasco, afluente da ribeira do Pardiela, o principal afluente do rio Degebe.

A bacia do rio Degebe apresenta um clima mediterrânico com uma precipitação média anual dos últimos 30 anos entre 548 e 647 mm. As temperaturas médias mais elevadas ocorrem nos meses de Julho e Agosto e as mais baixas em Janeiro. A amplitude térmica anual atinge valores entre os 13,8 e 16,3°C (IM, 2000). A bacia geológica apresenta baixa permeabilidade e o escoamento é altamente dependente da precipitação, 80% da qual se concentra entre Outubro e Março (Loureiro et al., 1986). Durante o período de Verão o caudal apresenta-se muito reduzido ou nulo e a temperatura do ar pode atingir valores acima de 40°C durante vários dias registando-se elevadas taxas de evaporação. Durante o período de estiagem, geralmente de Junho a Setembro (Morais, 1995), os cursos apresentam grandes troços de leito seco com pegos isolados e de dimensão variável, de cuja persistência depende a vida aquática. É nestas condições ambientais, muitas vezes extremas, que as populações piscícolas passam cerca de 4 a 5 meses até ao início do período de chuva.

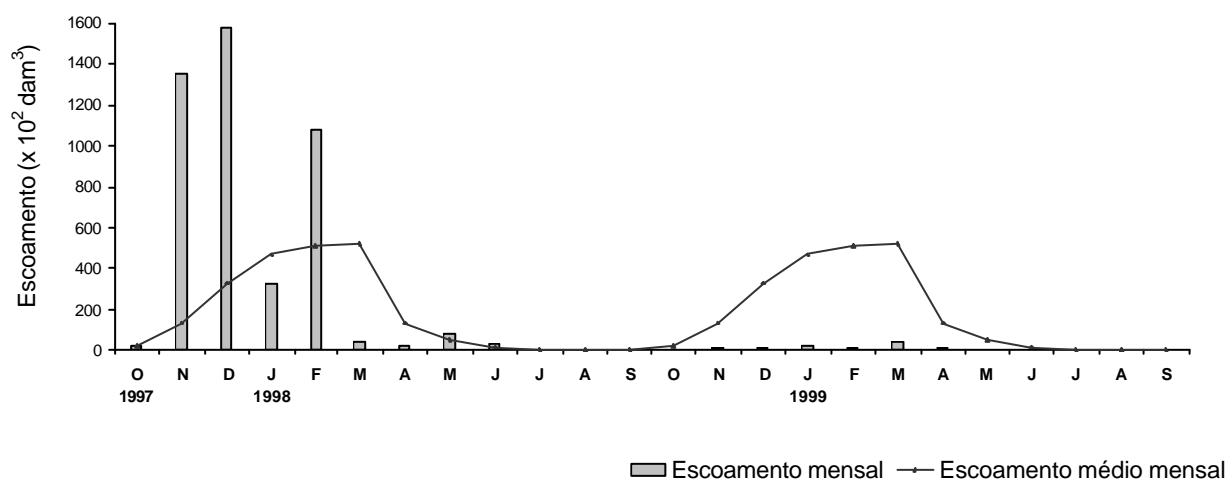


Figura 6.1. Escoamento mensal de 1997/98 e 1998/99 e escoamento médio mensal do rio Degebe (estação hidrométrica da Amieira).

Com base no método de Gausson, considerando a precipitação e a temperatura, o período seco de 1998 ocorreu de Julho a Outubro, durante o qual a maioria dos cursos da bacia hidrográfica do rio Degebe apresentou caudal zero. No final do ano hidrológico de 1997/1998 e início de 1998/1999 registou-se muito baixa precipitação o que fez com o escoamento mensal fosse bastante abaixo da média (Figura 6.1). Esta situação conduziu a que grande parte de troços de cabeceira não apresentasse conectividade longitudinal durante o Outono pelo que o sistema aquático permaneceu confinado a pegos isolados durante um período anormalmente longo.

6.3. MÉTODOS

6.3.1. PADRÃO DE OCUPAÇÃO ESPACIAL E EVOLUÇÃO DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS

A amostragem decorreu de Julho a Novembro de 1998. Entre Julho e Setembro, até ao início das primeiras chuvas, foram amostrados 128 pegos num total de 11 troços desde a ordem 1 à ordem 4. A selecção das estações de amostragem tendeu a abranger a máxima heterogeneidade de cursos da bacia do rio Degebe e incluiu troços do rio principal a montante e a jusante da Albufeira de Monte-Novo assim como dos seus principais tributários, designadamente as ribeiras de Pardiela, Freixo, Pecena e Amieira (Figura 6.2). Cada troço, com aproximadamente 500 m, foi caracterizado em termos de ordem de curso, largura do leito menor, percentagem de ensombramento das árvores do corredor ripícola (canópia), distância à nascente e distancia à foz do próprio curso, distancia ao Guadiana e diversidade de habitats aquáticos. Estes elementos são ao longo deste capítulo, designados de variáveis regionais. A diversidade de habitats no troço foi estimada com base no número e heterogeneidade de pegos em termos do seu volume, tendo-se para tal definido quatro tipologias de pegos (Quadro 6.1).

Quadro 6.1. Tipologias de pegos de acordo com o parâmetro volume

Tipologia	Volume
1	$\leq 1 \text{ m}^3$
2	1 - 5 m^3
3	5 - 40 m^3
4	$\geq 40 \text{ m}^3$

O valor da diversidade de habitats por troço foi calculado de acordo com o índice de *Shannon-Wiener* (H):

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

em que S = número de espécies/tipologias e p_i = frequência relativa da espécie/tipologia de ordem i .

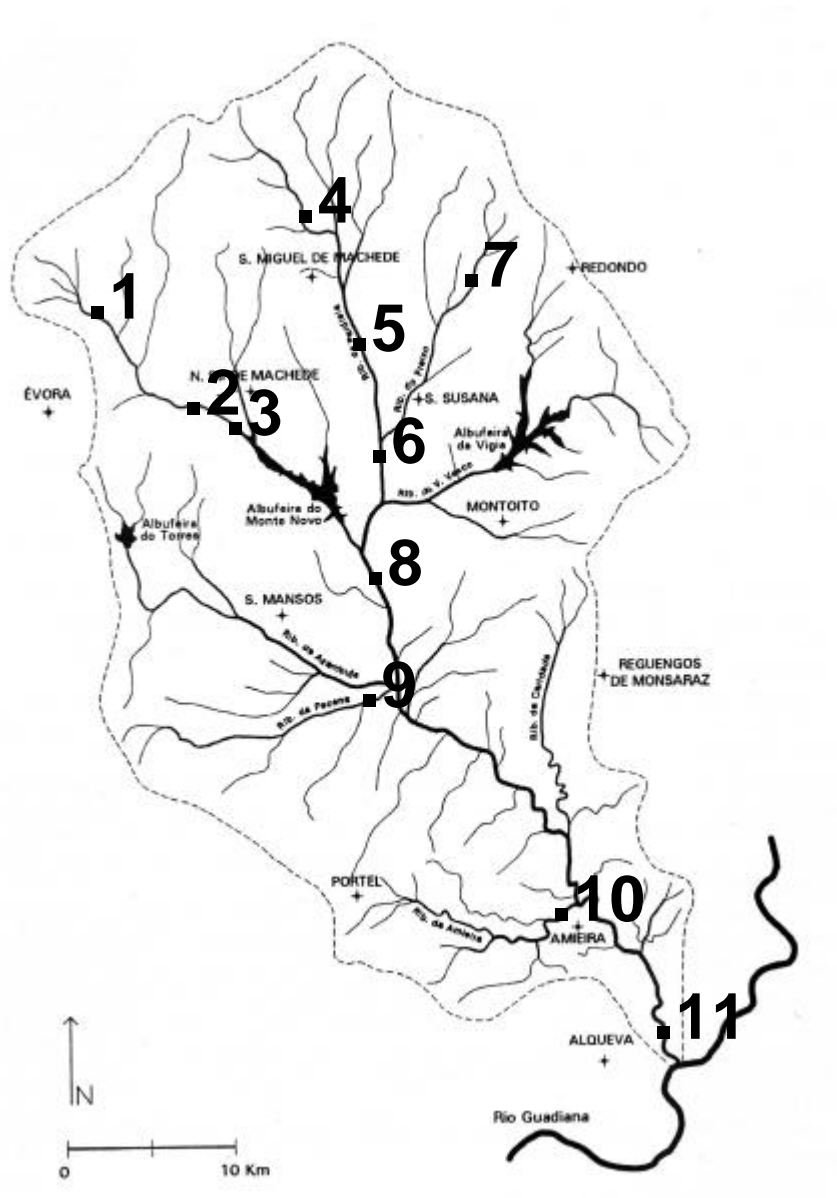


Figura 6.2. Bacia hidrográfica do rio Degebe com localização das estações de amostragem.

Cerca de 58 pegos foram seguidos em dois períodos de amostragem até ao primeiro registo de pluviosidade (Outubro). Destes, cerca de 19 pegos, que se mantiveram isolados e que

persistiram sem nunca terem secado (exclusivamente em troços de ordem 1,2 e 3) foram amostrados no final de Outubro - início de Novembro, tendo este conjunto sido sujeito a três operações de amostragem ao longo do período de estudo (T0, T1 e T2).

Todos os pegos foram caracterizados em termos morfométricos, quanto a área (m^2), profundidade média e máxima (cm) e volume (m^3). Em cada pego o substrato foi avaliado visualmente com base em 6 classes, adaptadas da escala de Attenmberg: 1 - areia fina e laje plana, 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm, 3 - gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm, 4 - pedras de 50 a 150mm, 5 - calhaus de 150 a 500mm, 6 - blocos maiores que 500mm, tendo-se utilizado nalgumas análises dois parâmetros granulométricos: substrato dominante e proporção da fracção superior a 150 mm (blocos/refugio). Foi ainda atribuído um valor percentual de *cover* vegetal., i.e. cobertura de vegetação aquática (macrófitas e algas filamentosas). Esta avaliação não só quantifica a abundância destes itens, como também avalia a disponibilidade de habitat e refúgio para os peixes. A caracterização físico-química dos pegos foi efectuada com base na temperatura ($^{\circ}C$), oxigénio dissolvido -OD (mg/L), pH, condutividade ($\mu S/cm$) e seston (sólidos totais em suspensão – mg/L) tendo todos os parâmetros sido medidos *in situ*, à excepção do último. Em cada pego foram colhidas amostras de água para quantificar a biomassa fitoplanctónica (concentração de clorofila \underline{a} – $\mu g/L$), assim como a concentração em fósforo total, fosfatos e nitratos. Para a determinação da concentração de clorofila \underline{a} ($\mu g/L$) a água recolhida foi filtrada em laboratório no próprio dia da colheita, tendo-se utilizado o método espectrofotométrico com a equação de Lorenzen (1967). O fósforo total dissolvido, fosfatos e nitratos foram determinados de acordo com os Métodos Standard (APHA, 1998). Todos os parâmetros acima mencionados e medidos em cada pego foram designados de variáveis locais.

As capturas de peixe foram realizadas com aparelho de pesca eléctrica portátil (bateria de 12 V, 80 impulsos/s, 10kW/impulso, 400 - 800 V AC). As colheitas foram efectuadas após um pequeno período de imobilidade dos operadores na zona de colheita, inserindo repentinamente o ânodo na água com a corrente já ligada de modo a produzir um efeito de surpresa. Sempre que possível os operadores encontravam-se fora de água, na margem ou sobre rochas. Tendo em conta que este método se torna menos eficiente nos pegos maiores e em profundidades superiores a 120 cm, nessas situações utilizaram-se redes de malha fina (tresmalhos e emalhos) para individualizar sectores que eram então amostrados com pesca eléctrica. Todas as capturas foram standardizadas em unidades de esforço (CPUE) para 1 minuto, tendo-se repetido pelo menos 3 operações de colheita de forma a estimar a eficiência da pesca. Todos os exemplares capturados foram identificados até à espécie e medidos (comprimento total). Em cada pego foi calculada a diversidade específica tendo

sido utilizada a fórmula desenvolvida por *Shannon-Wiener* (H) e a dominância expressa pelo somatório da frequência relativa das duas espécies mais abundantes.

Os indivíduos do género *Barbus* com comprimento total inferior a 12 cm (juvenis), foram agrupados e designados *Barbus spp.* juvenis, devido à dificuldade e grau de incerteza da sua identificação.

Em análises de conjunto as espécies capturadas foram agrupadas em indígenas de pequena-média dimensão (Ind.P-MD), indígenas de médio-grande dimensão ou reófilas (Ind. M-GD) migradoras e exóticas da seguinte forma:

- Indígenas de Pequena-Média Dimensão: *Rutilus alburnoides* (R.a); *Leuciscus pyrenaicus* (L.p); *Chondrostoma lemmingii* (C.l); *Anaocypris hispanica* (A.h); *Cobitis paludica* (C.p).

- Indígenas de Média-Grande Dimensão - REÓFILAS MIGRADORAS: *Chondrostoma willkommii* (C.w); *Barbus microcephalus* (B.m); *Barbus steindachneri* (B.st); *Barbus comiza* (B.c).

- Exóticas: *Lepomis gibbosus* (L.g); *Micropterus salmoides* (M.s); *Cichlasoma facetum* (C.f); *Cyprinus carpio* (C.c); *Carassius auratus* (C.a).

Em várias análises, os indivíduos capturados foram agrupados em 5 classes de dimensão. A variação do nicho ontogénico e a predação são grandemente afectados pela dimensão dos peixes (Werner & Gillian, 1984) pelo que quer a espécie quer a dimensão do indivíduo são ambas variáveis importantes na explicação da estrutura da comunidade. As cinco classes de dimensão (Quadro 6.2) estabeleceram-se com base no comprimento total dos indivíduos em cm e tiveram em consideração quer a composição específica quer o recrutamento dos novos indivíduos.

A primeira classe de dimensão (< 3 cm) caracterizara os indivíduos nascidos durante a Primavera e início do Verão do ano em estudo ("Young Of the Year" – YOY). A classe 2 representa os juvenis em geral e adultos de algumas espécies de pequena dimensão, tais como *Rutilus alburnoides*, *Chondrostoma lemmingii*, *Cobitis paludica* e *Lepomis gibbosus*. A classe 3 integra adultos de quase todas as espécies de pequeno e média dimensão assim como os juvenis das espécies de maior porte do género *Barbus* e espécies como *Cyprinus carpio* e *Chondrostoma willkommii*. Os indivíduos com comprimento entre 15 e 25 cm são na generalidade adultos das espécies que atingem estas dimensões (*Chondrostoma willkommii*, *Micropterus salmoides*, *Leuciscus pyrenaicus*, *Cyprinus carpio* e o género *Barbus*). A classe de dimensão 5, distingue os indivíduos de grandes dimensões dos

restantes, por serem aqueles que são provavelmente mais exigentes em termos de disponibilidade de água.

Quadro 6.2. Classes de dimensão dos peixes em função do seu comprimento total

Classe de dimensão	Comprimento total (cm)
1	< 3
2	3 - 8
3	8 - 15
4	15 - 25
5	≥ 25

6.3.2. MORTALIDADE PISCÍCOLA

No final de Agosto, início de Setembro, alguns pegos da ribeira do Pardiela foram monitorizados diariamente, acompanhando o processo de perda de volume, no sentido de se caracterizar a mortalidade piscícola estival. Com base na ocorrência de cadáveres, seleccionou-se um troço de 50 m de comprimento por 30 m de largura, onde foram seguidos 8 pegos até à sua completa secagem. Os pegos foram cobertos com rede de galinheiro com malha de 50x50 mm para evitar a predação/remoção dos cadáveres por mamíferos e aves. Todos os lagostins observados nas margens e interior dos pegos foram removidos para evitar a possibilidade predação dos peixes, particularmente dos cadáveres. Os ciclos de monitorização foram estabelecidos em três períodos; 14:00-15:00 horas (pico do calor), 20:00 horas (final da tarde), 6:00-7:00 horas (madrugada). De forma a dar detalhe ao padrão de mortalidade, alguns pegos, foram também monitorizados em ciclos de 24 horas com intervalos de duas horas. Em cada período de amostragem, para além do número de peixes mortos registou-se também a temperatura da água, a concentração de oxigénio dissolvido, o pH e a profundidade média de cada pego. Todos os cadáveres foram medidos e identificados até à espécie. Cada pego foi ainda caracterizado quanto ao volume e área inicial, substrato dominante, percentagem de blocos/refugio, percentagem de *cover* vegetal (dado pela cobertura de vegetação aquática), grau e período de ensombramento, biomassa fitoplantónica (expressa em função da concentração de clorofila *a*) e condutividade.

ANÁLISE DE DADOS

A análise multivariada consiste numa ferramenta útil para agrupar resultados, quando as matrizes de origem são muito extensas (Sokal & Rohlf, 1995). Tendo em conta a dimensão e estrutura dos dados recolhidos, estes foram submetidos a uma Análise de Correspondência Canónica (ACC), a qual foi especificamente desenvolvida para relacionar dados de matrizes multivariadas em ecologia e cuja função consistiu na sumarização dos dados (Ter Braak, 1994; Ter Braak & Prentice, 1988; Ter Braak & Verdonschot, 1995). A utilização de um modelo não linear como a ACC verificou-se o mais apropriado de acordo com o comprimento do gradiente na DCA (Ter Braak & Smilauer, 1998).

Foi utilizado o programa CANOCO, bastante eficiente para a ordenação de dados dispersos (séries de dados com mais zeros do que dados não nulos) (Ter Braak & Smilauer, 1998). Como resultante da análise apresenta-se um gráfico onde se representam as variáveis ambientais como vectores e as espécies como pontos (Ter Braak, 1990). Os vectores são tanto maiores quanto o peso da variável e as espécies são orientadas no espaço consoante a sua correlação com as variáveis ambientais (Ter Braak, 1994; Ter Braak & Prentice, 1988; Ter Braak & Verdonschot, 1995).

Por forma a minimizar o efeito de concentração e consequente diferença da eficiência de pesca entre pegos de pequenas e grandes dimensões, a abundância de cada espécie foi convertida em abundância relativa, i.e. percentagem (relativa ao total de capturas em cada pego) tendo sido transformadas usando a função $\arcsin(\sqrt{x})$. As espécies com frequência de ocorrência inferior a 5% foram eliminadas desta análise. Relativamente às variáveis ambientais, as variáveis oxigénio dissolvido, pH, temperatura, substrato, sólidos totais em suspensão, nitratos, fosfatos, e diversidade de habitats à escala do troço foram transformadas com Raiz Quadrada $(x+1)$. As restantes variáveis foram submetidas ao $\log_{10}(x+1)$, à excepção da percentagem de *cover* e de canópia nas quais se utilizou a função $\arcsin(\sqrt{x})$.

As variáveis ambientais com melhor resposta (e seleccionadas na análise) foram identificadas por "Forward Selection", a qual está disponível na versão 4.0 do CANOCO. Para testar a significância dos eixos utilizou-se um teste de permutações de Monte Carlo, com 999 permutações, tendo-se fixado o nível de significância a 0,05 (Ter Braak, 1990; Verdonschot & Ter Braak, 1994; Ter Braak & Verdonschot, 1995; Ter Braak & Smilauer, 1998).

Através da matriz de resultados fornecida pelo programa CANOCO 4.0, determinaram-se os coeficientes de correlação entre várias variáveis ambientais e o 1º e 2º eixo da ordenação. Com base nos dos coeficientes canónicos determinou-se a significância das correlações (Ter Braak & Smilauer, 1998). A variação total de espécies na matriz de dados foi partida em 4 componentes (Ter Braak, 1990; Borcard et al., 1992; Rodriguez & Magnan, 1995): (i) variáveis regionais de caracterização do troço seleccionadas (obtidas na ACC pela relação entre a composição específica e as variáveis que caracterizam morfologicamente os pegos, e.g. profundidade, área); (ii) variáveis abióticas seleccionadas (obtidas na ACC pela relação entre a composição específica e as variáveis físicas e químicas, e.g. OD, fósforo, volume); (iii) variáveis regionais sem influência das variáveis abióticas (usando a ACC parcial) (Ter Braak, 1987, 1988); (iv) variáveis abióticas sem influência das variáveis regionais (usando a ACC parcial). A variação de cada componente foi obtida através do quociente entre os valores próprios canónicos de cada ACC (ou ACC parciais) e a inércia total, i.e. a soma de todos os valores próprios da análise de correspondência da matriz de espécies piscícolas. A variância pura de cada grupo de variáveis foi calculada através das ACC parciais, pela remoção da influencia de todos os outros grupos de variáveis, i.e. a variância pura das variáveis regionais pela componente (iii) e a variância pura das abióticas pela componente (iv). A variação total explicada resultou do somatório das componentes (i) e (iv) ou (ii) e (iii) enquanto a variância partilhada por ambos os grupos de variáveis foi calculada pela diferença entre a componente (iii) e (i) ou (ii) e (iv).

O output da ordenação (coordenadas das estações/pegos nos eixos) foi submetido a uma classificação não hierárquica, Kmeans (Legendre, 1999) com o objectivo de se obterem tipologias-grupos de pegos. Este método consiste na formação (predeterminada) de grupos de objectos (*clusters*). Os grupos devem ser internamente homogéneos e diferentes entre si. Todos os grupos estão ao mesmo nível não havendo hierarquias. O procedimento inicia-se com a definição dos grupos a formar e depois os objectos interagem por forma a minimizar a variabilidade dentro dos clusters e maximizá-la entre eles (Legendre & Legendre, 1998). Quando os clusters são diferentes, a ANOVA para uma dada variável mostra resultados significativos, pelo que este procedimento pode ser visto como a forma de se obterem grupos com os resultados da ANOVA mais significativos para a generalidade das variáveis. Esta análise foi realizada com o programa K-means (Legendre, 1999).

Por forma a testar a fidelidade e especificidade das espécies e grupos de classes de dimensão às várias tipologias de pegos obtidas pela classificação, utilizou-se índice IndVal (Dufrene & Legendre, 1997) com o programa IndVal 2.0. Este método identifica espécies indicadoras de tipologias de amostras, combinando a abundância relativa das espécies com

a sua frequência de ocorrência nos vários grupos ou tipologias. As espécies indicadoras são definidas como as espécies mais características de um determinado grupo e ocorrem na maioria das amostras que compõem o grupo. O índice atinge o valor máximo (100%) quando todos os indivíduos de uma dada espécie se encontram exclusivamente num só grupo e quando a espécie ocorre em todas as amostras desse mesmo grupo (Dufrene & Legendre, 1997).

As relações entre variáveis foram testadas tendo-se utilizado regressões múltiplas ou simples (Sokal & Rohlf, 1995), com o auxílio do programa STATGRAPHICS 7.0. A distribuição das ocorrências entre grupos de dados foram testadas com o teste χ^2 (Sokal & Rohlf, 1995), no programa STATISTICA 5.0. As diferenças entre grupos com proporções foram testadas com recurso ao Teste G, segundo o método descrito por Sokal & Rohlf (1995) e ao Teste z (Daniel, 1987). Foram também testadas diferenças entre conjuntos de dados não paramétricos através de testes de Mann-Whitney e Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995), com o programa SPSS 9.0.

Por forma a relacionar a mortalidade piscícola com as diferentes variáveis ambientais medidas no campo foram efectuadas regressões sequenciais utilizando o método ascendente (SOKAL & ROHLF, 1995) com o auxílio do programa STATGRAPHICS 7.0. Este método permite seleccionar o modelo que melhor explica a variação dos dados dependentes (SOKAL & ROHLF, 1995). A relação entre a taxa de mortalidade piscícola e as variáveis ambientais, temperatura e oxigénio dissolvido, foi representada em gráfico bivariado com o programa SURFER 7.0.

6.4. PADRÃO DE OCUPAÇÃO ESPACIAL DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS E DETERMINANTES AMBIENTAIS

6.4.1. RESULTADOS

6.4.1.1. CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS

O troço de amostragem mais a montante distou cerca de 3 km da nascente do rio Degebe enquanto o mais próximo da foz se localizou a cerca de 4 km do rio Guadiana.

A percentagem de leito seco foi significativamente ($P \leq 0,05$) maior nos troços de cabeceira, i.e. ordens de curso 1 e 2 ($93,5\% \pm 6,5$) relativamente aos troços a jusante ($76,9\% \pm 17,8$).

Nos troços de cabeceira observou-se uma forte relação entre a área seca e o declive (Área seca (%) = 550 x Declive (°) ; $R^2=0,92$, $df=9$, $P=0,0001$).

Os troços amostrados e respectivos pegos apresentaram alguma variabilidade ambiental (Quadro 6.3). A generalidade dos troços apresentou reduzido ensombramento da galeria ripícola, à excepção de 3, cuja canópia variou entre 50 e 70%. A diversidade de habitats aquáticos, dado pelo número e heterogeneidade na dimensão dos pegos foi relativamente elevada, i.e. a generalidade dos troços apresentou um número razoável de pegos de diferentes classes de volume. O volume dos pegos amostrados variou entre 0,01 e 938 m³, mas 17,3% apresentou um volume inferior a 1 m³.

Quadro 6.3. Valores da média, desvio padrão (DP), mínimo (Min.) e máximo (Max.) das variáveis ambientais nos troços (n=11) e pegos estudados (n=128)

	Média	DP	Min.-Max.
Variáveis abióticas regionais/Troço			
Distância à Nascente (km)	25,6	21,9	3,0 - 69,0
Distância à Foz (km)	25,0	21,4	0,2 - 61,0
Distância ao Guadiana (km)	42,5	20,5	4,0 - 65,0
Diversidade de habitat (Shannon Index)	1,1	0,3	0,6 - 1,3
Largura do leito (m)	14,73	7,76	3,0 - 30,0
Canópia (%)	18,7	22,7	0 - 70,0
Ordem de curso	2,5	1,2	1,0 - 4,0
Variáveis abióticas locais/Pego			
Temperatura da água (7:00 h) (°C)	20,5	1,8	16,0 - 26,2
Oxigénio dissolvido (7:00 h) (mg/L)	3,2	1,5	0,1 - 7,6
pH (7:00 h)	7,4	0,7	5,7 - 9,9
Conductividade (µS/cm)	791,6	416,6	141,6 - 2650
Fosfatos (mg/L)	0,1	0,1	0 - 0,96
Fósforo total (mg/L)	0,3	0,3	0 - 0,97
Nitratos (mg/L)	0,4	0,6	0 - 4,6
Sólidos totais em suspensão (mg/L)	38,8	53,4	4,8 - 484
Cover vegetal (%)	27,0	29,1	0 - 100
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	20,9	24,5	0 - 163,1
Substrato dominante (1-6)	2,2	0,9	1,0 - 6,0
Blocos/refugio (%)	13,3	23,2	0 - 100
Profundidade média (cm)	27,9	20,8	2,5 - 150
Profundidade máxima (cm)	52,5	44,3	3,0 - 250
Área (m ²)	129,8	246,2	0,2 - 1875
Volume (m ³)	58,5	132,2	0,01 - 937,5

Os parâmetros temperatura, oxigénio dissolvido e pH apresentaram grande variação ao longo do dia, pelo que para possibilitar a comparação entre pegos as leituras foram standardizadas para as 7:00 horas da manhã, com base em dados obtidos em ciclos de monitorização de 24 horas por tipologia de pego. Os menores valores de OD registados de

madrugada (7:00 horas) ocorreram em pegos com baixo volume, inferior a 1 m³ (Quadro 6.4), dos quais cerca de 70% apresentou valores inferiores a 3 mg/L. Os pegos de maior volume apresentaram, no geral, concentrações de OD mais elevadas, particularmente os de volume superior ou igual a 40 m³. Durante o período de maior insolação e máxima actividade fotossintética (12:00-16:00 horas), os pegos de menor volume (<1 m³) também apresentaram em média, concentrações de OD mais elevadas, tendo cerca de 43% destes pegos apresentado valores superiores a 14 mg/L (Quadro 6.4). É de salientar que em alguns dos pegos com baixo e médio volume se registaram amplitudes diárias de 15 mg/L de oxigénio dissolvido. Nos pegos de menor volume foram também observados os maiores valores de pH (entre 10 e 11), entre as 12:00 e 16:00 horas. Os pegos com menor volume apresentaram em termos médios, temperaturas máximas significativamente superiores ($P \leq 0,01$) às registadas nos pegos de dimensões superiores a 1 m³. As maiores amplitudes térmicas (15 - 35°C) também se observaram nos pegos mais pequenos, como resultado do marcado arrefecimento nocturno atmosférico e da baixa inércia térmica dos pequenos volumes de água.

Quadro 6.4. Valores médios e desvio padrão ($M \pm DP$) de oxigénio dissolvido (OD), temperatura e percentagem de pegos com OD superior a 14 mg/L nas diferentes classes de volume, nos períodos considerados

Volume (m ³)	OD (mg/L)		Temperatura (°C)	Pegos com OD > 14 mg/L (%)
	7:00 h	12:00 - 16:00 h	12:00 - 16:00 h	12:00 - 16:00 h
≤ 1	2,6 (± 1,2)	11,67 (± 6,27)	30,86 (± 2,75)	43,0
1-5	3,5 (± 1,6)	10,71 (± 4,86)	25,73 (± 3,89)	30,0
5-40	4,0 (± 1,4)	8,42 (± 4,01)	25,80 (± 3,8)	8,0
≥ 40	5,1 (± 1,9)	8,85 (± 5,94)	26,09 (± 2,37)	25,0

A variação diária dos valores de OD e de temperatura em pegos muito pequenos de água será apresentada mais adiante neste capítulo.

Na generalidade dos pegos registou-se elevada concentração de fitoplâncton, expresso em clorofila *a*, com valores na ordem dos 160 µg/L (média de 21 µg/L). A maioria dos pegos apresentou também razoável produção de vegetação aquática, particularmente algas filamentosas. Os macrófitos existentes eram na sua maioria emergentes, constituídos sobretudo por *Typha sp.*, *Eleocharis sp.*, *Juncus sp.* e *Paspalum paspalum* e localizavam-se geralmente nas margens dos pegos.

6.4.1.2. AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS

COMPOSIÇÃO, ABUNDÂNCIA ESPECÍFICA, RIQUEZA E DIVERSIDADE

Foram capturadas 15 espécies das 17 dadas para a bacia do rio Degebe (cf. Cap. 3), estando ausentes as espécies *Salaria fluviatilis* e *Barbus sclateri*. As espécies mais abundantes e com maior frequência de ocorrência foram *Rutilus alburnoides* e *Lepomis gibbosus*, encontrando-se em mais de 50% dos pegos amostrados (Figura 6.3). *Gambusia holbrooki* foi em termos absolutos a espécie mais capturada com uma CPUE média de 457 (± 1073 DP) mas com menor frequência de ocorrência (30%), indiciando o seu carácter errático. Esta espécie não foi considerada na generalidade dos tratamentos estatísticos que envolveram os dados das proporções da espécies, devido ao facto da sua dominância em termos numéricos poder mascarar os resultados de algumas análises, particularmente no que diz respeito às classes de peixe de menor dimensão. Nos pegos, o valor médio de CPUE apresentou-se, em geral, extremamente elevado, o qual se deve ao efeito de concentração que os peixes sofrem durante o período de estio.

A espécie *Chondrostoma lemmingii* foi a segunda indígena mais abundante, representando em termos médios cerca de 11% dos agrupamentos piscícolas dos troços onde ocorreu (troços de ordens 1 e 2), embora tanto *Cobitis paludica* como *Leuciscus pyrenaicus* tenham ocorrido num maior número de pegos e em toda a bacia. As espécies mais raras e com menor abundância, representando menos de 0,3% do agrupamento piscícola, foram *Barbus comiza*, *Carassius auratus* e *Anaecypris hispanica* (presente apenas na ribeira do Pardiela). As espécies *Chondrostoma willkommii*, *Barbus microcephalus* e *Barbus steindachneri* apresentaram baixa abundância média, ocorrendo sobretudo nos troços com maior ordem de curso.

Em 19 pegos não foram capturados quaisquer exemplares piscícolas, os quais representaram 14,8% do universo amostrado. Na sua grande maioria (68%), estes pegos apresentaram um volume inferior a 1m³ e localizaram-se sobretudo em troços de ordem 1, tendo-se verificado a secagem de cerca de metade (47%) durante o período de estudo.

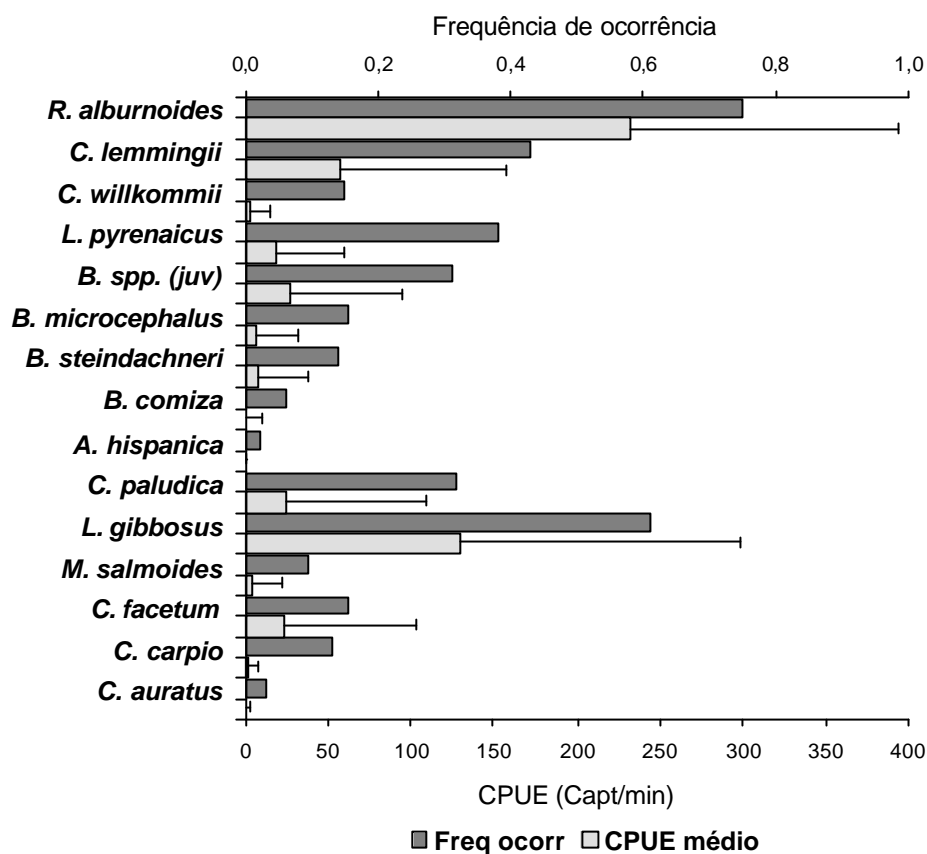


Figura 6.3. Abundância média (CPUE médio e desvio padrão) e frequência de ocorrência (Freq. Ocorr.) das espécies piscícolas capturadas nos pegos durante o período de estio.

O número de espécies por pego foi bastante variável (Quadro 6.5). Nos pegos muito pequenos (volume $<1 \text{ m}^3$) registou-se uma baixa riqueza específica - inferior a 4 espécies e metade destes pegos não apresentou qualquer espécie. Apenas 12 pegos (9%) apresentaram mais que 7 espécies, todos eles com volume superior a 40 m^3 e uma profundidade média superior a 25 cm. Em todos os pegos de grandes dimensões ocorreram mais do que uma espécie. A diversidade, que reflecte não só o número de espécies como a sua abundância relativa, apresentou um padrão de variação idêntico à riqueza específica.

Quadro 6.5. Valores médios e desvio padrão (DP), máximo (Max.) e mínimo (Min.) de riqueza e diversidade específica, dominância e percentagem de espécies Indígenas de Pequena-Média Dimensão (Ind.P-MD), Indígenas de Média-Grande Dimensão - Reófilas (Ind.M-GD) e Exóticas nos pegos estudados (n=128)

	Média	DP	Min.-Max.
Riqueza específica (S)	4,5	2,2	0-12
Diversidade (H)	0,8	0,43	0-2,0
Dominância (%)	87,0	12,5	48,3-100
Ind.P-MD (%)	66,9	36,3	0-100
Ind.M-GD - Reófilas (%)	3,5	10,2	0-67
Exóticas (%)	29,6	0,3	0-100

Considerando MacArthur & Wilson (1967) a relação entre o número de espécies (S) e o volume (V) foi expressa por $S = 1,90 V^{0,2509} - 1$ ($R^2 = 0,69$, $df=156$, $P=0,001$). Para a diversidade específica (medida da heterogeneidade dos agrupamentos, índice de Shannon-Wiener - H) a relação com o volume foi dada pela expressão $H = 8,69 V^{0,0926} - 1$ ($R^2 = 0,58$, $df=156$, $P=0,001$). Esta relação traduz de forma clara que, quanto maior o volume de um pego, maiores são os respectivos número de espécies e diversidade específica (Figura 6.4).

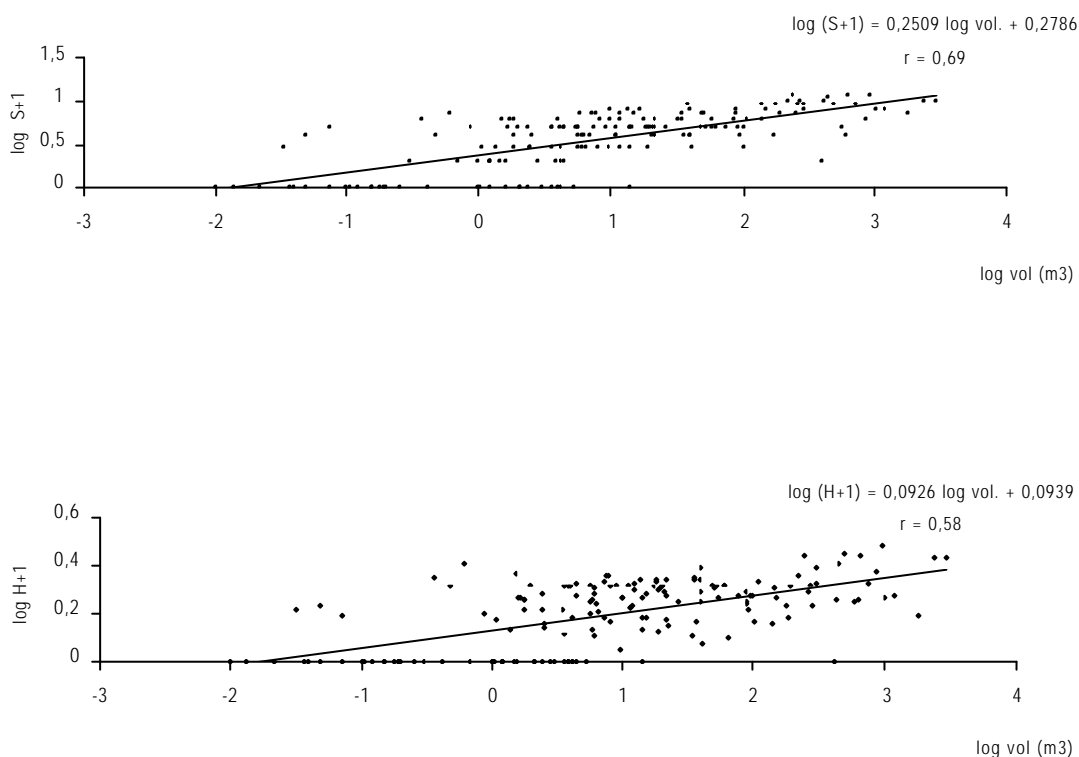


Figura 6.4. Relação do volume do pego com o número de espécies (S) e com a diversidade (H).

A dominância, constituindo a proporção das duas espécies mais abundantes, foi elevada na generalidade dos pegos (Quadro 6.5). Cerca de 34 pegos apresentaram dominância superior a 95%, embora com riqueza específica variável, entre 5 e 9 espécies.

As espécies indígenas dominaram na generalidade dos pegos, não se tendo registado a sua ocorrência em apenas 6 pegos, os quais apresentaram exclusivamente *Lepomis gibbosus*. As Indígenas de Média-Grande Dimensão também designadas de reófilas migradoras, representaram uma fracção baixa na generalidade dos agrupamentos piscícolas. As espécies exóticas, dominadas por *Lepomis gibbosus* e *Cichlasoma facetum* (exclusivamente

nos troços finais do rio Degebe) ocorreram em mais de 50% dos pegos representando em termos médios cerca de 30% dos agrupamentos piscícolas.

Relativamente à estrutura das classes de dimensão, 89% dos indivíduos capturados apresentaram um comprimento total inferior a 8 cm (Figura 6.5). Os indivíduos de maiores dimensões apresentaram a mais baixa frequência de ocorrência, representando em termos médios apenas cerca de 0,1% dos agrupamentos piscícolas, verificando-se um decréscimo do número de indivíduos com o aumento do seu comprimento.

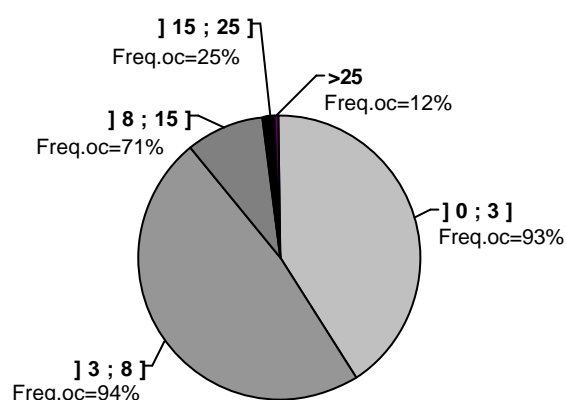


Figura 6.5. Abundância relativa e frequência de ocorrência das diferentes classes de dimensão dos peixes capturados nos pegos.

A proporção de indivíduos com comprimento inferior a 3 cm correlacionou-se negativamente com o volume dos pegos ($r=-69$, $P \leq 0,001$), enquanto nas classes de maior dimensão se observou uma correlação positiva com o volume (classe]8-15] cm: $r=0,50$, $P < 0,001$; classe]15-25] cm: $r=0,56$, $P \leq 0,001$) e a profundidade máxima (classe]3-8] cm: $r=0,43$, $p \leq 0,001$), à excepção da classe dos indivíduos de maiores dimensões (>25 cm) os quais ocorreram em apenas 13 pegos, todos eles com volume superior a 40 m³. Os indivíduos mais pequenos ocorreram em pegos com menor profundidade média, registando-se um aumento no valor deste parâmetro com o aumento da dimensão dos peixes (Figura 6.6).

O limite inferior de profundidade dos pegos condicionou a ocorrência das várias classes de dimensão, tendo-se verificado a ausência de peixes de comprimento superior a 25 cm em pegos com profundidade média inferior a 20 cm e máxima inferior a 50 cm enquanto os indivíduos das duas classes de menor dimensão ocorreram em pegos com profundidade média e máxima de 4 cm.

Cerca de 75% dos pegos com profundidade média inferior a 5 cm não apresentaram peixes e nos restantes 25% todos os exemplares capturados possuíam um comprimento total inferior a 8 cm, dos quais a grande maioria (83%) pertencia à classe]0,3], i.e. os YOY nascidos no final da Primavera do próprio ano.

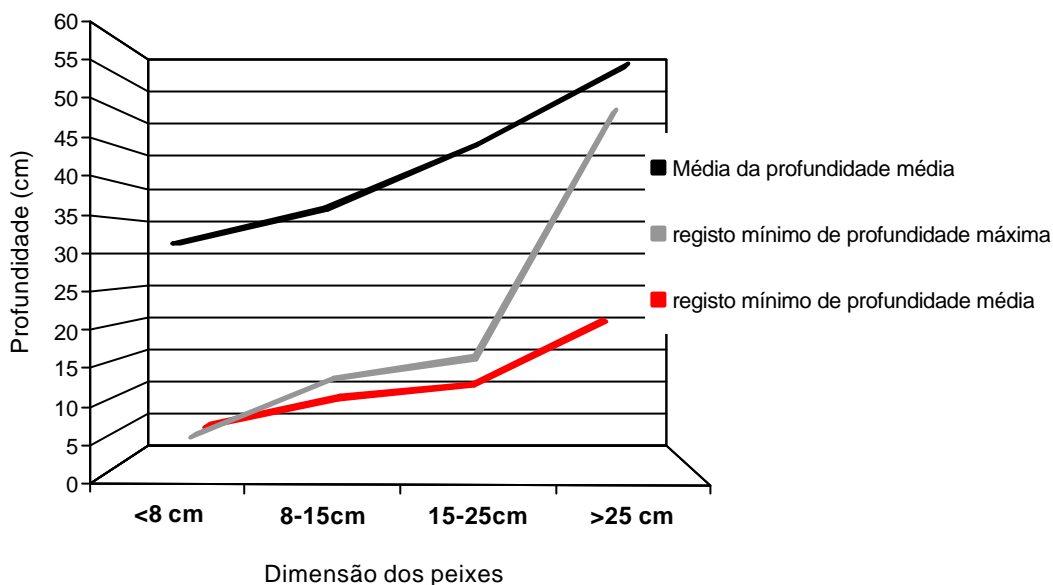


Figura 6.6. Média da profundidade média, registo mínimo de profundidade máxima e registo mínimo da profundidade média dos pegos onde cada classe de dimensão ocorreu.

ANÁLISE MULTIVARIADA: ORDENAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS

Todas as variáveis regionais consideradas foram retidas pela a ACC (Análise de Correspondência Canónica), à excepção da Distância à Foz (Quadro 6.6, Figura 6.7), explicando cerca de 24% da variância total das espécies piscícolas ($P=0,01$). A variância pura explicada pelas variáveis regionais foi de 16.0%. Os factores de inflação da variância de todas as variáveis seleccionadas apresentaram valores inferiores a 20, provando a ausência de problemas de multicolinearidade (Ter Braak, 1990). O primeiro eixo (48,1% da variação) correlaciona-se no sentido negativo com a Distância ao Guadiana e no sentido positivo com a Distância à Nascente, Ordem e Largura do leito. Este eixo opõe os agrupamentos piscícolas de cursos de cabeceira aos cursos de maior caudal a jusante, opondo sobretudo espécies indígenas de pequena-média dimensão (e.g. *C. lemmingii*, *R. alburnoides* e *L. pyrenaicus*) contra as espécies que atingem maiores dimensões, tanto indígenas como exóticas (e.g. *Barbus spp.* e *C. willkommii* e *M. salmoides*). O segundo eixo (31,7% da variação) foi definido sobretudo pela ordem de curso e canópia (percentagem de

ensombramento dado pela vegetação arbórea das margens dos cursos), verificando-se a oposição de um conjunto de pegos localizados em troços de ordens elevadas e com canópia, i.e. densa galeria ripícola, ao qual se associam espécies como *Lepomis gibbosus* e *Cyprinus carpio*, contra outro conjunto de pegos de troços com menor canópia (galerias ripícola mais fragmentadas), localizados sobretudo em cursos e troços de cabeceira, aos quais se associam espécies como *Cobitis paludica*.

Quadro 6.6. Síntese dos modelos parciais da Análise de Correspondência Canónica (ACC) entre os agrupamentos piscícolas e as variáveis regionais (Valores Próprios: 1º Eixo= 0,45, 2º Eixo=0,30) e variáveis abióticas locais (Valores Próprios: 1º Eixo= 0,22, 2º Eixo=0,17). *- $P \leq 0,05$, ** - $P \leq 0,001$

	Variáveis ("Forward selection")			Coeficientes canónicos		Correlação com os eixos canónicos	
	Extra-fit	F-value	p-value	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Variáveis regionais/troço							
Ordem de curso	0,35	11,18	0,005	0,26*	-1,05**	0,64**	-0,34**
Distância à Nascente (km)	0,31	9,73	0,005	-0,22*	-0,18	0,66**	-0,06
Distância ao Guadiana (km)	0,43	14,09	0,005	-0,74**	-0,30*	-0,80**	-0,11
Diversidade de habitat	0,10	3,06	0,005	-0,07	-0,36**	-0,09	0,14
Largura do leito (m)	0,27	8,48	0,005	0,10	0,74**	0,60**	0,10
Canópia (%)	0,10	2,98	0,005	0,02	-0,35**	-0,22*	-0,27*
Variáveis abióticas locais/pego							
Volume (m3)	0,14	4,32	0,005	-0,12	-0,54**	0,16	-0,37**
Profundidade máxima (cm)	0,09	2,78	0,02	0,08	0,08	0,13	-0,29**
Substrato dominante (1-6)	0,09	2,74	0,02	0,26*	0,01	0,36**	0,06
Cover vegetal (%)	0,07	2,12	0,06	-0,12	0,20*	-0,09	0,24*
Oxigénio dissolvido (mg/L)	0,13	3,87	0,005	0,15	0,45**	0,23*	0,21*
Temperatura da água (°C)	0,07	1,96	0,005	0,17*	-0,04	0,22*	-0,18
pH	0,11	3,41	0,005	0,18	-0,12	0,33**	-0,05
Nitratos (mg/L)	0,07	2,09	0,09	0,29**	0,12	0,22*	0,04
Fosfatos (mg/L)	0,06	1,85	0,08	-0,43**	-0,03	-0,28**	0,02

Relativamente às variáveis abióticas locais, das 16 avaliadas apenas 9 foram retidas na ACC (Quadro 6.6, Figura 6.8) pela "forward selection", as quais representaram cerca de 18,4% da variância total das espécies piscícolas ($P=0,01$). A variância pura explicada pelas variáveis abióticas foi de 10,7%. Os factores de inflação da variância destas variáveis seleccionadas também apresentaram valores inferiores a 20 (Ter Braak, 1990). O primeiro eixo (32,5% da variação) descreve a qualidade do habitat tanto do ponto de vista físico

como químico, opondo espécies de pequenas e médias dimensões a espécies de maior porte. O segundo eixo (24,2% da variação) foi definido sobretudo pelo volume e profundidade máxima no sentido negativo e pela concentração de oxigénio dissolvido e percentagem de *cover* aquático no sentido positivo.

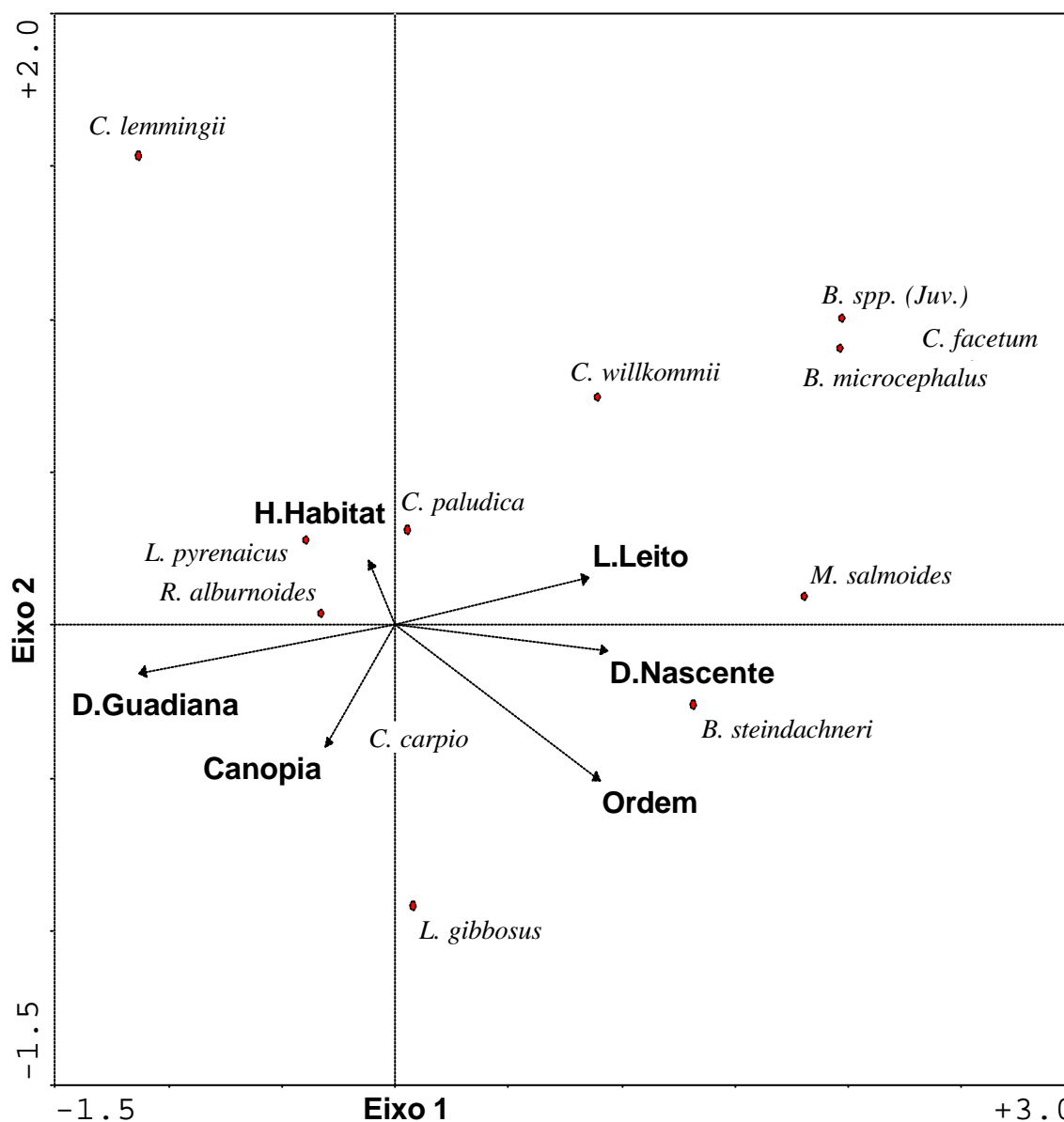


Figura 6.7. Ordenação das espécies piscícolas e variáveis regionais resultante da ACC. Canopia= % de cobertura/ensombração pela vegetação ripícola, H.Habitat= diversidade de pegos por troço (índice de Shannon), D.Guadiana = distancia ao Guadiana (Km), D.Nascente= distancia à Nascente (Km), L.Leito= largura do leito do curso (m), Ordem= ordem de curso.

A variância total dos agrupamentos piscícolas explicada pelas variáveis regionais e locais foi 34,4%, enquanto a partilhada por ambos os grupos foi 7,7%.

A análise de ordenação expressa sobretudo a oposição de agrupamentos piscícolas com espécies de maiores dimensões, sobretudo as indígenas reófilas migradoras, a agrupamentos com espécies de menores dimensões. Os primeiros ocorrem sobretudo em pegos grandes, com maior estabilidade ambiental e em sectores com maior ordem, enquanto os segundos se associam a pegos mais pequenos, com elevada biomassa vegetal e potencialmente mais críticos sob o ponto de vista ambiental.

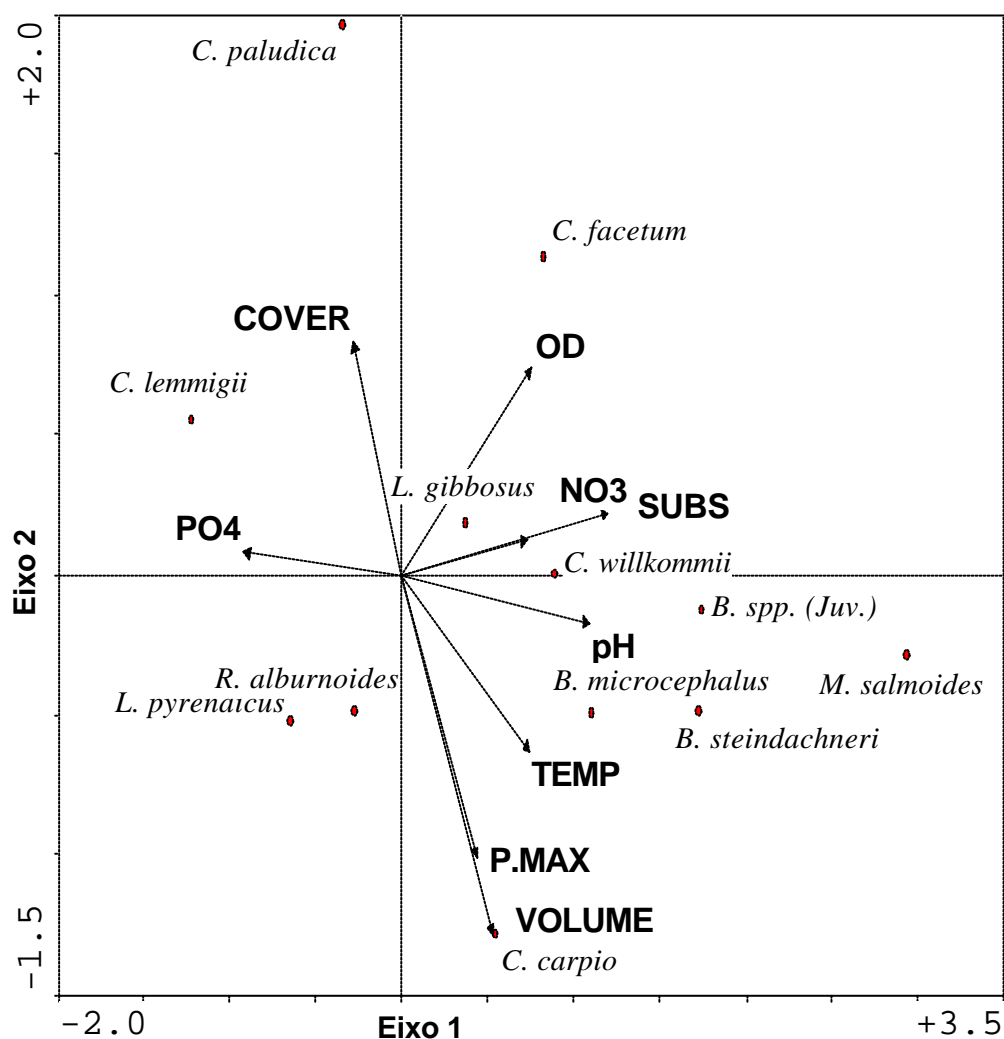


Figura 6.8. Ordenação das espécies piscícolas e variáveis abióticas locais resultante da ACC. Os pontos e setas representam respectivamente as espécies e as variáveis ambientais por pego. VOLUME= volume em m^3 , P.MAX= profundidade máxima em cm, SUBS= granulometria do substrato (1-6), COVER = percentagem de cobertura da vegetação aquática, OD= concentração de oxigénio dissolvido (mg/L) às 7:00 h, TEMP= temperatura ($^{\circ}C$) às 7:00h, pH às 7:00 h, PO4= concentração de fosfatos (mg/L), NO3= concentração de nitratos (mg/L).

O resultado da classificação Kmeans com base nas coordenadas dos pegos nos eixos canónicos da ACC, obteve a melhor solução e o mais elevado valor de Calinski-Harabasz

pseudo - F – estatístico = 269,2 (SSE= 26,18) (Legendre, 1999) com a formação de 4 grupos ou tipologias de agrupamentos piscícolas (Figura 6.9).

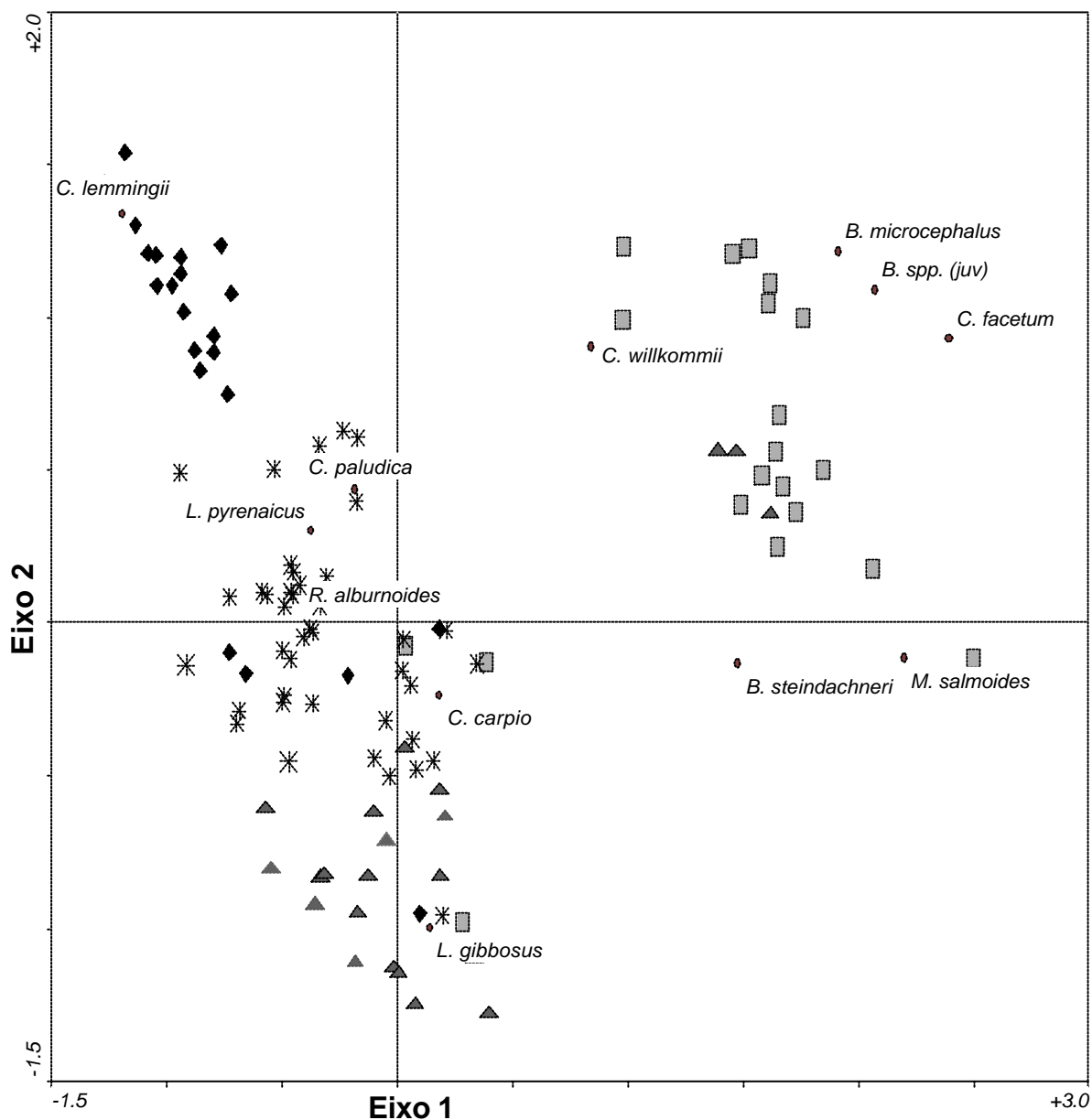


Figura 6.9. Projeção das coordenadas das estações classificadas pelo Kmeans evidenciando a formação de 4 tipologias de agrupamentos piscícolas.

O primeiro grupo ou tipologia piscícola (20 pegos) foi definido pelas espécies do género *Barbus*, *C. willkommii*, *M. salmoides* e *C. facetum* as quais apresentaram um valor de INDVAL significativo ($P \leq 0,05$) para esta tipologia (Quadro 6.7). A este grupo associaram-se também os indivíduos das classes de maior dimensão , classe 3, 4 e 5, i.e. indivíduos de comprimento total superior a 8 cm, os quais registaram também uma fidelidade e

especificidade significativa ($P \leq 0,05$) com esta tipologia (respectivamente INDVAL de 40,4%, 54,8% e 24,4%). A tipologia 2, composta também por 20 pegos, caracterizou-se pela dominância da espécie *L. gibbosus* para a qual apresenta um valor INDVAL elevado (Quadro 6.7). A tipologia 3 foi a que reuniu o maior número de pegos ($n=46$), tratando-se também da mais heterogénea em termos de composição piscícola. Nesta tipologia a espécie *R. alburnoides* representou cerca de 65% dos agrupamentos piscícolas. A tipologia 4 reuniu 26 pegos aos quais se associam sobretudo as espécies *C. lemmingii* e *C. paludica* e para a qual expressaram elevados valores de INDVAL para (Quadro 6.7).

Quadro 6.7. Valores de INDVAL (Dufrêne & Legendre, 1997) significativos ($P \leq 0,05$) das espécies piscícolas para as 4 tipologias de pegos resultantes da classificação Kmeans

Tipologia	Espécie	INDVAL (%)
1	<i>B. steindachneri</i>	63,9
	<i>B. microcephalus</i>	55,4
	<i>Barbus comiza</i>	21,6
	<i>B. spp. (Juv.)</i>	73,4
	<i>C. willkommii</i>	36,6
	<i>C. facetum</i>	86,3
	<i>M. salmoides</i>	28,1
2	<i>L. gibbosus</i>	71,5
3	<i>R. alburnoides</i>	44,8
4	<i>C. paludica</i>	51,3
	<i>C. lemmingii</i>	76,6

Em termos de riqueza específica, as tipologias 1 e 3 apresentaram o maior número de espécies, maior diversidade e maior equitatividade, sendo a primeira aquela que apresenta os valores mais elevados (Figura 6.10). A tipologia 2 foi a que apresentou menor riqueza específica tendo apresentando elevadíssima dominância ($97 \pm 4,4\%$) expressa sobretudo pela espécie *L. gibbosus*.

Quadro 6.8. Significância dos parâmetros, riqueza específica (S), diversidade (H), equitatividade (E), e dominância (D), entre as tipologias piscícolas (*- $P \leq 0,05$, **- $P \leq 0,001$)

	Tip. 1	Tip. 2	Tip. 3
Tip. 2	H**,S**,E*, D**	-	-
Tip. 3	H*,E*,D**	H**,S**,D**	-
Tip. 4	H*,S**,D**	H**,S*,E*, D*	S*

Apesar de todas as tipologias piscícolas encontradas apresentarem diferenças significativas entre si quanto à riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância, a tipologia 2 foi a que apresentou maiores diferenças significativas ($P \leq 0,001$) (Quadro 6.8).

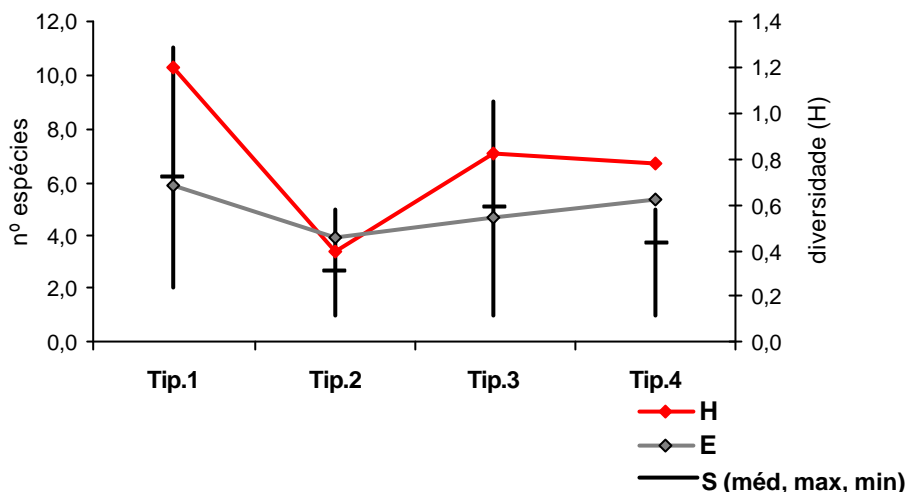


Figura 6.10. Valores médios, máximos e mínimos de Riqueza específica (S), diversidade média (H) e equitabilidade média (E) para cada tipologia de agrupamento piscícola.

Embora os pegos sem peixes não tenham sido objecto de classificação dado que a ACC não integra linhas de espécies totalmente a zero, estes podem constituir uma tipologia adicional (Tip.px=0) que por exclusão pode contribuir para a caracterização da dinâmica e estruturação dos agrupamentos piscícolas.

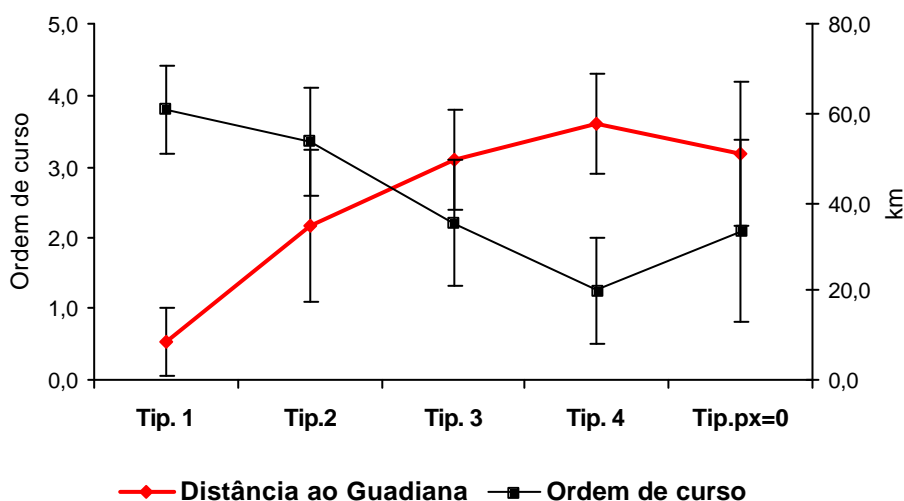


Figura 6.11. Valores médios e desvio padrão das variáveis Distância ao Guadiana e Ordem de curso nas várias tipologias de agrupamentos piscícolas.

Em termos ambientais as tipologias formadas polarizam sobretudo dois gradientes, um associado à ordem de curso, e à distância ao rio permanente, contrapondo troços de cabeceira a troços de jusante, e o outro associado à dimensão dos pegos, particularmente ao volume e profundidade. As tipologias 1 e 2 correspondem aos agrupamentos piscícolas de pegos localizadas em troços a jusante enquanto as tipologias 3 e 4 assim como o conjunto de pegos sem peixe ($p_x=0$), se caracterizam pela sua localização em troços de cabeceira (menor distância à nascente) e com menor ordem de curso (Figura 6.11). No que respeita à dimensão dos pegos, a tipologia 1 e 3 apresentaram os maiores volumes (Quadro 6.9), as maiores áreas e o maior número de pegos com profundidade máxima superior a 70 cm. Estas duas tipologias não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre si quanto a estas variáveis (Quadro 6.10). Nas tipologias 2 e 4, os respectivos agrupamentos piscícolas associaram-se a pegos com volume inferior a 40 m³, e na sua maioria com profundidade máxima inferior a 30 cm. Os pegos sem peixe foram aqueles que apresentaram os menores volumes, tendo o mais profundo registado cerca de 35 cm de profundidade média. Esta tipologia de pegos distinguiu-se significativamente de todas as outras no que diz respeito a todas as variáveis morfométricas (Quadro 6.10).

Quadro 6.9. Valores médios e desvio padrão das variáveis abióticas para as várias tipologias de pegos e agrupamentos piscícolas. Diferenças significativas entre tipologias indicadas por *- $P \leq 0,05$ e ** - $P \leq 0,001$

	Tip. 1 (n=20)	Tip. 2 (n=20)	Tip. 3 (n=46)	Tip. 4 (n=23)	Tip. $p_x=0$ (n=19)
Volume (m ³)*	175± 265,1	14,9± 22,2	71,9± 98,2	15,5± 25,8	0,61± 1,1
Profundidade máxima (cm)	78,2± 72,2	49,1± 33,1	63,3± 36,5	44,3± 30,2	15,6± 14,3
Temperatura da água (7:00 h) (°C)	20,8± 2,0	20,8± 1,3	20,9± 1,8	20,0± 1,6	19,8± 1,9
Substrato dominante (1-6)	3,0± 1,2	2,6± 2,2	2,2± 0,5	1,9± 0,5	1,7± 0,5
Blocos-refúgio (%)	25,5± 28,4	23,3± 35,7	10,4± 16,5	10,8± 18,7	0,0
Oxigénio dissolvido (7:00 h) (mg/L)**	4,8± 1,2	3,0± 1,2	2,8± 1,4	3,6± 1,0	2,2± 1,4
pH (7:00 horas)	8,0± 0,9	7,3± 0,4	7,3± 0,6	7,2± 0,6	6,9± 0,5
Fosfatos (mg/L)*	0,04± 0,04	0,05± 0,08	0,05± 0,04	0,16± 0,16	0,16± 0,24
Nitratos (mg/L)	0,5± 0,9	0,3± 0,4	0,2± 0,3	0,4± 0,5	0,7± 1,1
Sólidos totais em suspensão (mg/L)**	16,3± 15,0	60,4± 104,4	45,7± 46,2	24,6± 14,2	37,5± 29,7
Cover vegetal (%)	25,3± 30,7	24,0± 29,0	22,0± 21,0	38,4± 33,2	30,4± 37,0
clorofila <i>a</i> (µg/L)	18,3± 13,9	23,1± 23,7	19,8± 28,7	22,8± 25,9	21,8± 23,2

Relativamente ao substrato os pegos da tipologia 1 apresentaram em média substratos dominantes com maior granulometria ($P \leq 0,001$) e maior percentagem de blocos-refugio ($P \leq 0,001$), enquanto nos pegos sem peixe se observaram os substratos mais finos, com ausência de elementos de dimensão superior a 150 mm. Os resultados obtidos corroboram

a correlação positiva entre a dimensão do substrato dominante e a ordem de curso ($r=0,42$, $P\leq 0,001$).

Quadro 6.10. Significância das variáveis Volume (V), Área (A), Profundidade média (PM) e, Profundidade máxima (PMAx) entre as tipologias de pegos e agrupamentos piscícolas (*- $P\leq 0,05$, **- $P\leq 0,001$, n.s.- não significativo)

	Tip. 1	Tip. 2	Tip. 3
Tip. 2	A*, V*	-	-
Tip. 3	n.s.	A*, V*	-
Tip. 4	A*, V*	n.s.	n.s.
Tip. px=0	A, ***V***, PM***, PMAx***		

A generalidade das variáveis ambientais de natureza físico-químicas apresentou grandes variações dentro de cada tipologia. À excepção da concentração de oxigénio dissolvido, sólidos totais em suspensão e concentração de fosfatos não se observaram diferenças significativas entre os grupos de pegos da cada tipologia piscícola (Quadro 6.9). A concentração de oxigénio dissolvido às 7:00 horas da madrugada foi o parâmetro que evidenciou a maior variação entre tipologias. Os pegos da tipologia 1 apresentaram concentrações de OD significativamente superiores ($P\leq 0,001$) às demais. Os pegos sem peixe (tip. px=0) apresentaram o valor médio de OD mais baixo, distinguindo-se também significativamente ($P\leq 0,01$) de todas as outras tipologias à excepção da tipologia 3. A tipologia 1 distinguiu-se também significativamente ($P\leq 0,001$) das outras no que diz respeito à concentração em sólidos totais em suspensão, constituindo o grupo de pegos com menor turbidez da água. Relativamente à concentração de nutrientes, a tipologia 4 e o grupo de pegos sem peixe formaram um grupo que apresentou significativamente maiores concentrações de fosfatos ($P\leq 0,05$).

Relativamente aos agrupamentos piscícolas podemos ainda observar que a proporção média e frequência de ocorrência das classes de dimensão dos peixes variaram significativamente entre as tipologias consideradas ($P\leq 0,001$) (Figura 6.12). Os indivíduos com comprimento total superior a 25 cm ocorreram exclusivamente nas tipologias 1 e 3, i.e. as de maior volume e com maior número de pegos profundos, particularmente nos de troços de maior ordem de curso (tipologia 1). Os indivíduos da classe de dimensão 15-25 cm também apresentaram significativamente ($P\leq 0,01$) maior abundância média nas tipologias 1 e 3, evidenciando a sua relação positiva com o volume dos pegos. Esta classe de dimensão não ocorreu nos pegos da tipologia 2 (pegos de ordens altas com pequeno volume) apesar de estes, em termos gerais, terem apresentado características ambientais semelhantes (e.g.

volume, profundidade, oxigénio dissolvido e percentagem de blocos/refugio) aos da tipologia 4 onde a classe ocorreu. Os indivíduos com comprimento inferior a 8 cm, ocorreram com elevada frequência em todas as tipologias, embora tenham sido proporcionalmente mais abundantes nas tipologias 2 e 4.

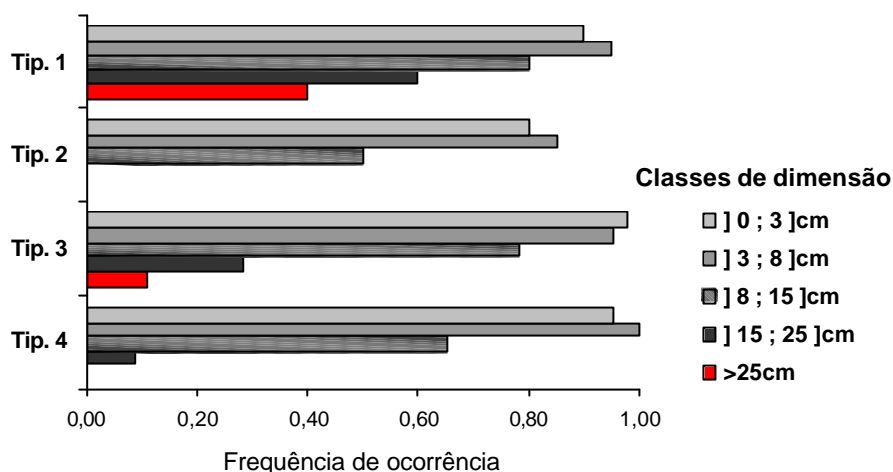


Figura 6.12. Frequência de ocorrência das classes de dimensão dos peixes capturados nas várias tipologias de agrupamentos piscícolas.

A abundância e proporção de grupos de espécies (Exóticas, Indígenas de Pequena-Média Dimensão e Indígenas de Média-Grande Dimensão) entre as tipologias obtidas (Figura 6.13) revelaram diferenças altamente significativas ($P \leq 0,001$). A tipologia 1 caracterizou-se por ser a única a apresentar uma fracção significativa de espécies Indígenas de Grande-Média Dimensão, i.e. *Barbus spp.* adultos e *C. willkommii*. De facto este grupo apresentou uma correlação positiva com o volume ($r=0,49$, $P \leq 0,001$) e negativa com a distância ao Guadiana ($r=0,39$, $P \leq 0,001$), correspondendo exactamente às características da tipologia 1 formada na classificação Kmeans. A tipologia 2, apresentou uma elevadíssima proporção Exóticas (particularmente *Lepomis gibbosus*) enquanto a tipologia 4 caracterizou-se por uma elevadíssima dominância de Indígenas de Pequena-Média Dimensão, as quais apresentaram uma correlação negativa com a ordem de curso ($r=-0,65$, $P \leq 0,001$), enquanto nas espécies Exóticas a relação foi inversa ($r=0,53$, $P \leq 0,001$). As espécies Indígenas de Pequena-Média Dimensão (sobretudo *R. alburnoides*) representaram também a maior fracção dos agrupamentos piscícolas da tipologia 3 embora a proporção de espécies Exóticas também tenha sido considerável.

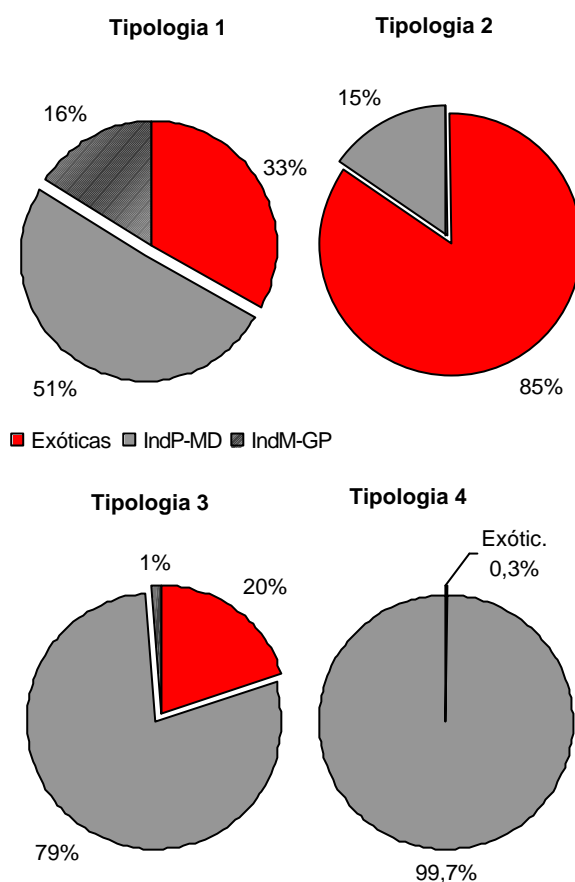


Figura 6.13. Proporção dos vários grupos de espécies nas diferentes tipologias de pegos (Exóticas = conjunto de espécies exóticas, IndP-MD = conjunto de espécies Indígenas de Pequena-Média Dimensão, IndM-GD = conjunto de espécies Indígenas de Média-Grande Dimensão).

6.4.2. DISCUSSÃO

Os pegos que se formam ao longo dos leitos dos cursos em período estival constituem ilhas ecológicas, isto é, isoladas. Assim a Teoria Biogeográfica das Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967) poder-se-á aplicar a pegos temporários, relacionando o número de espécies existentes numa ilha/pego com a respectiva área e com a distância à origem da dispersão (March & Bass, 1995). Estas duas características, área da ilha/pego e distância de dispersão, reflectem-se, respectivamente, nas taxas a que se processam o desaparecimento de espécies nas ilhas (extinção) e a chegada de novas espécies às ilhas (imigração). Conjuntamente, estes dois processos de natureza contrária determinam o número de espécies que se encontram em cada ilha/pego. Nas ilhas ou pegos maiores há maior disponibilidade e heterogeneidade espacial e a taxa de extinção de espécies é mais baixa e

o número de espécies ao longo do tempo mantém-se mais elevado do que numa ilha ou pego menor.

No caso dos habitats aquáticos, a tri-dimensionalidade é uma característica determinante, claramente associada à heterogeneidade do espaço, ao valor de refúgio, e portanto à vulnerabilidade à predação. Considera-se, por isso, que o volume constitui um melhor indicador da riqueza específica que a área (Angermeier & Schlosser, 1989), tendo de facto sido o parâmetro que evidenciou a melhor relação com número de espécies e diversidade específica nos pegos. No entanto, verificou-se uma considerável amplitude de valores de riqueza específica em cada classe de volume. Uma das razões para este facto tem a ver com as características morfométricas do pego *no momento em que este se individualiza* e a reacção de evitamento dos peixes às situações de profundidade. Assim, um pego poderá ser evitado pela generalidade dos peixes (excepto eventualmente pequenos juvenis, *G. holbrooki* e *C. paludica*) se a profundidade média for muito baixa, e.g. 10 cm. É provavelmente por isso que muitos pegos de reduzidas dimensões não apresentaram peixes no início do período de estudo. Mas, se um pego com idêntica área ao individualizar-se apresentar um fundão com 60 cm, então muitos mais espécimens, incluindo peixes de dimensões médias, poderão aí ficar. Com a diminuição do volume e da profundidade esses peixes permanecerão aí retidos conferindo-lhe, portanto, uma elevada riqueza específica e diversidade devido ao efeito de concentração (James, 1934; Paloumpis, 1958). A riqueza específica e diversidade dos pegos estudados apresentaram resultados concordantes com o obtido no modelo conceptual proposto por Schlosser (1982, 1987) e confirmado por Capone e Kushlan (1991) em pegos estivais do nordeste do Texas, E.U.A., e assim como para outros grupos taxonómicos, nomeadamente macro-invertebrados (e.g. Boulton & Lake, 1992; March & Bass, 1995; Spencer et al., 1999) i.e. o número de espécies e diversidade específica aumenta com a profundidade/volume, e a capacidade de persistência dos pegos.

A distribuição espacial dos agrupamentos piscícolas durante o período estival verificou-se não aleatória. Aparentemente as variáveis de escala regional, das quais se destacam a distância ao rio principal e ordem de curso, apresentam maior influência na estruturação dos agrupamentos que as variáveis locais que dizem respeito às características dos pegos, embora o volume e a concentração de oxigénio dissolvido se tenham revelado também determinantes. A localização na bacia de drenagem e proximidade a cursos de características específicas, aparentemente funcionam como filtros que limitam a diversidade das espécies em certos locais (Ricklefs & Schluter, 1993) e constituem-se como determinantes no padrão de distribuição de algumas espécies piscícolas (e.g. Leftwich et al., 1997; Torgersen et al., 1999; Labbe & Fausch, 2000). As variáveis regionais em ambientes

sujeitos a grandes variações sazonais podem sobrepor-se às variáveis de habitat (Angermeier & Schlosser, 1989; Magalhães et al., 2002a).

Os agrupamentos piscícolas diferenciaram-se em quatro grupos definidos pela combinação de ambas as escalas, regional e local, sobretudo em função de dois grandes eixos; ordem de curso e dimensão dos pegos: (i) agrupamentos caracterizados pela presença de espécies de média-grande dimensão (sobretudo adultos de *Barbus spp.* e de *C. willkommii*), com elevada diversidade e riqueza específica, associados a pegos de cursos de ordens altas com grandes volumes e elevada persistência; (ii) agrupamentos compostos quase exclusivamente pela espécie *L. gibbosus*, associados aos pegos de menor dimensão dos cursos de ordens altas; (iii) agrupamentos heterogêneos mas com preponderância de espécies indígenas de pequena-média dimensão (e.g. *L. pyrenaicus*, *C. lemmingii* e *R. alburnoides*) que ocorrem nos pegos com maior volume dos cursos de cabeceira e; (iv) agrupamentos constituídos quase exclusivamente por indivíduos pequenos das espécies indígenas de pequena-média dimensão, tendencialmente generalistas (dominados por *R. alburnoides*), os quais se associam tendencialmente a pegos com baixo volume e reduzida profundidade localizados sobretudo em troços de cabeceira.

A dicotomia entre os agrupamentos ictiofaunísticos de cursos de ordens baixas e altas em cursos sujeitos a grandes variações hidrológicas e a sua relação com a riqueza e diversidade ictiofaunística foi igualmente identificada por outros autores (e.g. Godinho e Ferreira, 1998; Pires et al., 1999; Magoulick, 2000; Magalhães et al., 2002a).

A variação temporal no regime de escoamento diminui de montante para jusante numa grande gama de bacias hidrográficas (Horowitz, 1978). Este gradiente longitudinal entre cursos e troços pouco profundos de cabeceira com grande variabilidade temporal e cursos e troços a jusante, mais profundos com e mais estáveis, determinou o padrão espacial de organização dos agrupamentos piscícolas da bacia do rio Degebe. A riqueza específica aumenta em cursos de elevada ordem principalmente devido à presença de grandes pegos que se constituem como os grandes refúgios estivais onde simultaneamente se formam metapopulações espaciais (Ims & Yoccoz, 1997) de onde se iniciam os processos de recolonização após os cursos voltarem a apresentar caudal.

De modo geral, durante o estio, os peixes mais jovens e de menores dimensões encontram-se sobretudo em pegos com reduzido volume e pouco profundos, em cursos de água de cabeceira. Os indivíduos de grandes dimensões ocorrem quase exclusivamente em pegos profundos, particularmente em cursos de elevada ordem. Estes pegos apresentam geralmente não só maior persistência como também elevada percentagem de substratos

com valor de refugio (blocos >150 mm) e reduzidas oscilações nos parâmetros físico-químicos da água, nomeadamente temperatura e concentração de OD. Consequentemente apresentam menor risco e maior “conforto” ambiental para toda a fauna aquática. Muitos dos pegos de elevada dimensão e com grande profundidade são abastecidos com água do freático o que evita grandes oscilações térmicas diárias tendo como consequência uma menor exposição dos peixes a situações de hipertermia (Labbe & Fausch, 2000).

O padrão de distribuição espacial das espécies e classes de dimensão em função do volume e profundidade, reflecte a dependência das variáveis abióticas para estruturação dos agrupamentos piscícolas tanto durante o estio como durante o período de corrente (cf. Cap. 4). No entanto os efeitos das interações competitivas como da predação podem ser temporariamente determinantes (Moyle & Li, 1979; Cowx et al., 1984; Collares-Pereira et al., 1998; Matthews, 1998), particularmente em situações de elevada confinamento, sendo que ambos os factores têm como efeito a restrição dos indivíduos mais pequenos aos refúgios temporários (Schlosser, 1982).

As características dos pegos que não apresentaram peixes confirmam a forte dependência da profundidade e estabilidade ambiental na organização dos agrupamentos. Este grupo de pegos apresentou as condições de maior risco para a fauna piscícola, i.e. apresentaram reduzida profundidade e volume, ausência de elementos de abrigo como blocos do substrato e com grandes variações diárias de OD. Muitos deles apresentam também elevada biomassa vegetal, nalguns casos em senescência, conduzindo a condições de hipóxia e de toxicidade para a fauna íctia (Matthews, 1998). É possível que parte destes pegos tenham sido, logo no momento da sua formação, evitados pela ictiofauna. No entanto também se pode equacionar a hipótese de alguns pegos terem sido previamente ocupados por alguns peixes que terão sido facilmente predados devido à sua reduzida profundidade.

A forte relação positiva entre a profundidade e a dimensão dos peixes tem sido observada em diversos sistemas por vários autores (e.g. Schlosser, 1982, 1985; Werner et al., 1983a; Power, 1984; Capone & Kushlan, 1991; Harvey & Stewart, 1991; Magoulick, 2000). O uso de pegos profundos por espécies de grande dimensão sugere que o risco da predação terrestre pode ser importante. Os peixes de maiores dimensões tendem a ocupar zonas de maior profundidade no sentido de evitarem predadores que atacam a partir do exterior, como aves e mamíferos, enquanto os indivíduos mais pequenos procuram os habitats menos profundos para evitarem os predadores que nadam, e.g. peixes piscívoros e cobras de água (Power, 1987). O risco de predação do exterior é significativamente maior para os peixes de grandes dimensões em zonas pouco profundas comparativamente com os mais

pequenos ou mesmo com os grandes exemplares em habitats profundos, verificando-se um aumento do tempo de sobrevivência de espécimens de grande dimensão em *pools* profundos (Harvey & Stewart, 1991).

Os indivíduos confinados em pequenos pegos para além de estarem mais vulneráveis aos predadores, estão também potencialmente mais volúveis aos parasitas quer pelo efeito de concentração quer pelas implicações metabólicas e dispêndio de energia associadas à exposição a elevadas temperaturas e grandes amplitudes de oxigénio dissolvido (Madeira & Maltchik, 1999).

A elevada proporção de indivíduos de espécies exóticas nos pegos dos troços de ordens mais elevadas poderá ser resultado da maior heterogeneidade espacial destas ordens (durante o período lótico). Esta característica apresenta vantagens para as espécies não nativas durante os elevados caudais do período húmido, pois reduz o elevado arrastamento que tende a ocorrer nos cursos de cabeceira (Meffe, 1984; Castelberry & Cech, 1986; Matthews, 1986a). Courtois (1982) observou movimentos descendentes na rede hídrica por espécies não nativas como forma de evitar a seca, embora no caso particular de *M. salmoides* e *L. gibbosus* não haja referências quanto ao seu comportamento migrador. Por outro lado a associação das espécies exóticas a zonas com grandes *pools*, também estará relacionada com a sua preferência por ambientes lânticos (cf. Cap. 7).

A dominância de *L. gibbosus* nos pegos de pequenas dimensões dos cursos de ordens altas, poderá ser resultado da sua selectividade por zonas marginais de média-baixa profundidade, particularmente pelos indivíduos de menores dimensões (Ilhéu, dados não publicados), os quais constituíram uma fracção representativa deste agrupamento piscícola. Com a descida do nível da água estes indivíduos terão ficado confinados a pequenos pegos adjacentes aos grandes que têm origem nos *pools* mais profundos do troço. Por outro lado esta espécie é considerada um predador tolerante a condições de elevado calor e baixo teor de oxigénio dissolvido (Matthwes, 1998) tendo nestas circunstâncias maiores vantagens de predação e/ou competição pelo espaço e alimento que as espécies mais vulneráveis (Minckley, 1973, 1983; Arthington, 1991), explicando-se a sua elevada abundância. Em situações de vantagem, prevê-se que o comportamento agressivo de *L. gibbosus* possa conduzir à segregação de espécies mais pequenas e menos abundantes. Esta tipologia piscícola foi provavelmente aquela onde as interações competitivas, particularmente entre espécies exóticas e indígenas, mais determinaram a estrutura dos agrupamentos, com vantagem para as exóticas.

O padrão de ocupação ictiofaunístico dos pegos da bacia do rio Degebe reflecte a importância da heterogeneidade de habitats e dos refúgios estivais que melhor garantem a sobrevivência dos peixes em função das suas características, nomeadamente em termos de história de vida. Dentro das espécies endémicas, as mais generalistas, com estratégias de selecção aproximadas ao tipo *r* (elevadas densidades e baixa longevidade), geralmente de pequena ou média dimensão (e.g. *R. alburnoides*), ocorrem nos cenários de maior risco, i.e. cursos de cabeceira e em pegos mais pequenos. Estes sistemas apresentam frequentemente condições ambientais críticas para a ictiofauna, tanto do ponto de vista da secura, como da qualidade da água e pressão de predação. Aparentemente, as espécies com estratégias de selecção aproximadas ao tipo *k* (menor número de indivíduos mas maior longevidade), tendencialmente com maiores dimensões (e.g. *Barbus spp.* e *C. willkommii*) e menos tolerantes a ambientes austeros (Matthews, 1998), ocorrem em pegos mais profundos, com condições ambientais mais estáveis localizados sobretudo em cursos de elevadas ordem com maior proximidade ao rio permanente. Enquanto o primeiro grupo provavelmente responde à pressão estival com estratégias adaptativas do domínio fisiológico e reprodutivo, o segundo grupo, no qual se integram sobretudo as espécies endémicas de média e grande dimensão, responde com estratégias de deslocação na rede hídrica (cf. Cap 3) em busca de refúgios que melhor garantam a sua sobrevivência durante os períodos secos. As migrações de espécies que habitam cursos instáveis, onde se incluem os mediterrânicos, resultam provavelmente de processos adaptativos, estando subjacente uma aprendizagem e capacidades de identificação dos troços profundos que não secam durante o Verão (Aparicio & Sostoa, 1999). Os troços com zonas mais profundas, para além de apresentarem maior diversidade de habitats, apresentam maior número de pegos profundos e de grandes dimensões, que apresentam maior valor de *cover* face à elevada vulnerabilidade à predação.

6.5. EVOLUÇÃO DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS AO LONGO DO PERÍODO ESTIVAL

6.5.1. RESULTADOS

Dos 58 pegos amostrados ao longo do Verão, cerca de 23 secaram entre meados de Julho (T0) e meados de Setembro (T1), antes do primeiro período de precipitação (Outubro) e 6 depois deste até meados de Novembro (T2), verificando-se uma diferença significativa

($P \leq 0,05$) entre o número de pegos que secaram nos troços de cabeceira (1 e 2) e os de jusante (3 e 4), respectivamente 61,8% e 32,2%.

Durante o Verão (T0 e T1), a perda média de volume dos pegos que persistiram foi de 59 % ($\pm 30,83$), e 21,7 cm ($\pm 17,7$) de profundidade, não se tendo verificado diferenças significativas entre os pegos dos cursos de ordens baixas e elevadas. Verificou-se a secagem total de todos os pegos que apresentaram volume inferior a 1 m³. Os pegos com volume superior a 40 m³ persistiram na sua totalidade. O decréscimo de profundidade relacionou-se positivamente com o aumento da biomassa fitoplanctónica – concentração de clorofila *a* ($R^2 = 0,92$, $df = 33$, $P = 0,001$), assim como com a percentagem de cover vegetal ($R^2 = 0,63$, $df = 33$, $P = 0,05$).

Com a redução de volume dos pegos verificou-se uma diminuição significativa no número de espécies piscícolas ($R^2 = 0,69$, $df = 56$, $P = 0,001$) e do número total de capturas ($R^2 = 0,81$, $df = 56$, $P = 0,001$). No conjunto dos pegos monitorizados, os indivíduos de maiores dimensões foram aqueles que sofreram maior número de baixas ao longo do Verão. Verificou-se o desaparecimento de todos os indivíduos com comprimento total superior a 25 cm. A classe de dimensão entre 15 e 25 cm também sofreu elevada perda de indivíduos, tendo-se verificado uma correlação positiva entre a sua proporção e a redução da profundidade dos pegos ($r = 0,62$, $P \leq 0,05$).

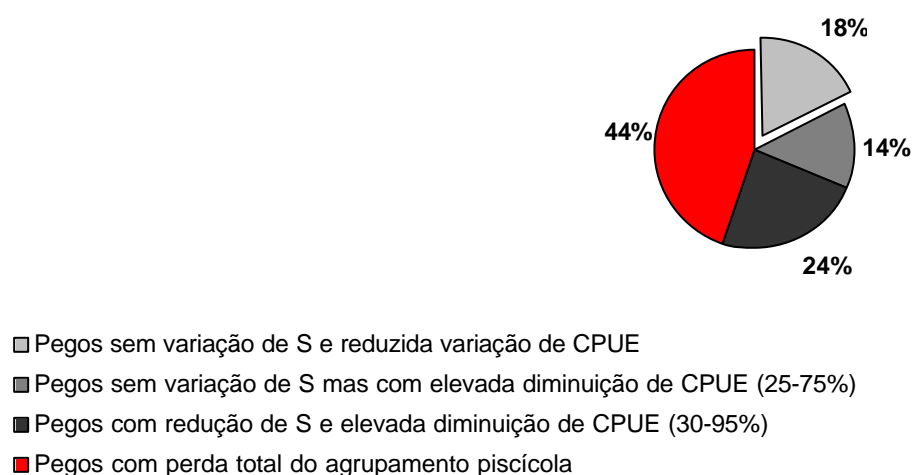


Figura 6.14. Variação das capturas (CPUE- número de indivíduos capturados por unidade de esforço) e da riqueza específica (S) nos pegos monitorizados durante o Verão.

Cerca de 23 pegos (44%) perderam a totalidade dos seus efectivos, dos quais 87% secaram completamente (Figura 6.14). Estes pegos conjuntamente com os pegos que persistiram mas apresentaram elevadas reduções no número de espécies e número de indivíduos capturados, representam quase 70% do universo amostrado. Dos 58 pegos amostrados no início do Verão, em cerca de 12% nunca foram capturados quaisquer exemplares, tendo alguns deles persistido até ao final período de estudo, embora sempre com reduzido volume. Nos pegos que não apresentaram variação de riqueza específica (32%), cerca de 14% registaram um decréscimo considerável no número de indivíduos capturados por unidade de esforço (entre 25 a 75% das capturas iniciais). Os pegos que mantiveram os seus agrupamentos sem variações perceptíveis durante o Verão (T0 a T1) apresentaram sempre uma profundidade média superior a 15 cm. Estes pegos assim como aqueles em que apenas se registou diminuição de CPUE, apresentaram uma redução de volume e de profundidade significativamente menor que os restantes grupos ($P \leq 0,05$).

Os pegos que persistiram até Setembro mas nos quais se verificaram elevadas perdas, tanto em termos de número de espécies como de número de indivíduos, localizavam-se sobretudo em troços de ordem 1 e 2 e apresentaram, no geral, grandes reduções de volume ($74\% \pm 26,7$). Na sua maioria, estes pegos, apresentaram elevada produção primária fitoplantónica (concentração média de clorofila *a* de 50 $\mu\text{g/L}$) e grandes variações diárias de oxigénio dissolvido (OD de 10-15 mg/L), tendo-se verificado uma correlação negativa entre a perda de riqueza específica e a concentração de OD de madrugada ($r=0,67$, $P \leq 0,01$). Na generalidade dos pegos, o respectivo substrato dominante era composto por areia e cascalho fino com baixa percentagem de bloco/refugio, i.e. substrato de granulometria superior a 150 mm (inferior a 15%). Nestes pegos verificou-se um decréscimo da capturas de indivíduos com dimensões superiores a 3 cm. A proporção dos indivíduos da classe de menor dimensão apresentou uma correlação positiva com o decréscimo de volume ($r=0,61$, $P \leq 0,01$).

As espécies que sofreram proporcionalmente maiores perdas (relativamente CPUE inicial) foram *Barbus* spp. (adultos - 99% e juvenis - 67%) e *Leuciscus pyrenaicus* (54%). As menos afectadas foram *Lepomis gibbosus*, *Cichlasoma facetum* e *Cobitis paludica*.

Entre meados de Setembro e Novembro, apenas secaram 6 pegos, dos quais 3 já não apresentavam nenhum exemplar piscícola em Setembro. Após as primeiras chuvas, os pegos secos voltaram a apresentar água mas deixaram de ser monitorizados assim como 8 outros pegos que se conectaram com outros corpos de água. Do conjunto inicial apenas 19 pegos persistiram com agrupamentos piscícolas, não se tendo registado em qualquer um

variações negativas de volume e de profundidade entre Setembro (T1) e Novembro (T2) (Quadro 6.10). A generalidade destes pegos apresentava substrato composto por areia e vasa arenosa, com reduzida percentagem de blocos/refúgio.

Quadro 6.10. Volume e profundidade máxima dos 19 pegos que persistiram com agrupamentos piscícolas ao longo do estio; Julho (T0), Setembro (T1) e Novembro (T2)

	Pego	Volume (m ³)			Profundidade máxima (cm)		
		T0	T1	T2	T0	T1	T2
ribeira do Pardiela	1	1800,0	1020,0	1200,0	130	120	78
	2	2,8	2,4	3,6	30	24	28
	3	2,1	1,2	0,3	80	60	35
	4	120,0	7,8	44,0	90	35	62
	5	26,5	7,4	18,0	100	53	68
	6	10,0	1,8	4,2	80	36	47
	7	54,0	13,5	35,2	90	45	80
ribeira do Freixo	8	21,0	4,5	14,0	62	33	40
	9	21,6	0,0	0,2	62	4	5
	10	6,5	2,4	9,0	30	25	40
	11	175,0	141,8	150,0	80	70	90
rio Degebe	12	21,6	2,9	21,6	40	30	30
	13	18,4	16,8	58,5	80	62	70
	14	100,0	85,0	192,0	120	120	120
	15	6,0	1,6	3,5	70	35	45
	16	4,5	0,4	1,0	25	12	20
	17	11,0	5,6	14,7	65	58	67
	18	1170,0	630,0	260,0	120	80	60
	19	100,8	8,1	75,6	150	82	120

Em termos ambientais os parâmetros que registaram variações significativas nos 3 períodos de amostragem (T0, T1 e T2) foram a concentração de oxigénio dissolvido às 7:00 horas assim como a sua amplitude diária, a temperatura da água e a concentração de clorofila *a* fitoplanctónica (Figura 6.15).

A maior amplitude diária de oxigénio dissolvido, para a generalidade dos pegos, ocorreu em Setembro (T1) com um valor médio de 8 mg/L, significativamente superior ($P \leq 0,05$) ao ocorrido em Julho (T0) e Novembro (T2). Neste período alguns pegos chegaram a apresentar 2,5 mg/L de OD às 7:00 horas e 25 mg/L às 14:00 horas, durante o período de maior intensidade solar. As maiores amplitudes de OD ocorreram nos pegos com maior concentração de clorofila *a*, relativamente aos quais se registou, como seria de esperar, uma correlação significativa ($r=0,5$, $P \leq 0,001$). Alguns pegos com elevadas variações diárias de OD apresentaram relativamente baixas biomassa fitoplanctónica mas elevada percentagem de cobertura vegetal, particularmente devido à abundância de algas filamentosas. Em Novembro (T2) alguns pegos apresentaram também elevadas amplitudes

diárias de OD e elevada biomassa de clorofila a , apesar da temperatura da água ser significativamente mais baixa ($P \leq 0,001$) (Figura 6.15).

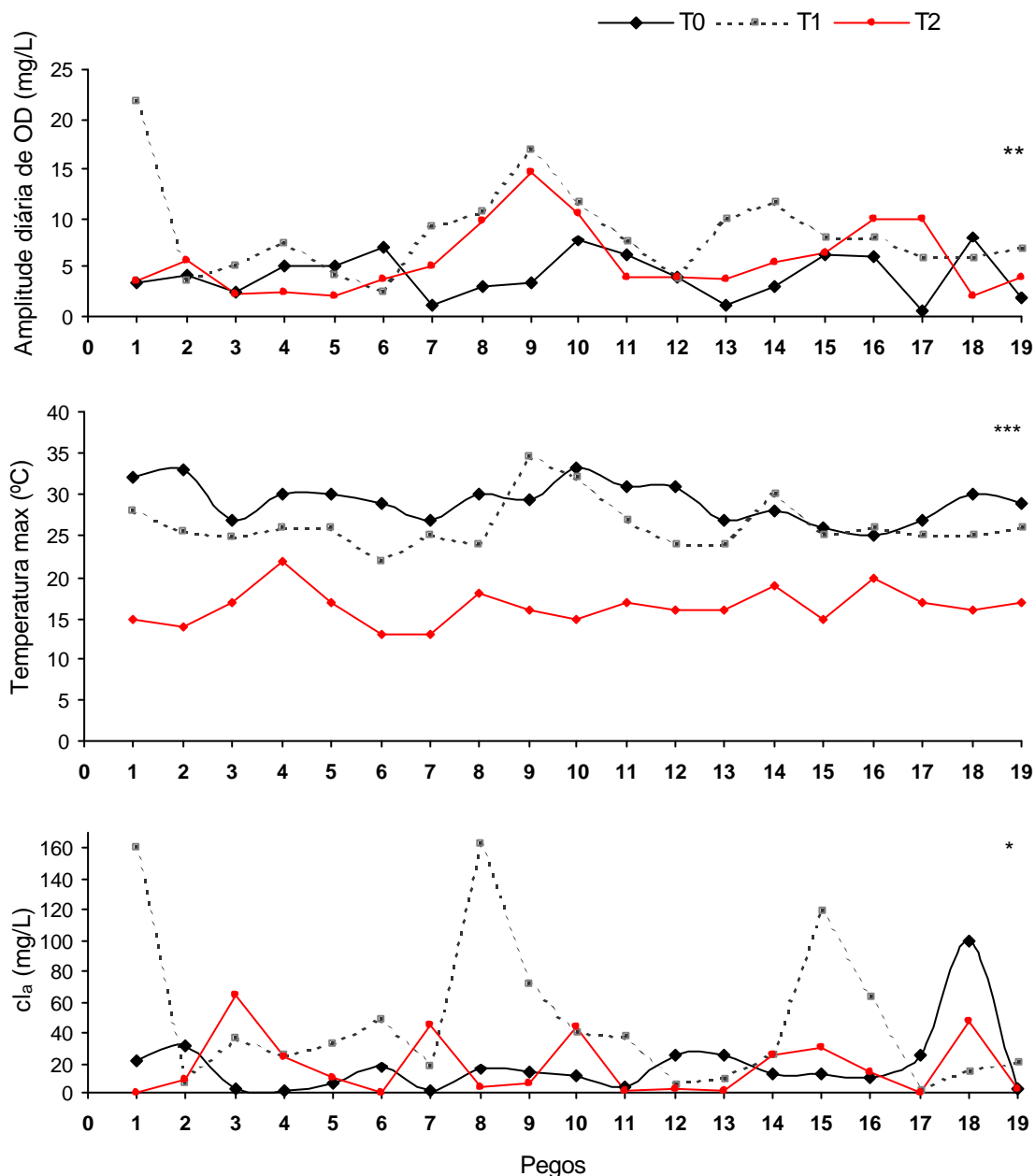


Figura 6.15. Amplitude diária de OD (oxigénio dissolvido), temperatura máxima (13:00-16:00 horas) e concentração de clorofila a nos 19 pegos monitorizados ao longo do período de estio. Significância entre épocas de amostragem (T0= Julho, T1=Setembro, T2= Novembro) indicadas por *- $P \leq 0,05$; ** - $P \leq 0,01$; *** - $P \leq 0,001$.

A riqueza específica dos agrupamentos piscícolas dos 19 pegos que persistiram ao longo do período de estio não apresentou diferenças estatísticas significativas entre os três tempos de amostragem ($P > 0,1$). Em 8 pegos (42%) não se registou qualquer variação no número de espécies durante todo o período de estudo (Figura 6.16). Verificou-se perda de riqueza

específica em 6 pegos entre Julho e Setembro, e em 9 pegos entre Setembro e Novembro. Os pegos que perderam maior número de espécies (pegos 4, 9, 12, e 18) registaram grandes reduções no respectivo nível da água (superiores a 50%) ou apresentavam baixa profundidade média inicial (Figura 6.16). Contrariamente à riqueza específica, o número de indivíduos capturados (CPUE) nos 19 pegos foi significativamente diferente ao longo do estio ($P \leq 0,01$). Entre Julho e Setembro, 9 pegos apresentaram variações no número de exemplares piscícolas capturados (Figura 6.17), os quais registaram um decréscimo médio de 30,15% ($\pm 37,7$) relativamente às capturas iniciais. Apenas um pego perdeu toda população piscícola (pego 16). Entre Setembro e Novembro todos os pegos mantiveram peixes mas o decréscimo médio de CPUE relativamente às capturas anteriores foi de 71,7% ($\pm 28,7$). Apenas um pego (pego 2) não registou alteração significativa no número de indivíduos capturados entre os dois períodos de amostragem, não se tendo observado também grandes oscilações na sua profundidade média (Figura 6.17). Nesse pego apenas ocorreram indivíduos com comprimento total inferior a 3 cm das espécies *L. gibbosus* e *R. alburnoides*. Há excepção deste pego, registaram-se grandes reduções no número de indivíduos capturados (70-100%) em todos os pegos cuja profundidade média atingiu o limite inferior de 15 cm.

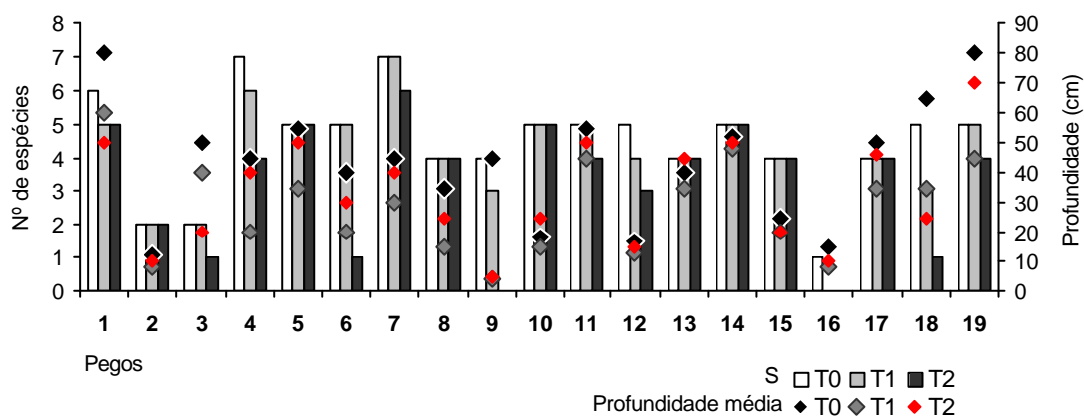


Figura 6.16. Variação da riqueza específica e na profundidade média da água nos 19 pegos monitorizados ao longo do período de estio (T0= Julho, T1=Setembro, T2= Novembro).

Em termos de classes de dimensão, embora os indivíduos com mais de 25 cm apenas tenham ocorrido no início do Verão, não se verificaram alterações significativas na frequência de ocorrência das várias classes ao longo do tempo (χ^2 , $P < 0,1$) (Quadro 6.11).

Os indivíduos mais abundantes e com maior frequência de ocorrência apresentaram um comprimento total inferior a 3 cm enquanto os espécimes de dimensão superior a 25 cm ocorreram em muito baixa proporção e em apenas dois pegos (pego 1 e 4).

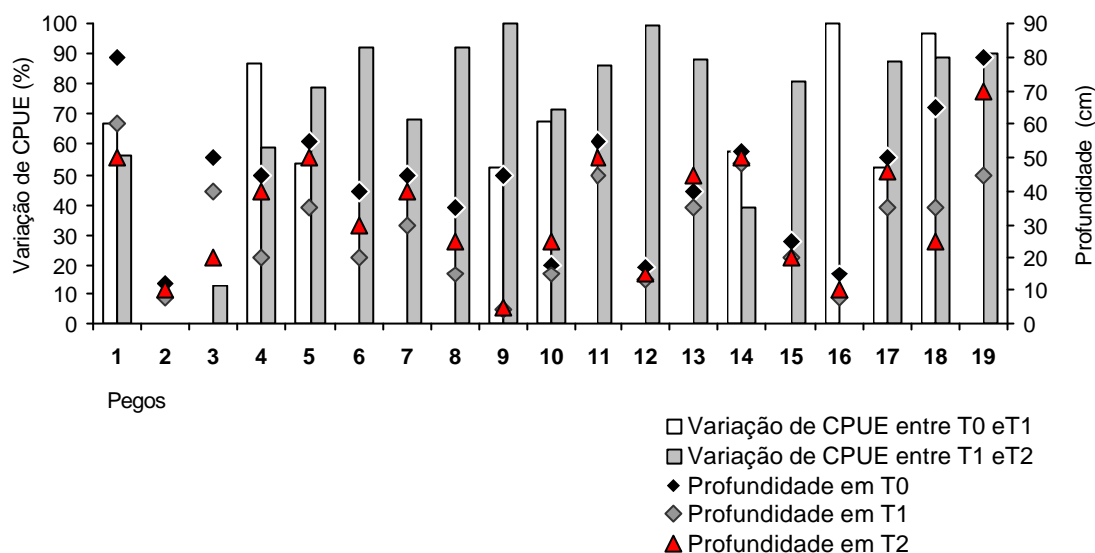


Figura 6.17. Variação no número de indivíduos capturados (CPUE) e na profundidade média dos 19 pegos monitorizados ao longo do período de estio (T0= Julho, T1=Setembro, T2= Novembro).

Os indivíduos com dimensão superior a 8 cm foram aqueles que apresentaram maior declínio na CPUE e frequência de ocorrência ao longo do período de estio (Quadro 6.11). Entre Julho (T0) e Setembro (T1), em 9 pegos (47%), registou-se um decréscimo das capturas destes indivíduos, superior a 70%. Entre Setembro e Novembro (T2), 13 pegos sofreram um decréscimo na CPUE de indivíduos com dimensão superior a 8 cm, dos quais 3 (pegos 10,15 e 18) perderam a totalidade destes espécimes.

Quadro 6.11. Frequência de ocorrência das classes de dimensão dos peixes capturados nos 19 pegos monitorizados ao longo do período de estio (T0= Julho, T1=Setembro, T2= Novembro)

Classe de dimensão (cm)	T0	T1	T2
] 0 ; 3]	0,95	0,95	0,89
] 3 ; 8]	0,95	0,95	0,89
] 8 ; 15]	0,74	0,64	0,58
] 15 ; 25]	0,26	0,21	0,21
>25	0,16	0,00	0,00

Na generalidade dos pegos que atingiram profundidade inferiores a 15 cm registou-se grande redução nas capturas destes indivíduos. Os pegos que tiveram menores perdas de indivíduos de maior dimensão foram também aqueles que sofreram menores variações de profundidade.

Em termos gerais, a composição específica dos 19 pegos que persistiram durante o Verão e Outono foi semelhante à registada na generalidade de todos os outros pegos (cf. 6.4.1.2) sobretudo nos curso de ordem 1 e 2, i.e. elevada abundância das espécies *R. alburnoides*, *C. lemmingii*, *C. paludica* e *L. gibbosus* e baixa de *Barbus spp.*, particularmente adultos. Embora se tenha registado decréscimo na frequência de ocorrência da generalidade das espécies piscícolas, esta não se revelou significativa entre os três períodos de amostragem. (χ^2 , $P > 0,1$)

A proporção média das capturas das várias espécies ao longo do período de estudo apenas se alterou significativamente entre o início e o final do Verão ($P \leq 0,001$) (Figura 6.18), tendo-se registado um decréscimo significativo na proporção de *R. alburnoides* ($P \leq 0,001$), *L. pyrenaicus* ($P \leq 0,001$) e um aumento na proporção das espécies *C. lemmingii* ($P \leq 0,05$) e *L. gibbosus* ($P \leq 0,001$). Esta última em particular foi a espécie com menor variação no número de capturas, tendo aumentado a sua proporção dentro dos agrupamentos piscícolas de 10% para 32% no conjunto dos 19 pegos persistentes.

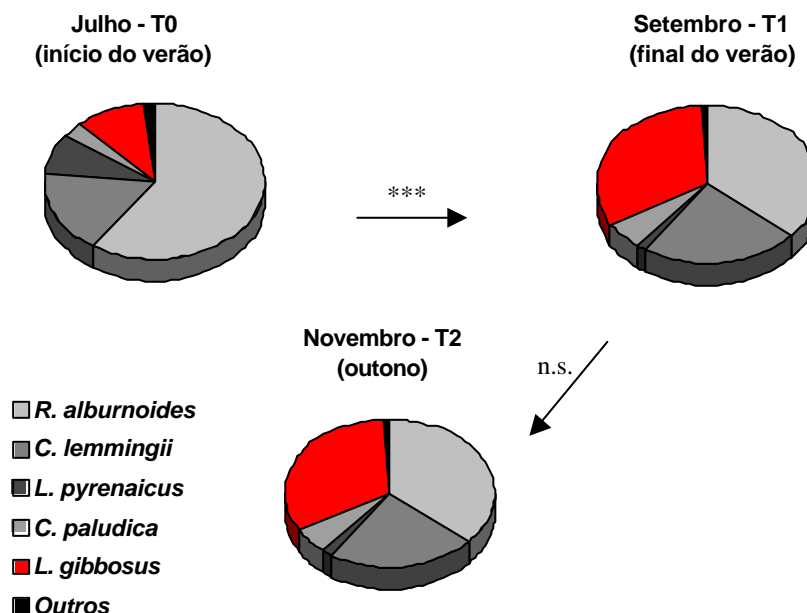


Figura 6.18. Alterações na proporção de espécies dos agrupamentos piscícolas dos 19 pegos monitorizados ao longo do período estival. Significância da proporção de espécies entre épocas de amostragem indicadas por *** - $P \leq 0,001$, n.s.- não significativo.

6.5.2. DISCUSSÃO

A elevada percentagem de pegos que secaram durante o Verão (40%) e que perderam a totalidade dos agrupamentos piscícolas (45%) ilustra claramente o constrangimento a que os agrupamentos piscícolas estão sujeitos, particularmente nos cursos de cabeceiras, onde os pegos apresentaram significativamente menor persistência e se observaram elevadíssimas áreas secas no leito dos cursos. O aumento da complexidade de habitat e dimensão dos pegos de montante para jusante resulta sobretudo da grande variabilidade morfométrica dos *pools* nos cursos de maior ordem (Burton & Odum, 1945; Sheldon, 1968; Evans & Noble, 1979) a qual, nos cursos temporários, garante maiores probabilidades de persistência dos habitats aquáticos durante o período de estio.

As grandes alterações, quer na estrutura espacial dos pegos quer dos respectivos agrupamentos piscícolas ocorreram sobretudo entre Julho e Setembro, quando se intensificam os constrangimentos ambientais, nomeadamente em termos de perda de habitat físico e agravamento das condições físico-químicas (altas temperaturas e grandes amplitudes diárias de oxigénio dissolvido). No Outono verificou-se um desagravamento das condições ambientais, nomeadamente pela descida de temperatura e diminuição da amplitude de oxigénio dissolvido, para a qual contribuiu a ocorrência de alguma precipitação. Nos troços de cabeceira a precipitação de Outubro foi insuficiente para o restabelecimento da conectividade longitudinal mas contribuiu para a melhoria geral das condições ambientais dos pegos, tendo conduzido também ao aumento de profundidade. Apesar do desagravamento das condições ambientais e da taxa de dissecação dos pegos ter diminuído consideravelmente, o prolongamento do estio resultou no decréscimo da abundância piscícola da maioria dos pegos, para a qual terá contribuído sobretudo a pressão de predação do exterior.

Durante o Verão, a estrutura dos agrupamentos piscícolas destes cursos sofreu marcadas alterações em resposta às variações morfológicas e físico-químicas dos pegos. O decréscimo de volume e profundidade dos pegos implicou uma diminuição no número de espécies e alterações na proporção das espécies e das classes de dimensão. A taxa de decréscimo da profundidade está relacionada com a profundidade dos pegos e com o seu grau de exposição ao sol (Chapman & Kramer, 1991a), pelo que o declínio do nível da água provoca a alteração de outras características ambientais dos pegos incluindo a concentração de oxigénio dissolvido e de biomassa fitoplanctónica.

Os pegos cujos agrupamentos íctios sofreram maiores alterações e maiores perdas apresentaram no final do Verão profundidades muito baixas, nalguns casos inferior a 10 cm,

assim como grandes amplitudes diárias de oxigénio dissolvido (e.g. 2-20 mg/L), elevadas temperaturas (superiores a 30°C) e elevada biomassa vegetal, particularmente algas filamentosas. No geral, estes pegos apresentaram substrato de areia e baixa percentagem de blocos com granulometria superior a 150 mm. O tipo de substrato pode influenciar não só a persistência dos pegos durante o período estival i.e. os pegos com substrato de areia sofrem maiores perdas de água que os vasosos (Larimore et al., 1959) mas também minimizar a pressão de predação pelo presença de blocos com valor de abrigo. De facto esta ausência associada ao baixo *cover* dado por reduzida profundidade predispõe a uma maior vulnerabilidade dos peixes aos predadores, particularmente os de maiores dimensões com já foi referido. Provavelmente por esta razão, os indivíduos mais afectados pelo estio em termos número de baixas, foram os peixes de dimensão superior a 15 cm, tendo-se observado o desaparecimento de todos espécimens com comprimento total acima de 25 cm. De facto, o volume e a profundidade tem sido frequentemente reconhecidos como factores que determinam a estrutura de classes de dimensão dos agrupamentos assim como o comprimento máximo dos peixes (e.g. Schlosser, 1982; Mahon & Portt, 1985; Harvey & Stewart, 1991).

Considerando toda a rede hídrica do rio Degebe, em termos absolutos as espécies e indivíduos mais afectados foram aqueles que se associaram a pegos de reduzido volume e baixa profundidade, i.e. indivíduos de pequenas dimensões, geralmente juvenis das espécies *Rutilus alburnoides*, *Lepomis gibbosus* e *Barbus spp.*. No universo dos pegos persistentes, as espécies que sofreram proporcionalmente maiores reduções durante o Verão foram *Leuciscus pyrenaicus* e *Barbus spp.* adultos, as quais apresentavam os exemplares de maiores dimensões. As espécies que sofreram menor decréscimo nos seus efectivos foram duas exóticas, *L. gibbosus*, *Cichlassoma facetum* e *Cobitis paludica*.

No que respeita aos cursos de cabeceira, onde o caudal se manteve nulo até Novembro, nos pegos persistentes, as espécies que sofreram proporcionalmente maiores perdas foram *R. alburnoides* e *L. pyrenaicus* e as menos afectadas foram *C. lemmingii* e *L. gibbosus*. Esta última em particular, embora não seja muito abundante nos cursos de cabeceira, no final do período de estio apresentava o triplo a sua proporção relativamente ao início do Verão, resultando numa espécie dominante.

A elevada proporção de *L. gibbosus* no final do estio, pode ser devida ao incremento populacional decorrente do recrutamento de YOY o qual coincide parcialmente com o período em que a ictiofauna está confinada a pegos. Por outro lado, o facto de se tratar de uma espécie oriunda de sistemas estagnados com grande resistência a altas temperaturas e

baixos valores de oxigénio (Matthews, 1998) faz com que se constitua frequentemente como espécie dominante em muitos cursos de água com reduzido caudal. Esta espécie pode interagir com as nativas através de comportamentos agressivos e competindo pelos recursos alimentares preferidos (Meffee, 1984; Arthington, 1991; Magalhães, 1993a; Zapata & Granado-Lorencio, 1993; Elvira, 1995). No entanto, se por um lado, durante o Verão, a resistência das espécies exóticas ao estio pode acentuar a sua interacção com as nativas, por outro, o regime torrencial dos cursos temporários minimiza estes efeitos na estação seguinte, durante as enxurradas, para as quais as nativas apresentam vantagens adaptativas (cf. Cap. 7). Trata-se pois de mais um exemplo a juntar a outros (e.g. Dayton, 1971; Connel, 1978; Sousa, 1979; Baltz et al., 1982; Castelberry & Cech, 1986) em que a resposta aos factores abióticos pode ser determinante no resultado das interacções bióticas entre peixes.

O agravamento das condições ambientais imposto pelo estio, nomeadamente pela perda de habitat potencializa as interacções biológicas particularmente ao nível da predação (Collares-Pereira et al., 1998; Godinho & Ferreira, 1998; Magalhães et al., 2002b; Isumbisho et al., 2004). O aumento da pressão dos predadores, tanto terrestres como aquáticos deve-se não só à perda de *cover* da profundidade como à diminuição de elementos de refugio ou abrigo (e.g. blocos, raízes de árvores, etc..) que se associam à diversidade e dimensão do habitat.

No caso particular da bacia do Degebe, dada a quase ausência de espécies piscívoras (cf. Cap. 3), prevê-se que o confinamento e elevada concentração dos agrupamentos piscícolas conduzam à intensificação da pressão de predação do exterior, particularmente pela lontra (*Lutra lutra*). Esta espécie durante o estio concentra a sua actividade em pegos (Magalhães et al., 2002b) onde se observam elevado número de indícios como pegadas e dejectos, muitos deles com elevada fracção de escamas e peças ósseas de peixes (Ilhéu obs. pess.). Este mamífero consome diariamente elevadas quantidades de alimentos podendo predar uma substancial proporção da produção piscícola dos cursos de água (>50%) mesmo em relativamente baixas densidades (Kruuk et al., 1993). Para além disso, a lontra tende a utilizar um mesmo recurso alimentar até a sua principal presa estar praticamente esgotada (Delibes et al., 2000). Neste sentido, a predação da lontra nos pegos estivais pode desempenhar um papel determinante na estruturação e abundância da ictiofauna. Provavelmente, no início do estio, a lontra começa por afectar a estrutura dos agrupamentos piscícolas pela pressão sobre os peixes de maiores dimensões, dado serem estes as suas presas preferenciais (Prenda & Granado-Lorencio, 1996; Libois, 1997; Taasstrom & Jacobsen, 1999). O resultado desta selectividade pode traduzir-se em alterações na

composição das classes de dimensão assim como no decréscimo do número de espécies. À medida que o estio se prolonga, o generalizado decréscimo da abundância de peixe nos pegos persistentes e a aparente diminuição de constrangimentos físico-químicos dos pegos (Outono), evidenciam a importância da predação como elemento determinante no controlo da densidade piscícola. A presença ou ausência deste predador em cursos temporários poderá afectar ainda a recolonização dos cursos de água na seguinte estação húmida, pelo seus efeitos na distribuição espacial e composição dos agrupamentos piscícolas no fim da estação do período de estio.

6.6. MORTALIDADE PISCÍCOLA EM PEGOS ESTIVAIS

6.6.1. RESULTADOS

Na sequência da campanha de inventariação de pegos com cadáveres de peixes, verificou-se a ocorrência de mortalidade apenas em pegos com muito baixo volume e baixa profundidade (máximo 15 cm). Os oito pegos que foram seguidos até à sua secagem total (Quadro 6.12), inseriam-se num transecto de 30 m de largura por 20 de comprimento. Os pegos 1, 2 e 8 localizavam-se na margem direita do curso, onde se apresenta o leito regular do curso, enquanto os pegos 3, 4, 5, 6 e 7 se situavam num sector do leito de cheia. O pego 1, no 7º dia de monitorização, subdividiu-se em dois pegos, 1A e 1B, os quais foram ambos seguidos até à sua secagem.

Todos os pegos seguidos apresentaram volume e profundidade relativamente reduzidos à excepção do pego 7 e do pego 6 que embora não fossem pegos grandes, apresentavam comparativamente maior profundidade (Quadro 6.12).

Os ciclos diários de temperatura mantiveram-se no geral, bastante estáveis ao longo do período de estudo. Registaram-se amplitudes diárias elevadas, variando de 14 -15°C às 6:00 horas da madrugada para 30-37°C no pico solar (entre as 13:00 e as 15:00 horas) particularmente até à primeira semana de Setembro. A partir desta altura, observou-se um pequeno decréscimo de temperatura nos pegos que foram monitorizados até um pouco mais tarde (pegos 6,7 e 8; Figuras 6.24, 6.25 e 6.26). A concentração de oxigénio dissolvido (OD) apresentou elevadíssimas amplitudes diárias, tendo-se registado valores mínimos de 1-2 mg/L (6:00 horas) e máximos de 30-35 mg/L (15:00 horas). Os valores médios de temperatura e OD foram significativamente mais elevados durante o dia em comparação com o período da noite e madrugada (11.00-17:00 horas: temperatura= 31,5°C (média) ± 4,5

(desvio padrão), OD= $15,2 \pm 7,96$ mg/L; 23:00-7:00 horas: temperatura= $16,14 \pm 1,68^{\circ}\text{C}$, OD= $1,65 \pm 0,82$ mg/L; $P \leq 0,001$).

De forma geral, todos os pegos apresentaram um decréscimo no valor máximo de oxigénio dissolvido com a diminuição da profundidade, o mesmo acontecendo com o pH. A oscilação destes parâmetros associou-se directamente à elevada taxa fotossintética. A biomassa de algas filamentosas (dada pela percentagem de cobertura vegetal) e de fitoplâncton (dada pela concentração de clorofila *a*) foi globalmente elevada (particularmente a última). Nos pegos 3, 4, 5 e 8 não foi possível analisar este parâmetro devido ao reduzidíssimo volume dos mesmos (Quadro 6.12).

Quadro 6.12. Características abióticas e bióticas dos pegos monitorizados até à secagem total

	Pegos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Volume inicial (m ³)	1,62	0,43	0,032	0,12	0,08	3,78	16,8	0,024
Área inicial (m ²)	2 x 5,8	4,3 x 1	0,8 x 0,8	1 x 1,9	1 x 1,75	5,4 x 2,5	10 x 8	1 x 0,6
Profundidade média inicial (cm)	14	10	5	6	4,5	28	21	5
Substrato Dominante	Vasa-arenosa	Laje	Areia	Vasa	Vasa	Vasa	Vasa	Vasa
Blocos/refugio (%)	5	5	60	5	20	30	10	10
Conductividade (μS/cm)	165	188	110	118	120	87	127	140
OD (mg/L) (Min-Max)	0,68-34,6	0,5-29,5	0,08-10,1	0,13-14,7	1,0-14,1	0,1-33,3	1,0-19,4	0,33-9,56
Temperatura (°C)	13,9-35,4	13,9-37,0	15,9-28,8	15,9-33,9	15,7- 33,6	11,0-35,0	11,0-32,0	10,7-30,7
pH	7,6-10,4	7,8-10,7	7,4-8,4	7,5-10,2	7,5-9,9	7,7-10,7	7,7-9,8	7,8-9,3
Clorofila <i>a</i> (μg/L)	115-735	185-958	-	-	-	117-187	41-779	-
Cobertura vegetal aquática (%)	80-90	50-70	30	30	20	5-20	10-40	5
Período de insolação directa (horas)	9:00 18:00	9:00 15:00	8:00 20:00	10:00 18:00	11:00 18:00	12:00 20:00	8:00 20:00	9:00 15:00

Nem todos os pegos seleccionados para monitorização da mortalidade piscícola apresentaram cadáveres no início da monitorização. Embora todos os pegos tivessem sido seguidos diariamente no sentido de registar a ocorrência de cadáveres, o registo sistematizado dos vários parâmetros ambientais só teve início quando se observou mortalidade ou se considerou que os pegos apresentavam condições de risco para a ictiofauna.

De forma geral todos os pegos apresentaram elevada densidade piscícola desde o início do período de monitorização (Quadro 6.13). A composição específica dos agrupamentos foi bastante dispare entre grupos de pegos, embora todos tenham apresentado exclusivamente

indivíduos com comprimento total inferior a 5 cm (média= $3,5 \pm 1,5$ cm). Os pegos 1 e 2 (Quadro 6.13) foram aqueles que apresentaram maior riqueza específica e elevada densidade de espécies indígenas, particularmente *R. Alburnoides*. Os restantes pegos apresentaram dominância de espécies exóticas, das quais se destaca *G. holbrooki*.

Quadro 6.13. Características dos agrupamentos piscícolas dos pegos monitorizados até à secagem total

	Pegos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Número de espécies inicial	7	4	3	2	3	1	1	2
Densidade piscícola inicial (ind/m ²)	116	388	2278	2175	469	64	56	633
Espécies nativas (%)	77,3	95,9	0,20	1,40	16,3	0	0	15,0
Taxa de sobrevivência em profundidades >2,5 cm	75	97	100	100	100	100	100	86

Nos pegos 1 e 2 observou-se ocorrência de mortalidade desde os 14 e 8 cm de profundidade respectivamente até à sua secagem total. A taxa de sobrevivência dos respectivos agrupamentos piscícolas foi relativamente elevada até os pegos atingirem cerca de 2,5 cm de profundidade, particularmente no pego 2, em que 97% dos peixes sobreviveram até esse momento (Quadro 6.13). Nestes pegos, os grandes picos de mortalidade foram observados durante o dia, no período de maior insolação, (13:00-15:00 horas) quando se registaram extremamente elevadas concentrações de oxigénio dissolvido (20-30 mg/L) e elevadas temperaturas (30-35°C) (Figuras 6.19 e 6.20). Neste período registaram-se igualmente os valores de pH mais elevados (9-10,5). Durante a noite, a mortalidade foi substancialmente mais baixa, tendo-se verificado a ocorrência de maior número de cadáveres durante a madrugada, entre as 5:00 e as 7:00 horas. No período da noite e madrugada, os pegos apresentaram geralmente baixas concentrações de valores de oxigénio dissolvido, por vezes inferiores a 1 mg/L.

Nos primeiros dias de monitorização, ambos os pegos 1 e 2, apresentaram elevadas amplitudes diárias de oxigénio dissolvido com os valores máximos bastante idênticos (20-30 mg/L) o mesmo acontecendo com a temperatura (30-35°C). No entanto os valores máximos de pH foram significativamente superiores no pego 1 ($P \leq 0,01$), no qual se registaram valores entre 10 e 11 durante o pico solar. O pego 1 foi aquele que apresentou os valores de pH mais elevados assim como as maiores amplitudes diárias na concentração de oxigénio dissolvido, tendo sido também o pego onde se registou a taxa de mortalidade diária mais elevada antes de atingir uma profundidade extremamente baixa (Figura 6.19). De facto,

neste pego o número de peixes mortos correlacionou-se positivamente com os três parâmetros físico-químicos; OD ($r=0,74$, $P\leq 0,001$), temperatura ($r=0,62$, $P\leq 0,001$) e pH ($r=0,54$, $P\leq 0,001$), enquanto no pego 2, estas variáveis físico-químicas não apresentaram significância estatística com o número de mortos, pois a grande mortalidade ocorreu quando a profundidade do pego desceu abaixo de 2,5 cm aproximadamente.

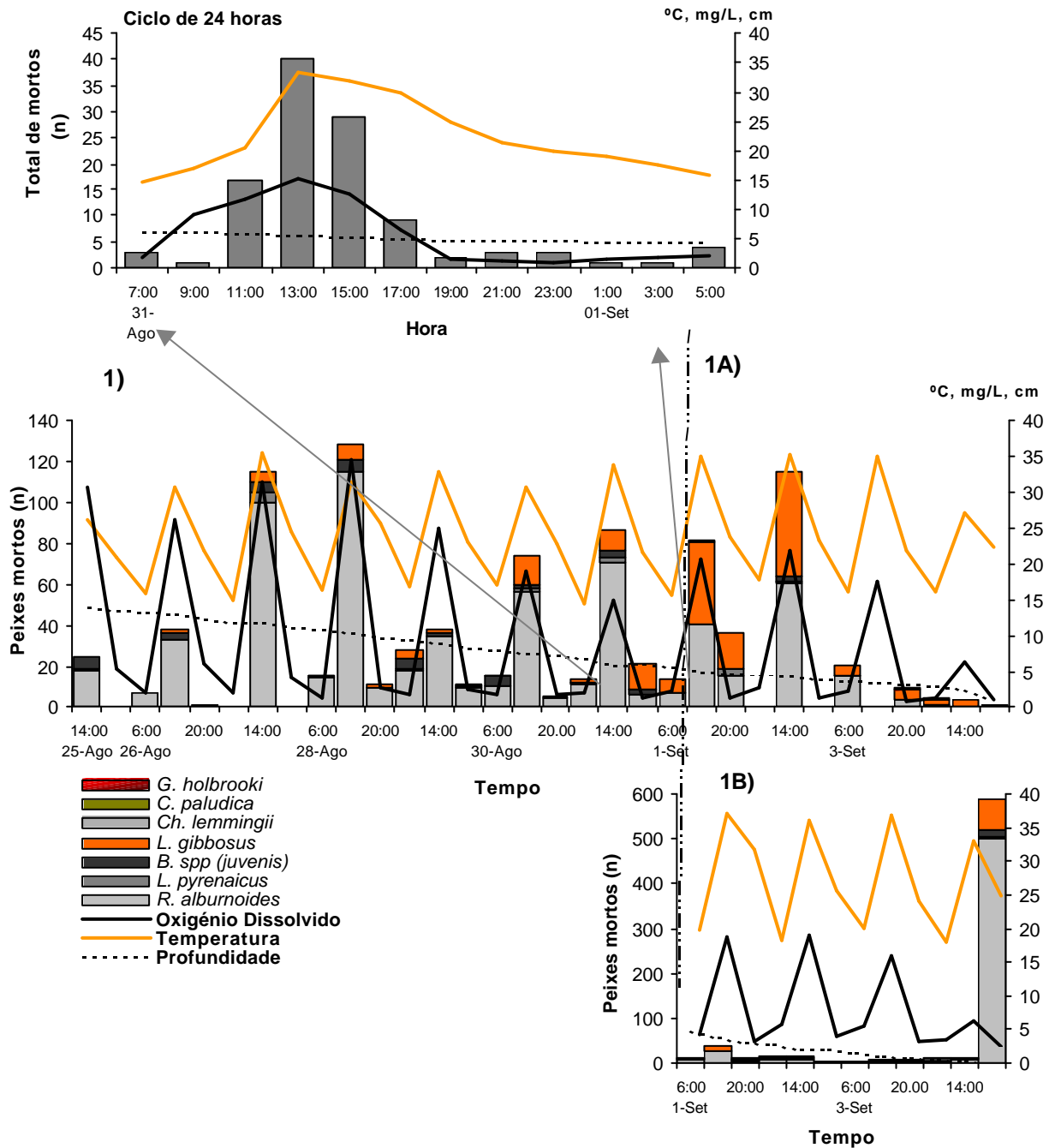


Figura 6.19. Evolução da mortalidade piscícola no pego 1 até à sua secagem total.

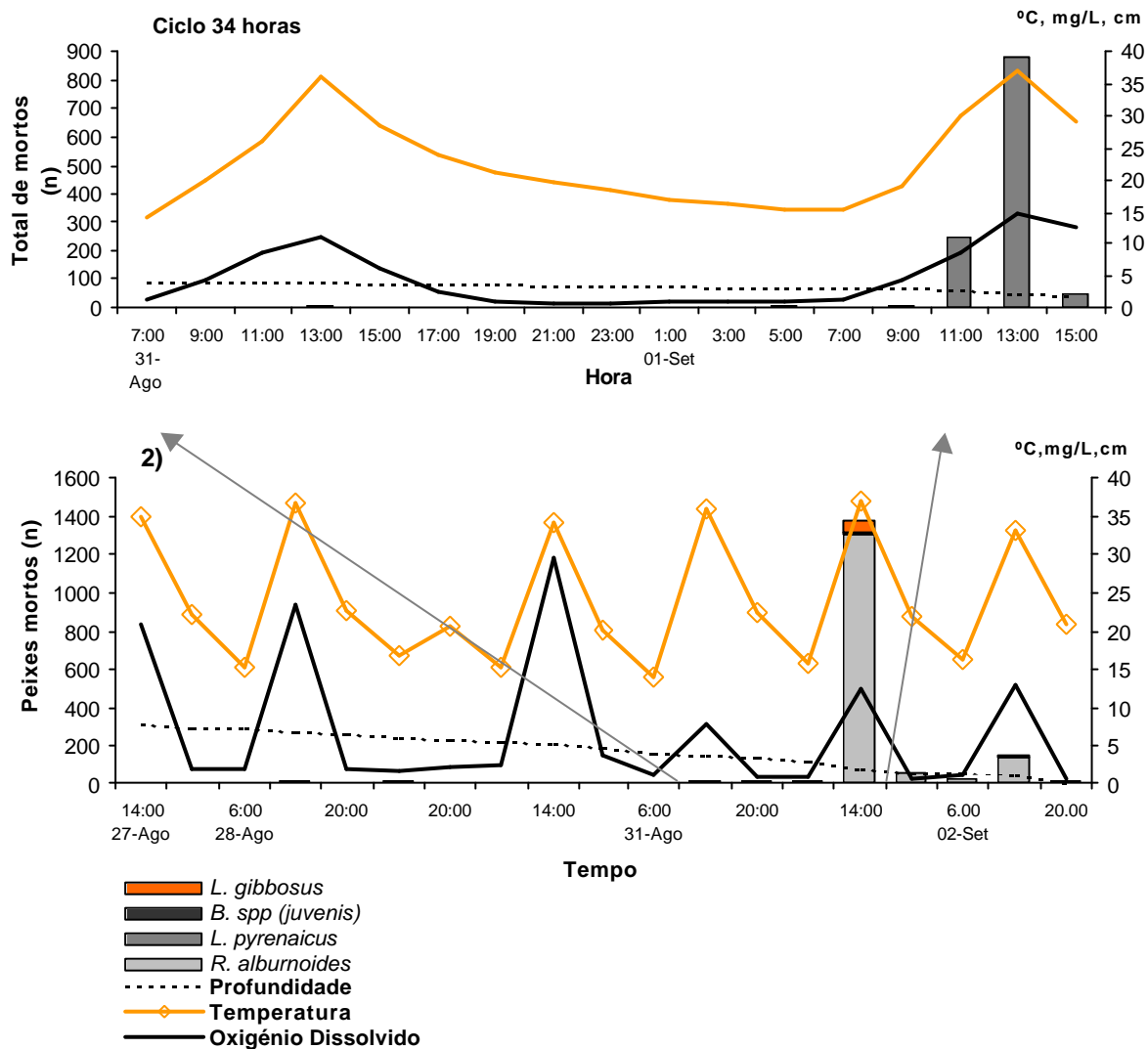


Figura 6.20. Evolução da mortalidade piscícola no pegó 2 até à sua secagem total.

Os ciclos diários de temperatura e OD destes dois pegos (Figuras 6.19 e 6.20) foram bastante dispares, provavelmente devido ao período de incidência solar directa ser superior no pegó 1 (Quadro 6.12). Neste pegó observou-se um abaixamento bastante gradual da temperatura da água a partir do seu máximo às 13:00 horas, mantendo-se esta bastante elevada até ao final da tarde. No pegó 2 a diminuição da temperatura a partir do valor máximo chega a ser de 8°C em duas horas. O pH elevado e a prolongada exposição solar a acrescentar a todos os restantes constrangimentos ambientais poderão ter contribuído para acentuar as diferenças no padrão da mortalidade.

Os dois pegos que resultaram da divisão do pego 1 (1A e 1B) apresentaram um padrão de mortalidade ao longo do tempo bastante diferente. O pego 1A apresentou elevadas taxas de mortalidade nos dias imediatamente a seguir à sua individualização, quando se registaram elevados valores de OD (20-22 mg/L) e de temperatura (35°C). O pego 1B evidenciou elevada mortalidade apenas quando secou (Figura 6.19). Estes pegos apresentaram diferenças na concentração máxima de OD e de clorofila *a*, tendo-se registado para ambos os parâmetros, valores substancialmente mais elevados no pego 1A (20<OD max<22 mg/L, cl *a* na ordem de 800 µg/L), comparativamente com pego 1B (13<OD max<16 mg/L, cl *a* na ordem dos 100 µg/L). No pego 1A a mortalidade correlacionou-se significativamente com a temperatura ($r=0,53$, $P\leq 0,01$) e o pH ($r=0,44$, $P\leq 0,01$) e a concentração de oxigénio dissolvido ($r=0,37$, $P\leq 0,05$), enquanto no pego 1B o número de mortos correlacionou-se negativamente com a profundidade ($r=-0,41$, $P\leq 0,05$) e positivamente com a concentração de oxigénio dissolvido ($r=0,49$, $P\leq 0,01$). Nos últimos dias antes de secar, o pego 2 apresentou um padrão semelhante ao pego 1B, i.e. registou-se um decréscimo dos valores máximos de OD e a grande mortalidade piscícola registou-se quando os pegos se encontravam quase secos (profundidade inferior a 2 cm).

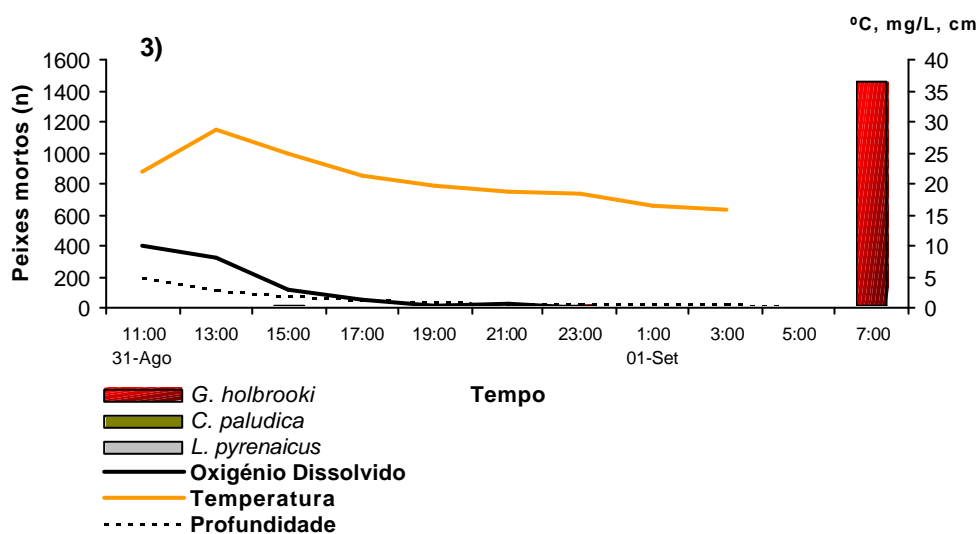


Figura 6.21. Evolução da mortalidade piscícola no pego 3 até à sua secagem total.

Nos restantes pegos monitorizados, pegos 3, 4, 5, 6, 7 e 8, (Figuras 6.21, 6.22, 6.23, 6.24, 6.25 e 6.26), só se observou elevado número de cadáveres na fase final da secagem (profundidade < 2,5 cm). A mortalidade piscícola nestes pegos não apresentou qualquer relação com a temperatura e OD, apesar de nalguns destes pegos (pegos 6 e 7) se terem observado condições ambientais idênticas às dos pegos 1 e 2. Os agrupamentos piscícolas

destes pegos apresentaram uma elevadíssima dominância da espécie exótica *G. holbrooki*, a qual foi a única espécie observada nos pegos 6 e 7 (Quadro 6.13). Nos outros pegos ocorreram também alguns espécimes de espécies indígenas como *R. alburnoides*, *L. pyrenaicus*, *C. paludica* e juvenis de *Barbus* spp., que na sua maioria morreram antes da secagem total dos pegos. *C. paludica* foi a espécie indígena com maior taxa de sobrevivência até à secagem completa dos pegos. Em todos os pegos onde ocorreu, esta espécie observou-se a emergir do sedimento após duas ou três horas os pegos terem secado.

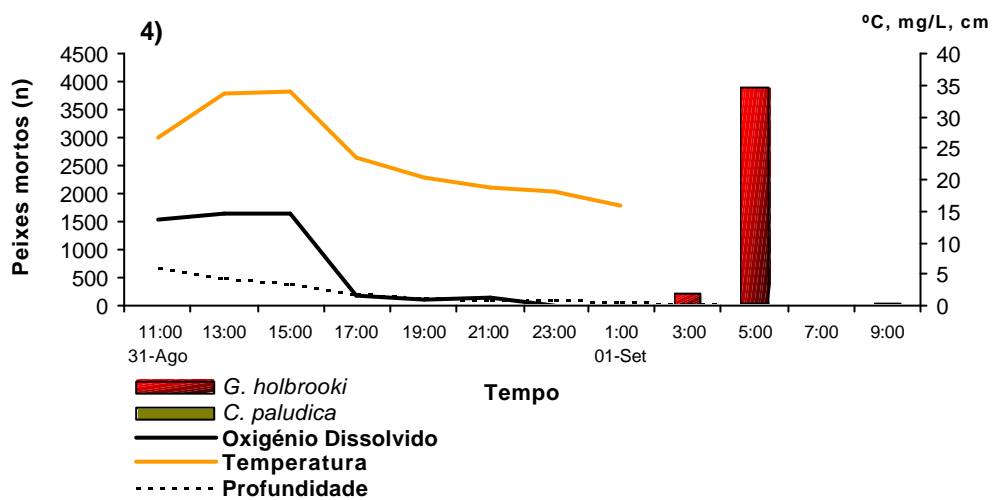


Figura 6.22. Evolução da mortalidade piscícola no pego 4 até à sua secagem total.

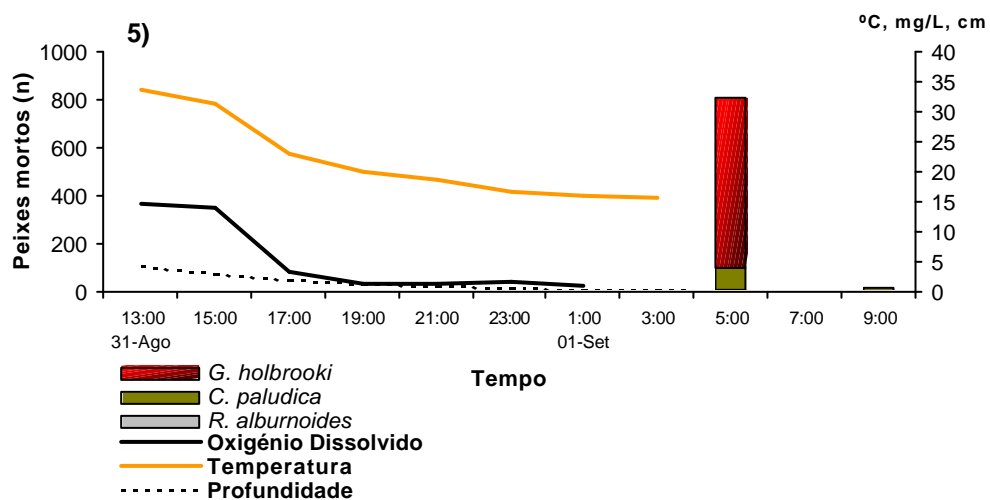


Figura 6.23. Evolução da mortalidade piscícola no pego 5 até à sua secagem total.

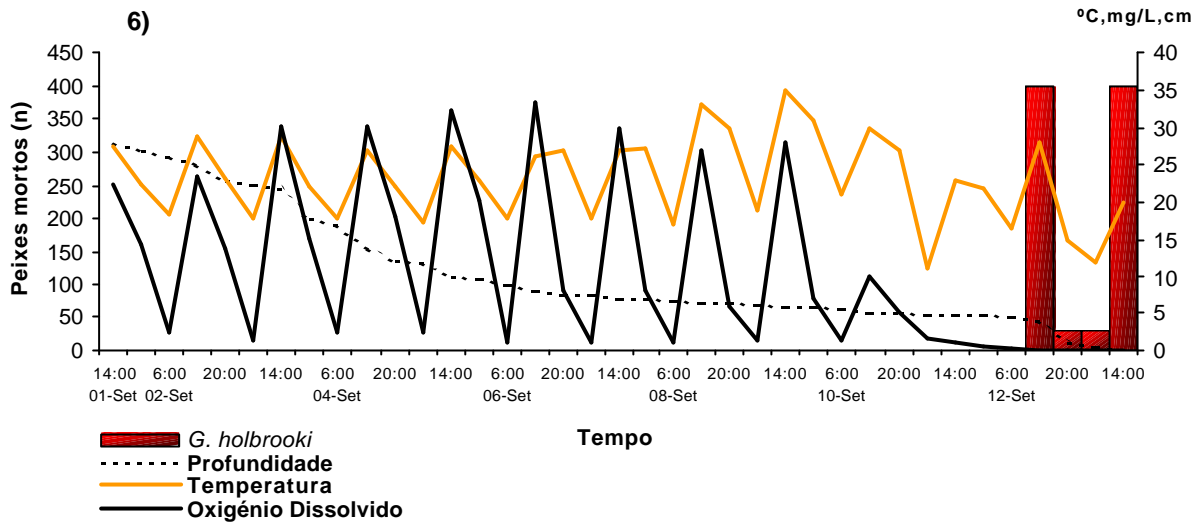


Figura 6.24. Evolução da mortalidade piscícola no pego 6 até à sua secagem total.

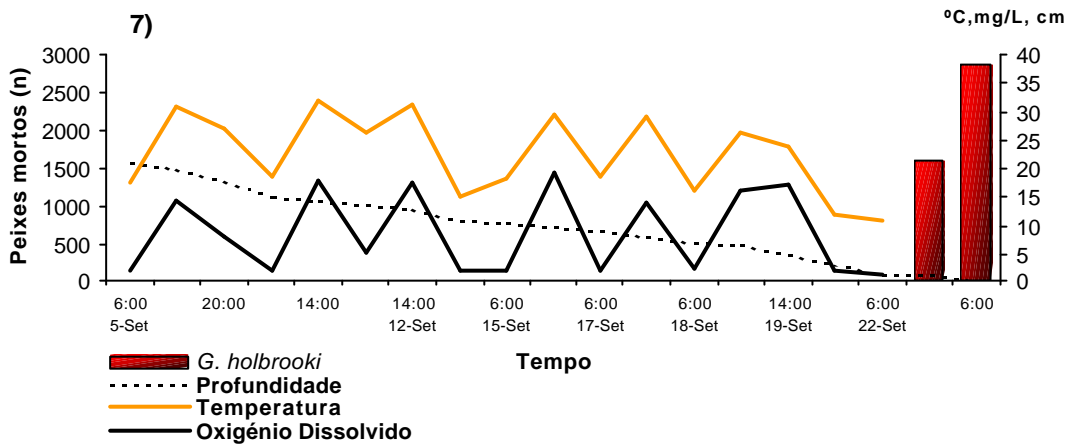


Figura 6.25. Evolução da mortalidade piscícola no pego 7 até à sua secagem total.

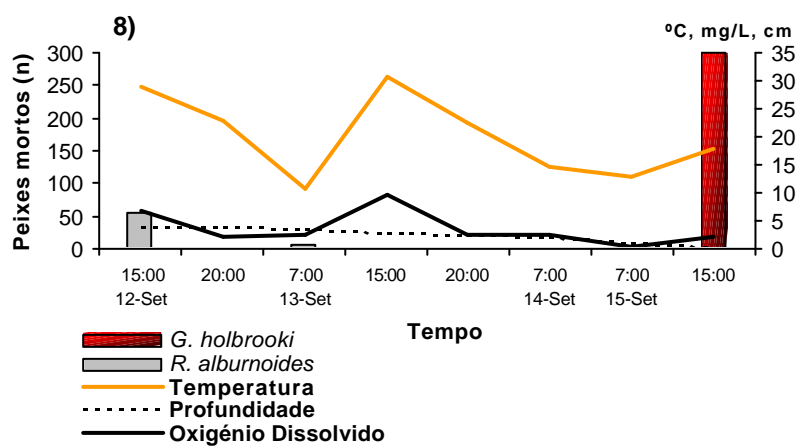


Figura 6.26. Evolução da mortalidade piscícola no pego 8 até à sua secagem total.

À medida que os pegos perderam profundidade e se aproximavam da fase final de secagem, alguns espécimens de espécies endémicas vinham frequentemente à superfície da água, permanecendo de lado, enquanto outros saltavam dos pego em direcção às margens, para onde se projectavam, verificando-se episodicamente a presença de cadáveres em torno dos pegos.

A evolução da mortalidade das espécies piscícolas verificou-se bastante variável de pego para pego, no entanto *Leuciscus pyrenaicus* e os juvenis de *Barbus spp.*, constituíram as espécies que sofreram proporcionalmente maiores taxas de mortalidade antes dos pegos atingirem profundidades muito baixas. O aumento de mortalidade de *L. pyrenaicus* relacionou-se com o aumento da temperatura da água a partir de valores na ordem dos 32 °C (Regressão Sequêncial Ascendente: $R^2_{aj}=0,26$, $df= 18$, $P=0,001$), enquanto no caso dos juvenis de *Barbus spp.*, o número de mortos aumentou com o aumento da concentração de oxigénio dissolvido, para valores acima dos 17 mg/L (Regressão Sequêncial Ascendente $R^2_{aj}=0,36$, $df= 56$, $P=0,001$),

A espécie *R. alburnoides* apresentou ocorrência de mortalidade em condições de elevados valores de OD mas o aumento significativo da taxa mortalidade ocorreu com o aumento da temperatura, a partir dos 32°C (Regressão Sequêncial Ascendente $R^2_{aj}=0,28$, $df=2312$, $P=0,001$), particularmente quando os pegos se encontraram já próximos da secagem. *L. gibbosus* apresentou um padrão de mortalidade semelhante a *R. alburnoides*, embora a maior mortalidade se tenha relacionado com o aumento da temperatura acima de 34°C (Regressão Sequencial Ascendente $R^2_{aj}=0,29$, $df=313$, $P=0,001$).

A espécie que se apresentou mais resistente às extremas condições ambientais foi *G. holbrooki*, tendo-se registado mortalidade exclusivamente quando os pegos apresentavam profundidades inferiores a 2 cm, em situações de evidente carência de oxigénio dissolvido. Um elevado número de indivíduos desta espécie só morreu quando os pegos já se apresentavam sem água.

Nos pegos estudados, e considerando apenas as situações com profundidade superior a 4 cm, o padrão da mortalidade dos juvenis das espécies endémicas (*R. alburnoides*, *L. pyrenaicus* e *B. spp.*), evidencia uma forte dependência dos valores de temperatura e de OD (Figura 6.27). Acima dos 28°C registou-se um aumento do número de mortos com o aumento da temperatura, tendo-se observado as maiores taxas de mortalidades quando se combinam elevadas temperaturas (>35°C) com elevadas concentrações de oxigénio dissolvido (>25 mg/L). Com o decréscimo de profundidade dos pegos, a mortalidade tende a aumentar com o aumento de temperatura.

Observou-se ainda alguma mortalidade em períodos com menor temperatura (13-18°C) mas com baixas concentrações de oxigénio dissolvido (< 2 mg/L) (Figura 6.22) as quais se associam ao período nocturno e madrugada, quando se fazem sentir os efeitos das grandes amplitudes de temperatura e sobretudo de oxigénio dissolvido.

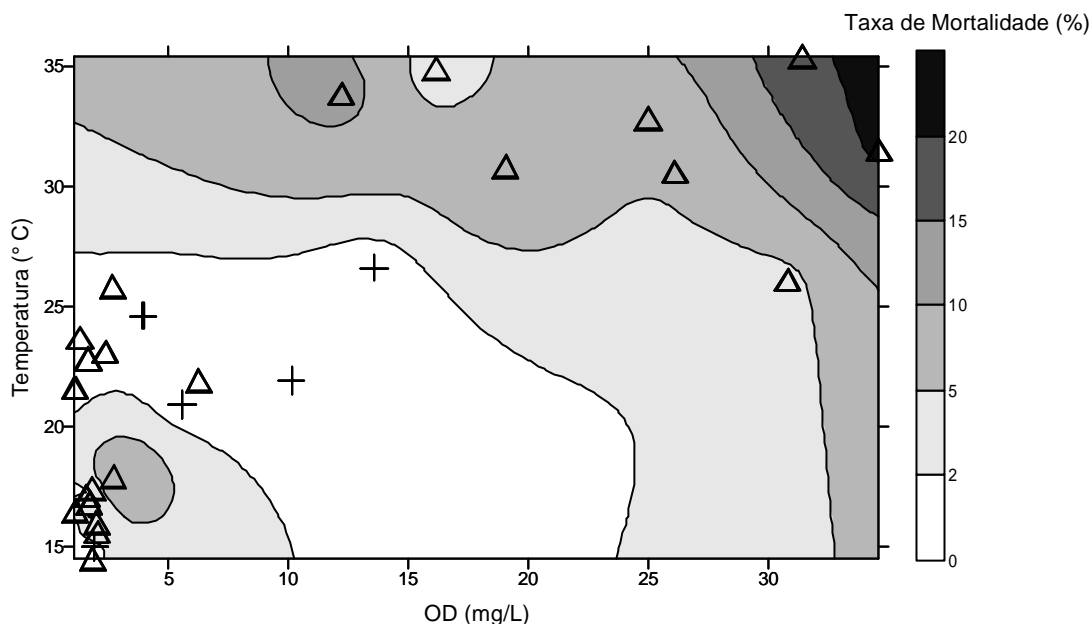


Figura 6.27. Taxa de mortalidade (percentagem de mortos relativamente ao número de sobreviventes / 8 horas) do conjunto das espécies endémicas *R. alburnoides*, *L. pyrenaicus* e *B. spp.* (comprimento total entre 3 e 5 cm) em função da temperatura e concentração de oxigénio dissolvido (OD), em pegos com profundidade entre 14 e 4 cm. Os triângulos representam os pegos com mortalidade piscícola e as cruzes os pegos sem mortalidade piscícola.

Considerando o universo total de todos os pegos que secaram ao longo do período de estio, verificou-se que um elevado número (34%) não apresentou agrupamentos piscícolas. Apenas 14% apresentaram agrupamentos com alguma complexidade (mais de 6 espécies).

Relativamente à estrutura das classes de dimensão, a grande maioria dos agrupamentos piscícolas dos pegos que secaram, eram compostos por peixes com comprimento inferior a 3 cm, i.e. pertenciam à cohorte do ano. Em termos médios esta classe representou 63% do total, seguido da classe de dimensão 3-8 cm, com 30%. Os indivíduos de maiores dimensões representaram apenas 6% dos agrupamentos piscícolas destes pegos, não se tendo registado a ocorrência de exemplares com comprimento superior a 15 cm.

As espécies mais abundantes nos pegos que secaram foram as mais comuns nesta rede hídrica, ou seja *Rutilus alburnoides* e *Lepomis gibbosus*, seguindo-se *Chondrostoma lemmingii*, espécie que é relativamente frequente nos cursos de baixa ordem (cf. Cap. 2) e

Barbus spp. juvenis (Figura 6.28). As espécies indígenas em conjunto representam cerca de dois terços da fauna que se perde nos pegos que secam durante o período de estio. A espécie *G. holbrooki* não foi considerada em termos da sua proporção relativamente a outras espécies devido quer à sua ocorrência errática quer à sua elevadíssima densidade, podendo por isso mascarar a estrutura geral dos agrupamentos piscícolas.

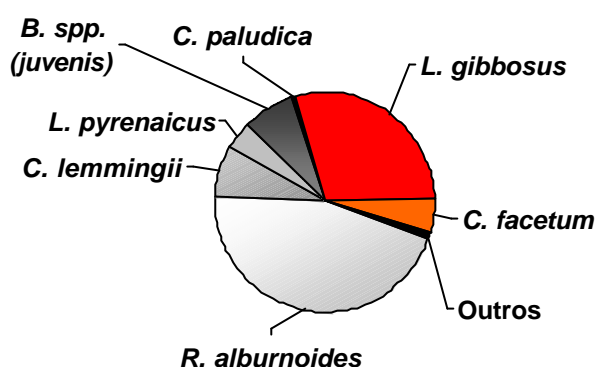


Figura 6.28. Composição ictiofaunística inicial dos pegos que secaram durante o período de estio.

6.6.2. DISCUSSÃO

A profundidade dos pegos foi o factor físico determinante para ocorrência de mortalidade piscícola nos pegos de Verão, tendo-se observado cadáveres apenas em pegos com profundidade inferior a 15 cm e com fortes constrangimentos ambientais. As maiores taxas de mortalidade piscícola ocorreram na fase final de secagem dos pegos, quando estes apresentaram uma profundidade média inferior a 2,5 cm. Resultados idênticos foram relatados relativamente a outros agrupamentos piscícolas de cursos intermitentes ou temporários (John, 1964; Kushlan, 1974; Tramer, 1977; Capone & Kushlan, 1991; Chapman & Kramer, 1991b; Labbe & Fausch, 2000).

É possível que não se tenham observado cadáveres em pegos de maiores dimensões com condições físico-químicas de risco, devido a uma forte pressão necrófaga/predatória de muitos organismos que interagem com no meio aquático, incluindo aves e mamíferos.

O ambiente estagnado e o decréscimo do nível da água associados a longos períodos de insolação favorecem o desenvolvimento de algas filamentosas e macrófitas enraizadas assim como do fitoplâncton e/ou perífiton (Chpaman & Kramer, 1991a), observando-se frequentemente pegos pequenos com cobertura vegetal próximo dos 100%. A elevada produtividade primária nos pegos conduz à sobre-saturação do oxigénio dissolvido durante as horas de maior intensidade luminosa enquanto durante o período da noite e madrugada se observam frequentemente situações de hipóxia ou mesmo anóxia. Quando os pegos se aproximam da fase final de secagem verifica-se uma súbita senescência do material vegetal a qual agrava a depleção do oxigénio dissolvido. Neste cenário os peixes ficam sujeitos a grandes amplitudes diárias de oxigénio dissolvido às quais se associam também elevadas amplitudes térmicas, sendo nestas condições que ocorrem as maiores taxas de mortalidade antes de se atingirem os limites críticos de secura. Em termos gerais, os grandes picos de mortalidade observaram-se nas horas de maior insolação (13:00-15:00 horas), quando se registaram simultaneamente valores de temperatura e de oxigénio dissolvido muito elevados (OD > 25 mg/L e temperatura > 35°C).

A ausência de movimento na água em conjunto com altas temperaturas atmosféricas e intensa exposição directa à radiação solar fazem com que a temperatura da água possa exceder os limites de tolerância térmica dos peixes (Bailey, 1955; Matthews et al., 1982). No entanto, alguns autores (e.g. Hart, 1952; Brett, 1956; Spotilla et al., 1979; Matthews et al., 1982) demonstraram que os peixes frequentemente expostos a elevadas temperaturas (>30°C) possuem a capacidade de aumentar fisiologicamente os seus limites de tolerância térmica. Aparentemente a tolerância térmica das espécies está directamente relacionada com a síntese de um tipo de proteínas (hps “heat shock proteins”) que protegem as proteínas vitais e as membranas celulares (Coleman et al., 1995) e aumentam a resistência e recuperação das células ao stress térmico (Marx, 1983; Fader et al., 1994). Coleman et al. (1995) sugerem que estas proteínas tenderão a estar presentes apenas em espécies e/ou estádios de desenvolvimento expostos regularmente a elevadas temperaturas como resultado da selecção natural numa perspectiva custo-benefício, devido ao elevado dispêndio de energia que representam para o organismo.

A especificidade da composição ictiofaunística em função dos constrangimentos ambientais de cada tipo de pego e de curso, nomeadamente em termos de exposição ao estio, também poderá reflectir as diferentes tolerâncias térmicas das espécies nativas, supondo-se que à semelhança com outros agrupamentos cada espécie tenha as suas preferências e limites térmicos (Jobling, 1981; Moyle & Baltz, 1985). O facto das espécies nativas, que se associam frequentemente aos cursos mais expostos à secagem, e.g. *R. alburnoides*, *C.*

lemmingii, e *C. paludica*, serem as que mais resistem aos constrangimentos físico-químicos evidencia a existência de mecanismos de adaptação aos constrangimentos estivais.

Geralmente as mortalidades piscícolas são atribuídas a situações de hipóxia ou mesmo anóxia que tendem a ocorrer durante a noite, particularmente em períodos quentes sem vento (e.g. Rutledge & Beitinger, 1989; Menezes, 2000). As elevadas temperaturas implicam geralmente elevadas taxas metabólicas, implicando grandes consumos de oxigénio que durante a noite não são compensados pela fotossíntese. As situações com elevadas temperaturas e baixas concentrações de oxigénio dissolvido provocam depressões metabólicas nos peixes que são letais para várias espécies de peixes e inibidoras do crescimento e reprodução de outras (e.g. Tramer, 1977; Coutant & Benson, 1990; Cech et al., 1990). No entanto, quando se verificam grandes amplitudes diárias de oxigénio dissolvido, o efeito da baixa concentração nocturna de oxigénio soma-se ao efeito da sobre-saturação diurna. As sobre-saturações são, a este nível de grandeza, fortemente constrangedoras, e particularmente devido às rápidas elevações de concentração, levam à formação de bolhas gasosas nos vasos sanguíneos dos peixes, provocando mortalidade (Menezes, 2000). As elevadas concentrações de oxigénio dissolvido também afectam os tecidos dos peixes e diminuem a quantidade de vitamina C no fígado (Lygren et al., 2000). As concentrações de valores de oxigénio dissolvido mais elevadas observam-se durante as horas de maior insolação, ao mesmo tempo que se registam também as temperaturas mais elevadas. Nestas condições podem ocorrer enormes alterações na pressão sanguínea e pH dos peixes, as quais conduzem a graves lesões, e frequentemente à morte (Soncini & Glass, 1997).

Neste estudo observou-se relativamente baixa mortalidade piscícola em situações com reduzido concentração de oxigénio dissolvido. Aparentemente, algumas espécies de peixes têm maior capacidade de fazer face às baixas concentrações de oxigénio do que às elevadas, desde não interajam outros parâmetros. Em situações de hipóxia algumas espécies, incluindo Ciprinídeos, têm a capacidade de respirar o oxigénio dissolvido junto à interface ar-água, e outras chegam mesmo a respirar o oxigénio atmosférico (Lewis, 1970; Kushlan, 1974; Williams, 1985; Jobling, 1994; Olowo & Chapman, 1996). De facto tanto em pegas e como em laboratório, espécies como *R. alburnoides*, *C. lemmingii*, *L. gibbosus* observavam-se frequentemente a deglutir ar à superfície junto à interface ar-água quando se verificavam situações de carência de oxigénio dissolvido (Guilherme & Ilhéu; dados não publicados).

Os peixes em situações de desconforto ambiental, particularmente devido a problemas respiratórios, também podem exibir alterações nos ritmos cardíaco e respiratório (Ruggerone, 2000) e no comportamento natatório, não só a natação de lado e à superfície como perda de equilíbrio (Lowe et al., 1967; Tramer, 1977; Mundahl, 1990). A relativa frequência com que se observaram peixes a saltar para fora dos pegos (particularmente nos muito pequenos), assim como em aquários, levanta a hipótese deste comportamento constituir também uma estratégia dos peixes face a elevados constrangimentos, nomeadamente de oxigénio e de espaço.

Em muitos dos pegos com elevada biomassa algal, registaram-se elevados valores de pH (> 10) os quais conjuntamente com os constrangimentos de oxigénio e em situações com elevada concentração de produtos azotados, particularmente amónia e nitritos, podem ser tóxicos para os peixes (Alabaster & Loyd, 1980; Menezes, 2000).

Aparentemente, uma dada variável só constitui um factor limitante quando os seus valores se aproximam dos limites de tolerância das espécies (Leftwich et al., 1997). Embora alguns pegos tenham apresentado o mesmo padrão de variação de temperatura e oxigénio dissolvido, verificou-se que pequenas variações nos factores limitantes traduziram-se em diferentes taxas de mortalidades como foi o caso do pego 1A e 1B (Figura 6.19). Quando as condições ambientais se aproximam dos limites de tolerância das espécies, pequenas variações nos parâmetros críticos poderão fazer a diferença entre a sobrevivência e a morte. Matthews et al. (1982) demonstrou que o aumento de apenas 1°C na temperatura da água (de 37 para 38°C) resultou numa diminuição considerável da taxa de sobrevivência das espécies piscícolas, mesmo das mais tolerantes. Pensa-se que em alguns pegos a temperatura tenha sido um factor coadjuvante dos efeitos da sobre-saturação do oxigénio dissolvido, despoletando os picos de mortalidade.

Por outro lado o tempo de exposição em condições adversas também poderá contribuir para a variação do padrão de mortalidade. No pego 2 (Figura 6.20) observou-se comparativamente menor mortalidade antes da fase final de secagem, provavelmente devido ao pego apresentar um reduzido período de exposição solar directa, devido a um maior ensombramento da vegetação ripícola. A exposição directa ao sol pode produzir um aumento da temperatura corporal devida à absorção de calor pela zona dorsal a qual agrava a debilidade dos peixes (Tramer, 1977). No caso do pego 2, o efeito sombra provocou um abaixamento da temperatura da água a partir no início da tarde verificando-se simultaneamente um decréscimo na concentração de oxigénio dissolvido. Mundahl (1990) verificou que o ensombramento conjuntamente com um elevado número de elementos

submersos ou semi-submersos, como rochas, constituíam refúgios térmicos essenciais à sobrevivência dos peixes, e que a competição entre espécies pode intensificar-se pela disputa destes locais. Shaefer et al. (2003) observaram deslocamentos de espécimens piscícolas para zonas mais profundas quando a temperatura da água atingia valores muito elevados nos habitats preferidos.

À medida que os pegos perderam água verificou-se um aumento da densidade piscícola que na fase final de secagem dos mesmos atingiu 1500 indivíduos/m², em agrupamentos com espécies nativas (e.g. pego 2, Figura 6.15) e 4500 indivíduos/m², em pegos dominados pela espécie *G. holbrooki* (e.g. pego 7, Figura 6.20). Nestas circunstâncias as interações biológicas tendem a elevar-se. Nos pegos monitorizados, a predação terrestre contribuiu de forma pouco significativa para a mortalidade piscícola devido à presença de redes que impossibilitavam o acesso destes predadores ao interior dos pegos. No entanto observaram-se diariamente pegadas de aves e de pequenos mamíferos nas margens de quase todos os pegos, os quais constituíram os principais predadores destes agrupamentos devido ao reduzido tamanho dos peixes. Pontualmente observaram-se ataques de insectos de grandes dimensões, como vespas, a pequenos peixes moribundos. Particularmente nos pegos quase secos e com elevada densidade de peixes, os picos de mortalidade piscícola disponibilizam abundância de alimento com custos mínimos, prevendo-se que estes peixes sejam rapidamente consumidos pela fauna envolvente.

No interior dos pegos, o Lagostim Vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*) constitui a espécie com maior potencial predatório. Esta espécie é muito abundante nos pegos de verão, registando frequentemente densidades na ordem de 30 indivíduos/m² em pequenos pegos (Fernandes & Ilhéu, dados não publicados). Aparentemente regista-se um incremento do consumo de peixe pelo lagostim em pegos de reduzida dimensão, embora se preveja que uma grande percentagem deste consumo resulte da ingestão de cadáveres (Fernandes, 2003). A espécie *Gambusia holbrooki*, igualmente muito abundante na maioria dos pegos, evidencia também um comportamento necrófago relativamente a peixes que surgiam à superfície moribundos ou muito debilitados (Ilhéu, obs. pess.) O seu comportamento predatório, particularmente sobre larvas de peixe (Meffe, 1985) foi implicado no declínio de espécies nativas nos E.U.A. e na Austrália (Meffe, 1984; Arthington, 1991; Baber & Babbitt, 2004). Relativamente a *L. gibbosus* embora possa preda larvas de peixe (Beaulieu et al., 1979; Harvey, 1991) e provavelmente juvenis, prevê-se um impacto significativo apenas em situações de elevada densidade.

No caso particular dos pegos estudados, todas as espécies exóticas, incluindo o lagostim também poderão interagir com as nativas devido ao seu comportamento agressivo (Arthington, 1991; Zapata & Granado-Lorencio, 1993; Ilhéu, 1996). Dado que na ausência de espécies exóticas a fauna nativa terá melhores hipóteses de sobrevivência até à melhoria das condições ambientais, a estruturação dos agrupamentos piscícolas durante o Verão poderá ter estrategicamente subjacente uma certa segregação espacial entre exóticas e indígenas, particularmente em situações de elevada densidade. Algumas relações interactivas surgem exactamente no contexto dos efeitos dependentes da densidade (Karlstrom, 1977), nomeadamente devido à intensificação dos comportamentos territoriais e competição pelos recursos alimentares (Crips, 1993; Matthews, 1998, Isumbisho et al., 2004). Em teoria os efeitos dependentes da densidade provocam uma elevada dispersão dos indivíduos dentro do mosaico de habitat (ver Modelo de Distribuição Ideal, e.g. Fretwell & Lucas, 1970; Tyler & Gilliam, 1995).

A distribuição espacial dos agrupamentos nos diferentes pegos estudados corrobora ambas as hipóteses de segregação e dispersão, tanto ao nível da bacia (cf. ponto 6.4) como ao nível do troço. No caso particular do conjunto de pegos monitorizados até à secagem total, os agrupamentos dominados por espécies nativas ocorreram em pegos localizados no leito menor do curso de água, junto à margem com vegetação ripícola enquanto os pegos dominados pela exótica *G. holbrooki* e com reduzida fracção de espécies nativas se distribuíram na margem oposta sobretudo em zonas com substrato vasoso. Obviamente que o padrão de dispersão de *G. holbrooki* também estará relacionado com a sua elevada tolerância a condições ambientais extremas, nomeadamente elevadas temperaturas e baixos valores de oxigénio dissolvido, o que faz com que frequentemente seja a única espécie presente em ambientes demasiado austeros para outras espécies (Capone & Kushlan, 1991; Meffe, 1992). Subsiste no entanto a dúvida se alguns pegos dominados por *G. holbrooki* teriam, num momento anterior, sido constituídos por agrupamentos piscícolas mais complexo.

Os resultados obtidos parecem suportar a ideia de que nas condições habituais que se verificam na rede hídrica do rio Guadiana (exceptuam-se anos muito secos e troços que recebem águas drenadas de regadios com elevadas concentrações de agro-químicos), o essencial da mortalidade piscícola, devida a constrangimentos abióticas, ocorre na fase final de secagem dos pegos, comprovando a elevada tolerância ambiental das espécies piscícolas. As grandes mortalidades piscícolas ocorrem sobretudo em pegos com reduzidas dimensões, particularmente troços de cabeceira. Nestes pegos os agrupamentos são compostos fundamentalmente por indivíduos de pequenas dimensões, na sua maioria YOY

(Young-of-Year). A preponderância de juvenis em pegos de pequenas dimensões pode reflectir sua preferência por zonas marginais e pouco profundas as quais coincidem no período seco com os pegos com menor profundidade. Por outro lado poderá ainda expressar os efeitos da predação selectiva direccionada para as classes de maior tamanho (Power, 1987; Schlosser, 1997; Harvey & Stewart, 1991) assim como a maior tolerância dos juvenis a condições extremas, tanto de temperatura como de oxigénio dissolvido (John, 1964; Lowe et al., 1967; Tramer, 1977; Capone & Kushlan, 1991; Coleman et al., 1995). No entanto e apesar da sua tolerância os juvenis são o grupo mais afectados pelo estio devido ao facto de ocuparem maioritariamente pegos que não persistem até ao fim do período de seco.

As espécies que mais frequentemente ocorrem nos pegos que secam e cujos efectivos são os potencialmente mais afectados pela secura, são as mais comuns na rede hídrica do rio Degebe, i.e. *R. alburnoides*, *L. gibbosus*, seguida de *C. lemmingii*, sendo as primeiras duas também as que mais resistem até à fase final de dessecamento dos pegos. As espécies nativas, em conjunto, constituem cerca de dois terços da fauna que se perde por estiagem. No entanto nenhuma destas espécies endémicas apresenta estatuto de ameaçada. Supõe-se que particularmente as espécies que ficam expostas a condições extremas de estio e cujas populações estão relativamente restritas, i.e. as típicas de cursos de cabeceira, como é o caso de *C. lemmingii* e *C. paludica*, tenham desenvolvido mecanismos de adaptação fisiológica às condições críticas. A primeira, por exemplo evidencia um tipo de boca-terminal, que lhe permite o aproveitamento da fina camada de oxigénio dissolvido existente na superfície da água (Ilhéu & Guilherme, dados não publicados). No caso particular de *C. paludica*, a sua preferência por habitats com substratos vaso-arenosos a arenosos (cf. Cap. 4) estará associada à sua capacidade de enterramento no sedimento, a qual resulta provavelmente de um comportamento adaptado à escassez temporária de água. Por outro lado, algumas espécies bentónicas, incluindo a família Cobitidae, apresentam respiração intestinal, utilizando grandes secções do tracto digestivo exclusivamente como pulmão (Bond, 1996). Provavelmente o limite de sobrevivência de *C. paludica* associa-se ao tipo de sedimento e à disponibilidade de água intersticial do mesmo, finda a qual os indivíduos se observam a emergir do substrato.

O padrão de mortalidade dos agrupamentos piscícolas da bacia do rio Degebe evidencia a tolerância das espécies indígenas aos constrangimentos estivais e corrobora a importância da dispersão e segregação dos indivíduos em função da dimensão e das características das espécies (e.g. fisiológicas e populacionais) como factores chave nas estratégias de adaptação ao regime temporário dos cursos de água. As espécies e indivíduos mais

pequenos, mais tolerantes e com maior número de indivíduos, constituem os agrupamentos dominantes dos cursos de cabeceira e dos pegos pequenos, nos quais ocorrem as condições ambientais de maior risco para a ictiofauna e conseqüentemente as maiores taxas mortalidade. As espécies supostamente menos tolerantes e os indivíduos de maiores dimensões, em geral, ocorrem em pegos profundos e/ou persistentes, com condições ambientais mais estáveis, localizados sobretudo em troços de elevada ordem com maior proximidade ao rio permanente, onde se observam as menores taxas de extinção. A associação dos indivíduos de maiores dimensões e sexualmente maduros aos ambientes de menor risco poderá ser interpretada em função da sua importância para o processo de recolonização pós-estio, quer pela sua capacidade de deslocação na rede hídrica quer por contribuírem de forma mais efectiva para o sucesso do recrutamento da geração seguinte.

Variação inter-anual da estrutura dos agrupamentos piscícolas: Implicações do regime de escoamento na dominância de espécies indígenas ou exóticas

7.1. INTRODUÇÃO

A identificação dos factores responsáveis pelo padrão dos agrupamentos piscícolas tem sido uma questão controversa durante as duas últimas décadas (Grossman et al., 1982; Yant et al., 1984; Pearsons et al., 1992; Strange et al., 1992; Moyle & Light, 1996) embora se reconheça que ambos os factores deterministas e estocásticos são importantes na estruturação dos agrupamentos piscícolas. A corrente determinista sustenta que os agrupamentos piscícolas se encontram, de modo geral, em equilíbrio e que as espécies evitam a exclusão por competição através de processos biológicos de adaptação (ver Grossman et al., 1982). Em oposição, a perspectiva estocástica enfatiza a importância das pressões ambientais abióticas, sustentando que o ambiente raramente é estável ao ponto de permitir um equilíbrio (Connell, 1978; Sousa, 1979).

A compreensão dos processos de dinâmica das comunidades e populações depende do conhecimento de como os elementos estocásticos e deterministas se combinam. A natureza das interacções biológicas e a sensibilidade das diferentes espécies às perturbações ambientais escolásticas constituem as grandes questões ainda por responder.

As grandes descargas de caudal podem constituir um factor de perturbação com implicações diferenciadas ao nível específico (e.g. Grossman et al. 1982, 1985; Ross et al., 1985; Matthews, 1986b; Meffe & Minckley, 1987; Resh et al., 1988), redefinindo o padrão dos agrupamentos piscícolas. Entre os períodos de cheia, prevê-se que dominem os processos deterministas (densidade-dependentes), incluindo a competição e predação, enquanto nos períodos de perturbação como as enxurradas e o estio os agrupamentos são regulados sobretudo por factores estocásticos.

A introdução de espécies exóticas é um dos factores que contribui para a alteração do padrão piscícola à escala local, afectando negativamente as espécies indígenas (e.g. Fausch, 1998; Ross, 1991; Baltz & Moyle, 1993; Godinho & Ferreira, 1998). Apesar de não ser comum a extinção de espécies indígenas causada por exóticas, a extirpação (extinção local), o decréscimo dos efectivos, e a diminuição da área de distribuição das indígenas é frequentemente associada à presença das exóticas (Minckley, 1973; Meffe, 1984; Moyle & Light, 1996).

Se aparentemente um factor abiótico for favorável a uma espécie exótica, então essa espécie será bem sucedida na invasão do biota receptor (Moyle & Light, 1996). O sucesso da introdução de espécies exóticas pode ser modelado em função do período de tempo e intensidade das grandes cheias (Strange et al., 1992) podendo-se assim prever o resultado destas introduções (Moyle et al., 1986; Lodge, 1993). Os organismos que vivem em zonas frequentemente sujeitas a grandes perturbações abióticas (e.g. inundações, secas) podem apresentar respostas em termos evolutivos através do desenvolvimento de características morfológicas, fisiológicas e/ou no ciclo de vida de forma a minimizarem os efeitos, ou aproveitarem as vantagens da perturbação (Meffe, 1984). Diversos autores referem as consequências negativas das cheias sobre as espécies exóticas originárias de cursos de água com características hidrológicas distintas (e.g. Minckley, 1973; Meffe, 1984; Strange et al., 1992), controlando, em certa medida, a sua expansão. Como consequência, a co-existência de espécies indígenas e exóticas pode depender de eventos como as grandes enxurradas Outono-Invernais típicas do clima mediterrânico.

A ictiofauna do rio Guadiana sofreu um vincado declínio na distribuição e abundância de muitas das espécies indígenas durante a década de 1980. Têm sido apontadas como principais causas deste declínio, a construção de açudes, a abstracção de água, a extracção de areia e gravilha, a eutrofização, a degradação de habitats em geral, assim como a introdução de espécies exóticas (e.g. Almaça, 1983, 1995; Godinho & Ferreira, 1998, Collares-Pereira et al., 2000), embora a maior parte da informação tenha um carácter especulativo. Neste sentido, e de forma a contribuir para o conhecimento efectivo da importância do regime de escoamento na estrutura dos agrupamentos piscícolas e abundância das espécies indígenas, o objectivo deste capítulo consiste em analisar as alterações inter-anuais na estrutura dos agrupamentos piscícolas da bacia do rio Guadiana, particularmente na relação entre espécies exóticas e indígenas, em função da dinâmica hidrológica inter-anual e das respectivas preferências de habitat.

7.2 MÉTODOS

As amostragens foram realizadas entre 1980 e 1999 durante o período com escoamento, sobre uma rede de 40 estações em cursos de água da bacia hidrográfica do rio Guadiana (parte portuguesa) (Figura 7.1).

Os dados da ictiofauna referentes ao período anterior a 1995 foram obtidos por captura com redes de emalho e tresmalho, e quantificados como número de indivíduos/100m rede/24horas. A partir de 1995 as colheitas foram realizadas com pesca eléctrica. A pesca eléctrica foi efectuada com um aparelho de transporte dorsal (400 - 700 V DC, 4.5-6 A) ou com gerador 300-400V d.c., tendo sido utilizado barco nas zonas mais profundas (>1,2m). As colheitas em cada estação foram realizadas ao longo de um troço de 50 a 100 m de comprimento, varrendo todas as tipologias de habitat (unidades fisicamente homogéneas). As capturas foram quantificadas como CPUE (Capturas por unidade de esforço - minuto). A comparação dos dados obtidos com diferentes métodos de pesca não se considerou incorrecta dado que as análises foram estabelecidas com base em proporções e não densidades ou valores de CPUE. As diferenças entre grupos de espécie foram testadas com recurso ao Teste G, segundo o método descrito por Sokal & Rohlf (1995) e o Teste z (Daniel, 1987). Na análise dos dados, apenas foram consideradas espécies de água doce (estritas) tendo-se também excluído a espécie *Gambusia holbrooki* dado ser demasiado pequena para ser capturada com redes e apresentar uma captura bastante errática com pesca eléctrica.

O uso do habitat pelos diferentes grupos de espécies, foi avaliada com base nos dados obtidos entre 1995 e 1999, em que cada área amostrada constituiu uma unidade fisicamente homogénea (habitat). As tipologias de habitat foram identificadas como *pools*, *riffles* e *runs* (cf. Cap. 4). As preferências de habitat para o conjunto de espécies indígenas e de exóticas (excluindo *Gambusia holbrooki*) foram expressas em valores de probabilidade de uso das variáveis profundidade e velocidade da corrente (Bovee, 1986), tendo sido estandardizados a 1 e apresentados em gráficos bivariados (cf. Cap. 4).

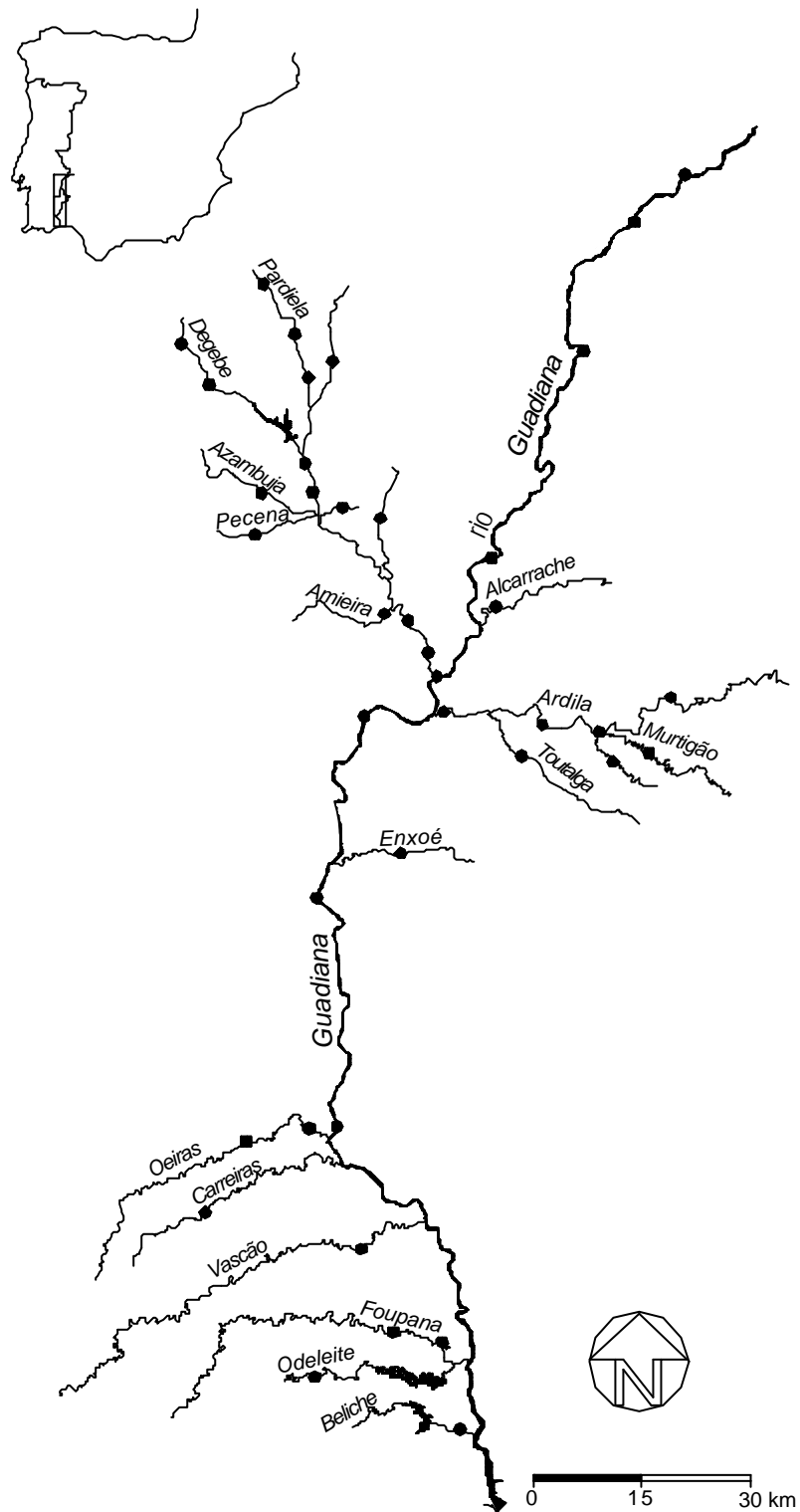


Figura 7.1. Estações de amostragem na bacia hidrográfica do rio Guadiana.

7.3. RESULTADOS

7.3.1. VARIAÇÕES NOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS (1980-1999)

Durante o período de estudo foram capturadas 11 espécies piscícolas indígenas: *Anaocypris hispanica*, *Chondrostoma willkommii*, *Chondrostoma lemmingii*, *Leuciscus pyrenaicus*, *Barbus microcephalus*, *Barbus steindachneri*, *Barbus comiza*, *Barbus sclateri*, *Rutilus alburnoides*, *Salaria fluviatilis* e *Cobitis paludica*. As espécies indígenas mais abundantes à escala da bacia, e considerando a análise temporal, foram *Rutilus alburnoides* e *Barbus steindachneri*.

De entre as exóticas foram capturadas: *Micropterus salmoides*, *Gambusia holbrooki*, *Cichlasoma facetum*, *Cyprinus carpio*, *Carassius auratus* e *Lepomis gibbosus* (S.N.P.R.C.N., 1991), sendo esta última a mais abundante e dispersa em toda a bacia.

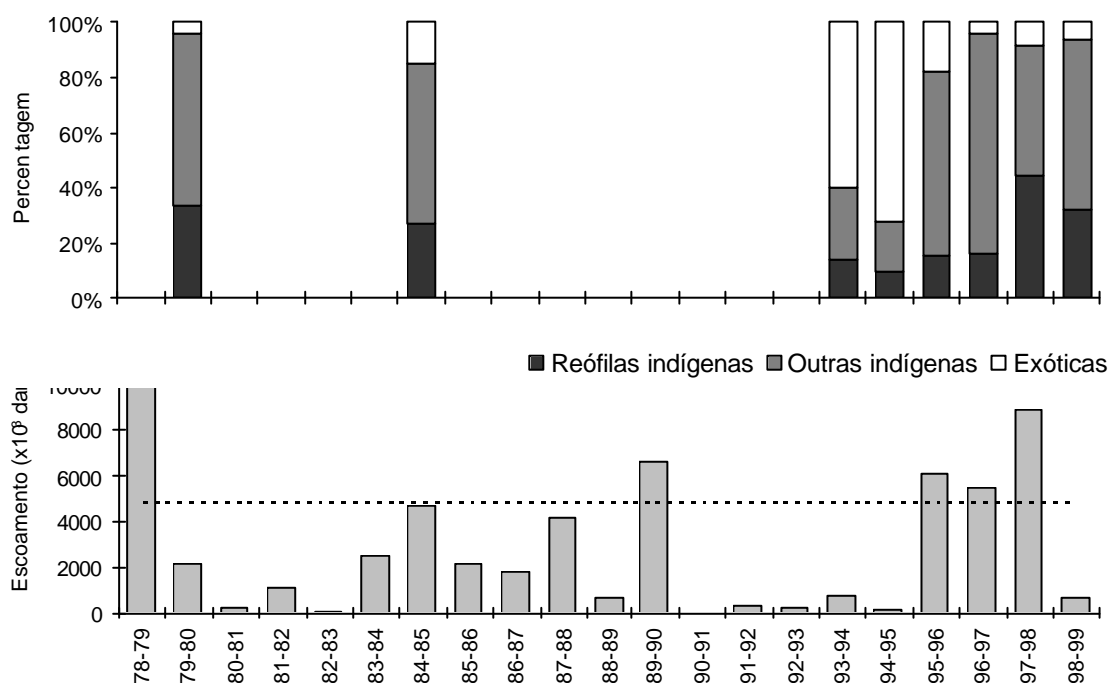


Figura 7.2. Alterações nos agrupamentos piscícolas, escoamento anual e escoamento médio anual (linha a tracejado) do rio Guadiana de 1980 a 1999.

Os barbos (*Barbus* spp.) e a boga do Guadiana (*C. willkommii*) são ao longo deste capítulo designadas como reófilas ou reófilas migradoras dado considerar-se que são as espécies mais fortemente associadas à corrente (cf. Cap. 4) e exibirem migrações sazonais na rede hídrica (Granado-Lorencio, 1992; Rodriguez, 1992).

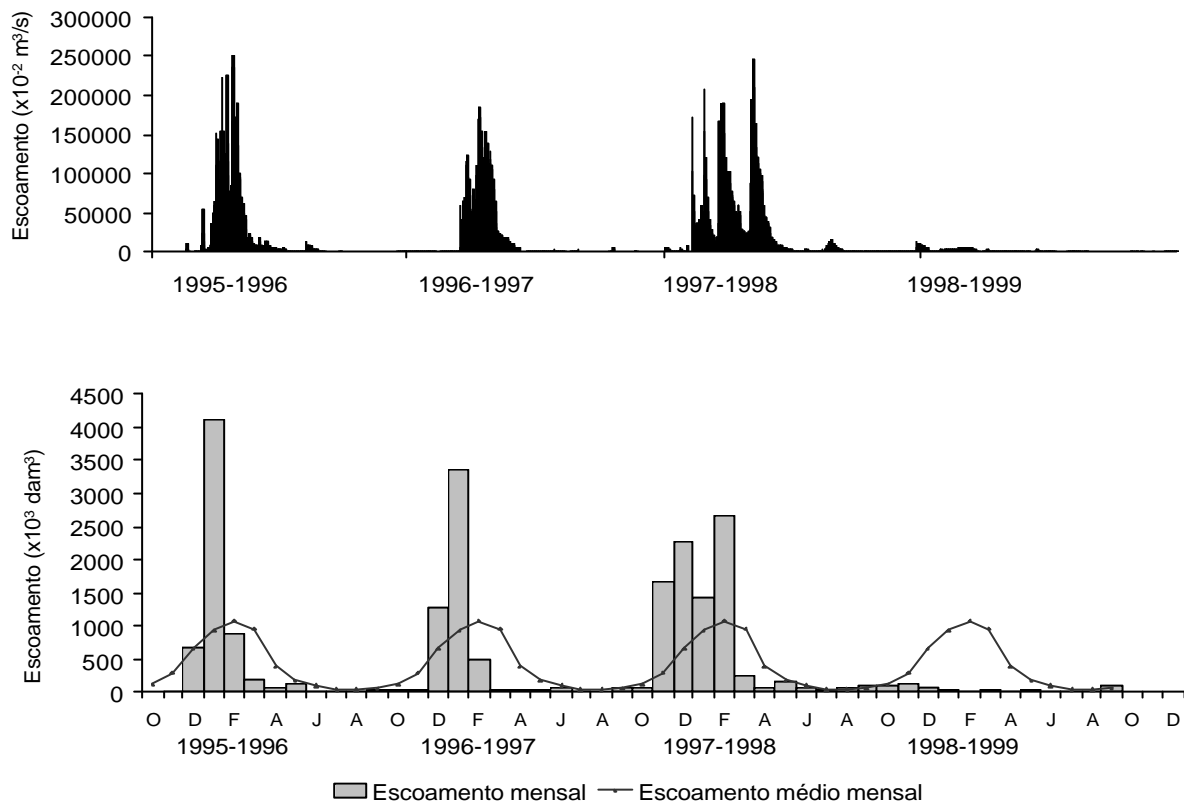


Figura 7.3. Escoamento diário e mensal no rio Guadiana entre os anos hidrológicos de 1995/96 e 1998/1999.

No período de 1980 e 1995, a maioria dos anos apresentou escoamento anual abaixo da média dos últimos 30 anos, tendo-se verificado uma sucessão de anos particularmente secos na primeira metade da década de 90 (Figura 7.2). Entre o início e o final deste período verificou-se uma redução significativa ($P \leq 0,01$) na proporção das espécies indígenas, tendo a sua proporção variado de 96% em 1980, para 17,2% em 1995 (Figura 7.2). Simultaneamente observou-se um progressivo aumento das espécies exóticas. Em 1994-95, *L. gibbosus* era a espécie dominante representando 81% da comunidade piscícola. No entanto, no ano seguinte registou-se um elevado escoamento anual com ocorrência de cheias (Janeiro de 1996, Figura 7.3), ao qual se associou a inversão do processo de domínio da espécies exóticas, com um aumento significativo da proporção de indígenas para 82,1% ($P \leq 0,01$). Nos dois anos seguintes registou-se igualmente a ocorrência de períodos de cheias (Janeiro de 1997 e Novembro-Fevereiro de 1997/98, Figura 7.3), tendo-se intensificado o aumento da proporção de espécies indígenas. A seguir às cheias de Dezembro de 1995 e Janeiro de 1996, a proporção de exóticas decresceu de 72,6% (Centrarquideos 68,3%) para 17,5% (Centrarquideos 17%). Após mais dois períodos de

elevado escoamento (Dezembro de 1996 e Janeiro de 1997), a proporção deste grupo desceu novamente, atingindo 4,2% (Centrarquideos 4%).

Em 1998-1999 o escoamento anual voltou a atingir valores muito abaixo da média tendo-se verificado uma tendência de decréscimo das espécies indígenas reófilas. Dentro do grupo das indígenas, a resposta das reófilas foi distinta das restantes, tendo as primeiras aumentado a sua proporção de forma significativa ($P \leq 0,01$) apenas em 1998, i.e. após dois anos de condições hidrológicas favoráveis, enquanto as outras triplicaram a sua percentagem em apenas um ano, de 1995 para 1996 (Figura 7.2).

7.3.2. OCUPAÇÃO DE HABITAT DAS ESPÉCIES INDÍGENAS E EXÓTICAS

Foram capturados 20816 peixes em 756 habitats em todas as ordens de curso. A distribuição dos grupos de espécies indígenas e exóticas ao longo da rede hídrica não revelou qualquer padrão significativo, excepto na percentagem de indígenas reófilas, a qual se verificou ser significativamente superior nos troços de ordem 5 ($P \leq 0,001$), i.e. no rio Guadiana.

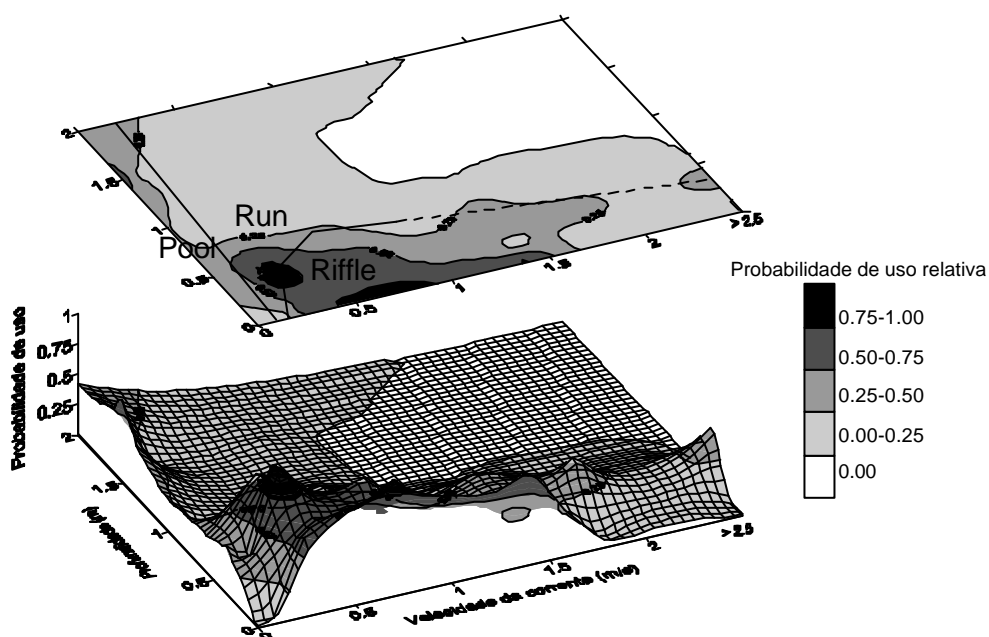


Figura 7.4. Probabilidade de uso da profundidade e velocidade de corrente pelo conjunto das espécies indígenas (n=19587).

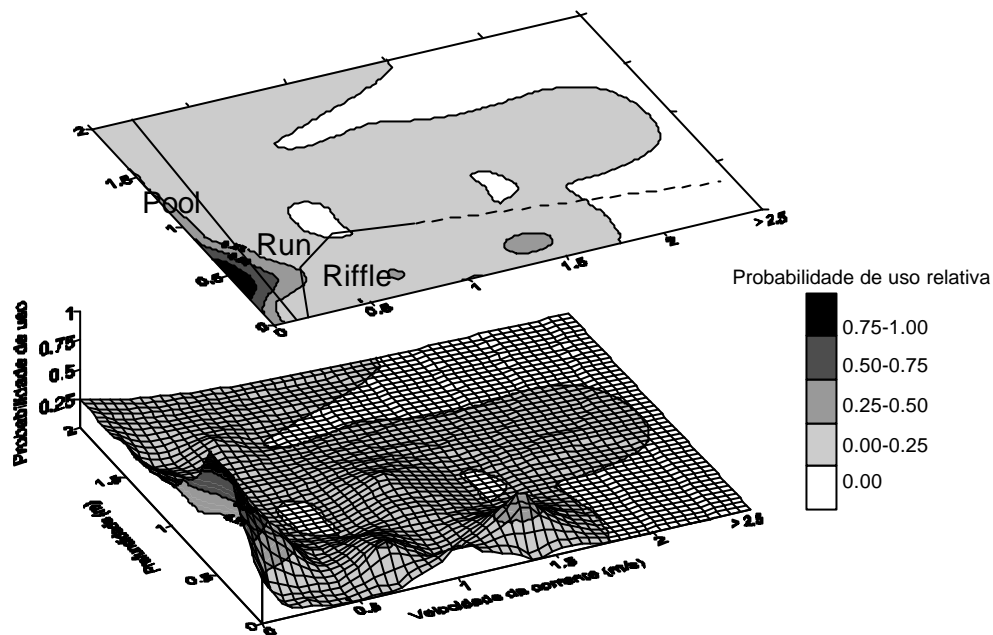


Figura 7.5. Probabilidade de uso da profundidade e velocidade de corrente pelo conjunto das espécies exóticas (n= 1249).

As probabilidades de uso das espécies indígenas e exóticas relativamente à profundidade e velocidade da corrente evidenciaram preferências de habitat distintas (Figuras 7.4 e 7.5). As espécies indígenas preferiram claramente *riffles* de média profundidade, *runs* de velocidade moderada e *pools* profundos (Figura 7.4). Os valores mais elevados de probabilidades de uso deste grupo observaram-se em *riffles*, enfatizando-se a importância dos habitats com corrente e turbulência.

Em ambos os grupos de espécies, exóticas e indígenas, não se verificaram diferenças significativas no uso do habitat em função da ordem de curso. Apenas as endêmicas reófilas migradoras (*Barbus* spp. e *C. willkommii*) apresentaram significativamente maiores proporções em *pools* de média e elevada profundidade nos cursos de maior ordem ($P \leq 0,01$).

7.4. DISCUSSÃO

7.4.1. ALTERAÇÕES NOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS EM FUNÇÃO DO REGIME DE ESCOAMENTO HIDROLÓGICO

As variações do regime de escoamento anual e a dinâmica dos agrupamentos piscícolas apresentam uma relação causa-efeito (Figura 7.2). O decréscimo das espécies indígenas entre 1980 e 1995 parece estar relacionado com a prevalência de vários anos de reduzido escoamento. No final da série dos anos secos 1991/92-1994/95, o grupo das espécies indígenas apresentou a mais baixa proporção de todo o período de estudo. No entanto, nos anos subsequentes, os escoamentos acima da média e a ocorrência de períodos de cheia conduziram à recuperação das espécies indígenas, com um incremento extraordinário em apenas um ano (de 27,4% para 82,1%). As espécies reófilas migradoras foram as mais sensíveis à diminuição do escoamento e a sua recuperação foi mais lenta relativamente às restantes indígenas.

7.4.2. PREFERÊNCIAS DE HABITAT INDÍGENAS *VERSUS* EXÓTICAS

As espécies indígenas apresentaram preferência sobretudo por *riffles*. Este tipo de habitat é preferido por indivíduos de pequenas e médias dimensões (cf. Cap.4), os quais encontram aí condições de abrigo dos predadores aquáticos (pelo efeito da baixa profundidade) e terrestres (pelo efeito da turbulência) e simultaneamente aproveitam a disponibilidade de alimento (Granado-Lorencio, 1992; Ilhéu et al., 1999). Nos anos secos, a disponibilidade de habitats com corrente decresce dramaticamente, tanto em termos espaciais como temporais, resultando em condições menos favoráveis para a fauna nativa.

As espécies exóticas, em oposição às indígenas, preferem habitats de água parada, i.e. *pools*, o que está de acordo com o facto destas espécies estarem adaptadas a lagos ou rios de baixo caudal (Mahon, 1984). As elevadas probabilidades de uso de *pools* poderão ainda estar associadas ao facto destes habitats constituírem zonas de abrigo às enxurradas Outono-Invernais (Granado-Lorencio, 1992). Diversas espécies aparentadas a *Lepomis gibbosus* apresentam maior expressão em condições de reduzido caudal (Schlosser, 1985). Estes resultados enfatizam a preferência destas espécies por ambientes lênticos ou de baixo escoamento, justificando-se assim a dominância de *L. gibbosus* durante o período seco da primeira metade da década de 1990.

7.4.3. O PAPEL DO REGIME TORRENCIAL NO CONTROLO DOS CENTRARQUÍDEOS E RECUPERAÇÃO DOS CIPRINÍDEOS

L. gibbosus é uma espécie eurifágica, que consome organismos macrobentónicos, zooplâncton, ovos de peixes, peixes e detritos orgânicos (Mittelbach 1984; Fox & Keast, 1990; Mittelbach et al., 1992; Godinho et al., 1997b). No entanto, não se comprovou ainda que esta espécie afecte as indígenas pela predação sobre os peixes e ovos o que poderia afectar o recrutamento das mesmas (Garcia-Berthou & Moreno-Amich, 2000). É provável que o consumo de ovos de peixe possa estar subestimado devido à rapidez do processo digestivo (Meffe, 1985) e a falhas de amostragem devido ao reduzido período de incubação dos ovos. Dado que a sobreposição de nicho entre a dieta de *L. Gibbosus* e algumas indígenas é elevada (Ilhéu, dados não publicados), esta espécie também poderá afectar as espécies indígenas por competição trófica, sobretudo em períodos secos, quando aumenta o grau de confinamento assim como a densidade piscícola (Granado-Lorencio & Garcia-Novo, 1986; Rodriguez-Jiménez, 1987; Sostoa & Lobon-Cerviá, 1989; Encina & Granado-Lorencio, 1990; Magalhães, 1993a, 1993b).

Vários anos de reduzido escoamento contribuem para o sucesso da sobrevivência e do recrutamento dos Centrarquídeos e afectam negativamente as espécies indígenas. Os anos de elevado escoamento com períodos de cheia, pelo contrário, beneficiam as endémicas.

É geralmente aceite que o período de ocorrência de uma cheia é crucial por ter implicações distintas ao longo do ciclo de vida das espécies (John, 1964; Matthews, 1986b). Durante a estação reprodutiva, as enxurradas podem ter consequências graves nas populações piscícolas, afectando o recrutamento quer por perturbação das posturas quer por arrastamento dos ovos e/ou juvenis (e.g. Harvey 1987; Erman et al., 1988). Dado que a reprodução de *L. gibbosus* ocorre no final da Primavera e Verão (Ilhéu, dados não publicados), durante a qual, geralmente não ocorrem elevados escoamentos, não se prevê que as suas posturas e recrutamento sejam afectados por enxurradas. No entanto, os elevados escoamentos ocorridos nos Invernos dos anos 1995/96, 1996/97 e 1997/98 (Figura 7.3) podem ter controlado o crescimento de *L. gibbosus*, explicando a grande regressão das espécies exóticas depois de 1995. Bastaram apenas dois anos com vários períodos de cheia para que este grupo reduzisse a sua percentagem de 72,6% para 4,2% dos agrupamentos piscícolas.

Os Ciprinídeos nativos dos cursos mediterrânicos estão frequentemente submetidos a cheias, incluindo grandes enxurradas. Estas espécies responderam às perturbações

naturais através da evolução com desenvolvimento de características morfológicas, ciclos de vida e possivelmente comportamentos de forma a minimizar os efeitos negativos de cada tipo de perturbação (com cambiantes sazonais). A maior parte das espécies apresenta uma cabeça penetrante com um pedúnculo caudal fino e corpo fusiforme, características que melhoram a capacidade natatória em situações de corrente e turbulência elevadas (Hubbs, 1940; Nikolsky, 1963). *L. gibbosus* não apresenta nenhuma destas características; pelo contrário, a sua morfologia é típica das espécies de sistemas aquáticos com reduzida ou nula corrente (Mahon, 1984). Consequentemente esta espécie está menos habilitada para lidar com eventos de intenso escoamento, apresentando muito maior probabilidade de ser arrastada durante os picos de cheia do que as espécies indígenas.

Aparentemente, em ambientes frequentemente sujeitos a enxurradas, as espécies indígenas possuem um comportamento inato de resposta rápida a estes eventos. Estudos experimentais revelaram a existência de diferenças significativas no grau de resposta inapta a pulsos de caudal, entre espécies indígenas e introduzidas em ambientes sujeitos a inundações frequentes (Meffe, 1984). Os cursos do sul de Portugal aumentam rapidamente o caudal durante os períodos de grande precipitação, ocorrendo frequentemente enxurradas súbitas. À semelhança de outras espécies, é provável que a ictiofauna nativa do Guadiana tenha desenvolvido comportamentos adaptativos ao carácter torrencial destes cursos. Como consequência, estas espécies deverão ser menos afectadas pelos picos de cheia do que as espécies introduzidas, como é o caso de *L. gibbosus*, a qual é oriunda de sistemas lênticos (Moyle, 2002).

Amostragens pré- e pós-enxurrada em dois troços da ribeira do Pardiela (Foros do Queimado, troço de ordem 2 e Foros das Pombas, troço de ordem 3), confirmaram a grande susceptibilidade de *L. gibbosus* às situações de escoamento torrencial. Num troço de ordem 2 (Foros do Queimado), em Julho-Agosto de 2000, a proporção de *L. gibbosus* era de 30,5%, enquanto no final de Janeiro de 2001, depois de fortes enxurradas ocorridas em Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001 ($vc=1,8 \text{ m}^3/\text{s}$), não se capturou qualquer exemplar desta espécie. Em Maio do mesmo ano, esta espécie representava apenas 2,8% dos agrupamentos piscícolas. Num troço de ordem 3 (Foros das Pombas), com maior complexidade de habitat, *L. gibbosus* decresceu de 36% em Julho-Agosto 2000 para 16% no final de Janeiro de 2001. Em Maio do mesmo ano representava apenas 13,3% dos agrupamentos piscícolas do troço. É previsível que estes valores se agravem com escoamentos maiores, particularmente em situações com carácter fortemente torrencial.

Alguns estudos relatam o aumento de recrutamento de juvenis como resposta de recuperação rápida a uma perturbação (Bohnsack, 1983; Matthews 1986b; Closs & Lake, 1996; Lobon-Cerviá, 1996). Este padrão poderá estar associado à redução de predadores de ovos ou de larvas, no entanto estas explicações apresentam ainda um carácter muito especulativo.

O tipo de estratégia de vida pode ser um instrumento útil na análise do processo de recuperação da ictiofauna nativa. As espécies referidas como reófilas (*Barbus* spp. e *Chondrostoma willkommii*) apresentam ciclos de vida relativamente longos e atingem dimensões médias a elevadas. A maioria deste grupo é representada por duas espécies de barbos: *Barbus steindachneri* e *Barbus microcephalus*. Os barbos são peixes de grandes dimensões com comprimento total superior a 50 cm e as fêmeas apresentam uma maturidade reprodutiva tardia, por volta dos 6 ou 7 anos (Herrera et al., 1988; Torralva et al., 1997). *C. willkommii* apresenta uma dimensão intermédia (35 cm de comprimento total embora em rios os espécimens sejam geralmente mais pequenos) e a maturidade sexual é atingida no final do segundo ano de vida (Herrera & Fernández-Delgado, 1994).

Em contraste com este grupo, a maioria dos outros Ciprinídeos desta bacia, são espécies de pequenas dimensões. O complexo *Rutilus alburnoides* constitui a espécie dominante, a qual apresenta reprodução sexual e unisexual, podendo originar indivíduos triploides (Alves et al., 1997, 1998). Estes indivíduos triploides são muito comuns, tratando-se, na quase totalidade de fêmeas (Collares-Pereira, 1985). Esta espécie pode ser vista como um exemplo de sucesso no contexto da estratégia de selecção *r*, i.e. selecção característica das espécies de pequenas dimensões, com maturação sexual precoce, elevados recrutamentos, e ciclos de vida curtos, típicas de ambientes instáveis (Pianka, 1970).

A resposta demográfica das espécies de pequena-média dimensão, de recuperação rápida, quando o ambiente é favorável, i.e. anos de elevados escoamentos, é consistente com estratégias de selecção do tipo *r*. Nas reófilas, os adultos apresentam maiores taxas de sobrevivência devido à maior resistência individual e ao facto de habitarem ambientes mais benignos, i.e. troços de ordens mais elevadas, em sectores com habitats mais persistentes e com menores riscos de predação. No entanto também apresentam, um período de recuperação mais longo em consequência da baixa resiliência (capacidade de retornar à condição original pré-perturbação, Connell & Sousa, 1983). Estas características associam-se a estratégias de selecção do tipo *k*, i.e. de ciclos de vida longos com maturidade sexual tardia, frequentemente associados a ambientes persistentes ou estáveis (Pianka, 1970).

7.4.4. PERTURBAÇÃO E COMPLEXIDADE DOS AGRUPAMENTOS PISCÍCOLAS

Actualmente as cheias e as enxurradas já não são vistas como eventos catastróficos com consequências dramáticas para a fauna aquática. Pensa-se que estes eventos têm múltiplas funções, dependendo da sua magnitude, frequência, período de ocorrência e duração. Entre as principais funções refere-se a manutenção da diversidade de habitats aquáticos (e.g. Reiser et al., 1989; Lake, 2000), a melhoria dos substratos e da qualidade da água causada pelo arrastamento do material orgânico e sedimentar do leito dos cursos (e.g. Hill et al., 1991; Petts & Maddock, 1996; Wilcock *et al.*, 1996), e a manutenção da estrutura, diversidade e sucessão da vegetação ripária (e.g. Hupp & Osterkamp, 1996; Scott et al., 1996; Richter et al., 1997; Richter & Richter, 2000). De uma forma geral, as inundações podem ser vistas como mecanismos de "reset" importantes para a manutenção da estrutura de uma certa comunidade e funcionamento dos sistemas fluviais (Cummins & Spengler 1978; Resh et al., 1988). Nas comunidades piscícolas do Guadiana, este mecanismo de "reset", poderá funcionar a dois níveis: (i) controlo das espécies exóticas, particularmente *Lepomis gibbosus*, diminuindo assim a pressão sobre as espécies indígenas, e (ii) promoção da complexidade de habitat, arrastamento dos sedimentos finos e melhoria da qualidade da água, beneficiando os habitats da fauna nativa incluindo os habitats reprodutivos.

Estes resultados sugerem que a coexistência de espécies indígenas e exóticas pode depender dos eventos hidrológicos (cheias e secas). Esta perspectiva está de acordo com a hipótese da perturbação intermédia (Connel, 1978), dado que um certo nível de perturbação controla o crescimento populacional das espécies melhor adaptadas, prevenindo-se assim a exclusão por competição. Embora o conhecimento actual da ecologia da ictiofauna dos cursos Mediterrânicos não permita uma análise detalhada da resposta dos peixes às variações de fluxo hidrológico, é possível prever, dentro de certos limites, a resposta dos agrupamentos piscícolas ao escoamento anual. Um escoamento reduzido conduz à diminuição da diversidade de habitats designadamente no que respeita ao fluxo hidrológico e promove uma maior disponibilidade de habitat com características lênticas os quais são particularmente favoráveis para as espécies exóticas. Aparentemente este processo só regride quando se verificam situações de escoamento torrencial. Neste sentido, é previsível que nas séries de anos secos as espécies exóticas se expandam e que na série seguinte de anos húmidos, depois dos necessários eventos de enxurradas, estas espécies regridam observando-se em simultâneo a recuperação da fauna piscícola nativa.

Por outro lado o barramento dos cursos, pela presença de albufeiras, açudes ou outros, criam condições lênticas que favorecem os peixes exóticos em detrimento dos nativos, que

se tornam cada vez menos abundantes em cursos regularizados relativamente aos não regularizados (Baltz & Moyle 1993; Power et al., 1996). As alterações na estrutura da ictiofauna do Guadiana em função das variações hidrológicas enfatizam a importância da inclusão de caudais de limpeza (“flushing flows”) nos caudais ecológicos dos cursos Mediterrânicos. Estas descargas deliberadas tendem a simular os fenómenos naturais de enxurrada, sendo reconhecidas como essenciais nos programas de restauração (e.g., Hesse & Sheets, 1993; Kondolf & Wilcock, 1996; Richter et al., 1997), pelo papel que desempenham no controlo das espécies exóticas e na manutenção da complexidade dos habitats e dos agrupamentos piscícolas.

Considerações finais

Em termos gerais, encontrou-se na bacia hidrográfica do rio Guadiana uma comunidade piscícola com elevada riqueza relativa, no contexto dos rios Portugueses e Ibéricos (e.g. Almaça, 1995; Granado-Lorencio, 1996; Corbacho & Sanchez, 2001). No período de estudo (1996-2000) observou-se elevada percentagem de espécies endémicas as quais no conjunto apresentaram em média maior ocorrência e abundância que as espécies exóticas. No entanto, confirmou-se o declínio e estatuto de conservação das espécies *Anaecypris hispanica* e *Barbus sclateri* as quais foram extremamente raras.

Os factores de escala regional revelaram-se muito importantes na organização espacial dos agrupamentos piscícolas, determinando a presença ou ausência de espécies e grupos de dimensão, particularmente em função da heterogeneidade e complexidade de habitats. A abundância e distribuição das espécies piscícolas demonstra uma forte dependência da dimensão do curso de água. De forma geral, o aumento da ordem de curso tende a reflectir-se num aumento da estabilidade dos habitats aquáticos e, conseqüentemente, num acréscimo da disponibilidade e persistência dos refúgios estivais, os quais são um factor chave na dinâmica dos agrupamentos piscícolas de cursos Mediterrânicos. À escala regional reflectem-se as interacções entre a heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal, com implicações no mosaico de habitat e na estabilidade e dinâmica das espécies locais, assim como a importância dos processos históricos de dispersão e especiação, e as relações de habitat de larga escala (*sensu* Schlosser, 1995).

Os factores locais determinam a constituição de grupos de espécies piscícolas, *guilds* de habitat, que reflectem relações particulares com as variáveis ambientais, nomeadamente, em função da história de vida e grupos de dimensão dos espécimens. O padrão de ocupação do espaço, tanto durante o período lótico (com escoamento) como lântico (pegos de verão), evidencia a importância dos factores físicos com valor de protecção/abrigo para os peixes. Aparentemente, estes elementos estão sempre subjacentes às preferências de habitat, as quais expressam fortemente as relações custo-benefício relativamente aos

diversos constrangimentos abióticos e bióticos, que operam a múltiplas escalas espaciais e temporais.

Durante o período lótico, as espécies endémicas de pequena e média dimensão (e.g. *Rutilus alburnoides*, *Chondrostoma lemmingii*) assim como os indivíduos de pequenas dimensões em geral, formam um grupo – *guild* de habitat, que apresenta preferência por habitats com relativamente baixa profundidade, moderada velocidade da corrente e turbulência, i.e. *riffles*. As espécies endémicas reófilas migradoras (*Barbus* spp. e *Chondrostoma willkommii*), especificamente os adultos, constituem um outro *guild* que se associa a habitats ou mais profundos e/ou com maior escoamento, geralmente enquadrados nas tipologias de habitat; *pools* e *runs* profundos e *riffles* rápidos. As espécies indígenas, *Cobitis paludica* e *Salaria fluviatilis*, de acordo com o seu carácter bentónico, apresentaram preferências de habitat fortemente determinadas pelo tipo de substrato. Apesar da consistência dos *guilds* de habitat, verificou-se uma certa segregação entre espécies do mesmo *guild*, em função da profundidade, da velocidade da corrente, assim como na combinação de outras variáveis com valor de *cover* (vegetação e substrato). As respostas dissociativas manifestam-se tanto em função da espécie como da classe de dimensão, e podem ser interpretadas como uma forma de minimização das interações competitivas.

Os habitat com escoamento turbulento – *riffles*, constituem habitats com elevado valor para os peixes, pois associam diversos elementos com valor de *cover*, como a turbulência e elevada granulometria do substrato, os quais se verificou serem variáveis importantes na selecção do habitat da generalidade das espécies nativas. O *cover* ou valor de abrigo foi um aspecto determinante na selectividade de habitat da fauna piscícola, apresentado cambiantes à escala temporal, sazonal e diária. O uso dos elementos com valor de *cover*, expressa as necessidades e características dos grupos piscícolas, designadamente em termos de dimensão, pelo efeito que têm na diminuição da eficácia de ataque dos predadores. Especificamente, os indivíduos de pequena e média dimensão, dado que se associam geralmente a habitats com reduzida profundidade, tendem a utilizar a turbulência e vegetação aquática como elementos de protecção. Nos indivíduos de grandes dimensões, o *cover* é obtido através do uso de habitats com elevada profundidade e, nalgumas situações, elevada velocidade da corrente. Os elementos do substrato com elevada granulometria, como calhaus e blocos, constituem elementos de protecção com valor para todos os espécimens piscícolas.

O padrão de uso das variáveis com valor de *cover* apresentou variações diárias que expressam os ciclos de actividade das espécies piscícolas. Durante o dia, a generalidade

das espécies, apresentou maior probabilidade de uso em habitats com elevada velocidade, turbulência e profundidade, relativamente ao período da noite. Por outro lado, durante a noite, verificou-se um aumento no uso de habitats marginais, pouco profundos e com reduzida corrente, mas associados a elementos de vegetação e substrato de grande granulometria. Aparentemente, as variações diárias na ocupação do espaço conjugam os ciclos de actividade-reposo das espécies e grupos de dimensão com a respectiva vulnerabilidade às interacções bióticas, sobretudo predação.

Durante o período de estio, os agrupamentos piscícolas estruturam-se fundamentalmente em função da dimensão do habitat (pegos) e respectivo grau de persistência. A diversidade de habitats e volume dos mesmos aumentou de montante para jusante e encontrou-se correlacionada com a diversidade piscícola, tendo o aumento de espécies sido associado ao aumento de pegos profundos e permanentes. Estes habitats constituem refúgios estivais essenciais à sobrevivência dos espécimens de grandes dimensões, onde se formam metapopulações espaciais (*sensu* Ims & Yoccoz, 1997), e a partir das quais se estabelecem os processos de recolonização, após o restabelecimento da conectividade longitudinal.

O padrão de organização espacial e a dinâmica dos agrupamentos piscícolas durante o período de estio, reflectem a existência de uma interacção complexa entre as características de história de vida das espécies e a variabilidade ambiental dos sistemas a que estão associadas. A composição e abundância dos agrupamentos piscícolas estão altamente dependentes das estratégias de dispersão de cada espécie ou grupo e da disponibilidade e tipo de refúgios estivais existentes na sua proximidade. Os pegos e sectores com maior permanência de água, variam na sua importância para as diferentes espécies e estádios de desenvolvimento. As espécies mais pequenas, mais generalistas no uso do habitat e com estratégias de selecção aproximada ao tipo *r*, dominam nos cursos de cabeceira e associam-se a pegos com baixa e média profundidade, dos quais grande parte, seca durante o Verão. De modo geral, estes pegos, apresentam reduzida dimensão e grandes taxas de evaporação, assim como condições físico-químicas críticas para a ictiofauna, nomeadamente devido às sinergias que se estabelecem em situações extremas de temperatura e oxigénio dissolvido. Foi exclusivamente nestes pegos que se observou a ocorrência de mortalidade piscícola. As espécies menos tolerantes, com maiores dimensões e com estratégias de selecção aproximadas ao tipo *K*, tendem a dispersar-se para pegos mais profundos, com condições ambientais mais estáveis, localizados sobretudo nos troços a jusante, i.e. cursos de ordem elevada, com maior proximidade ao rio permanente.

A variabilidade ambiental decorrente do período de estio, constitui um factor determinante na organização e distribuição espacial das espécies. Os agrupamentos piscícolas foram genericamente dominados, no espaço e no tempo, por espécies indígenas que exibiram plasticidade no uso do habitat durante o período de estiagem (e.g. *Rutilus alburnoides* e *Barbus* spp. juvenis) enquanto que as espécies com preferências mais estritas por pegos ou sectores e com maior vulnerabilidade ao estio apresentaram um padrão de ocupação espacial mais restrito ao longo de todo o ano. A persistência e heterogeneidade do mosaico de habitats estivais são fundamentais para a manutenção da fauna piscícola local. O próprio contexto espacial de conectividade e arranjo espacial de sectores correntes e pegos permanentes pode, também influenciar a distribuição das espécies que necessitam dispersar entre diferentes habitats para realizar as diversas etapas do seu ciclo de vida.

Os fenómenos que promovem a redução da diversidade de habitats, conectividade da rede hídrica assim como da variabilidade hidrológica do sistema lótico (e.g. alterações climáticas e regularização dos cursos de água), representam riscos acrescidos para a fauna nativa, que se encontra adaptada à alternância de ambientes lóticos e lênticos. Estes riscos são agravados pela sucessão de anos secos, beneficiar as espécies exóticas. Estas espécies exibem uma preferência por habitats com características lênticas, os quais dominam em situações de reduzido caudal e em cursos regularizados. Em contrapartida apresentam-se pouco adaptadas a situações e sistemas com regime torrencial de escoamento. Nestes sistemas, as flutuações de escoamento, incluindo os episódios de cheia e seca estival, podem ser vistas como um filtro de perturbação (*sensu* Poff, 1997) que promove alterações espaciais e temporais significativas na heterogeneidade e no mosaico espacial do sistema lótico. Essas alterações expressam-se tanto à escala regional assim como nas características dos habitats locais, e são fundamentais para a persistência e estabilidade dos agrupamentos piscícolas nativos. As variações inter-anuais no regime de escoamento desempenham também um papel fundamental na dinâmica dos agrupamentos piscícolas mediterrânicos na medida em que impedem alterações sensíveis na dominância relativa das diferentes espécies.

Neste sentido, os programas de gestão e conservação da fauna piscícola de cursos mediterrânicos, devem perspectivar a manutenção e/ou restauração de contextos ambientais que assegurem a heterogeneidade do mosaico lótico, e conseqüentemente, a preservação da gama de habitats críticos para os organismos relativamente às diferentes fases o seu ciclo de vida. Destaque-se, em particular, a importância de manter: (i) as configurações espaciais que sustentam a diversidade de habitats, com ênfase nos *riffles*; (ii)

os pegos de grandes dimensões e um mosaico de habitats estivais que favoreçam a posterior recolonização da rede hídrica.

Em conclusão, o presente trabalho permitiu evidenciar a elevada complexidade da organização espacial dos agrupamentos piscícolas de cursos de água de tipo mediterrânico, na qual estão envolvidas interações entre processos históricos e ecológicos a diferentes escalas espaciais e com elevado dinamismo temporal. O padrão de ocupação de espaço das espécies piscícolas tem subjacente o desenvolvimento de estratégias diferenciadas em função da capacidade de dispersão/migração das espécies, da respectiva história de vida e estado de desenvolvimento, assim como da disponibilidade, configuração e heterogeneidade de habitats aquáticos, as quais são função do próprio dinamismo temporal do sistema lótico.

Referências bibliográficas

- Aadland, L.P. 1993. Stream habitat types: their fish assemblages and relationship to flow. *North American Journal of Fisheries Management* 3: 790-806.
- Adrien, M.I. & M. Delibes 1987. Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW Spain. *Journal of Zoology (London)* 212: 399-406.
- Alabaster, J.S. & R. Loyd 1980. *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Butterworths, Boston.
- Allibone, R.M. & D. Caskey 2000. Timing and habitat of koaro (*Galaxias brevipinnis*) spawning in stream draining Mt Taranaki, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 34(4): 593-595.
- Almaça, C. 1965. Contribuição à la connaissance des poisson des eaux interieurs du Portugal. *Arquivos do Museu Bocage, 2ªSer. I*: 9-39.
- Almaça, C. 1978. Répartition Géographique des Cyprinidae ibérique et secteurs ichtyogéographiques de la Péninsule Ibérique. *Vestník Československé Společnosti Zoologické, Svazek XLII – Cislo 4 – Str. 241-248*.
- Almaça, C. 1983. Contemporary changes in Portuguese freshwater fish fauna and conservation of autochthonous Cyprinidae. *Roczniki Nauk Rolniczych, Seria H.T.* 100: 9-15.
- Almaça, C. 1995. Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72: 125-127.
- Almaça, C. 1996. *Peixes dos rios de Portugal*. Edições Inapa, Lisboa.
- Alves, M.J., M.M. Coelho & M.J. Collares-Pereira 1997. The *Rutilus alburnoides complex* (Cyprinidae): evidence for a hybrid origin. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 35: 1-10.

- Alves, M.J., M.M. Coelho & M.J. Collares-Pereira 1998. Diversity in the reproductive modes of females of the *Rutilus alburnoides complex* (Teleostei, Cyprinidae): a way to avoid the genetic constraints of uniparentalism. *Molecular Biology and Evolution* 15: 1233-1242.
- Angermeier, P.L. & I.J. Shlosser 1989. Species-area relationships for stream fishes. *Ecology* 70: 1450-1462.
- Angermeier, P.L. & J.R. Karr 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 716-726.
- Angermeier, P.L. & M.R. Winston 1999. Characterising fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Applications* 9: 335-349.
- Angermeier, P.L. 1982. Resource seasonality and fish diet in an Illinois stream. *Environmental Biology of Fishes* 74: 251-264.
- Angermeier, P.L. 1987. Spatial and temporal variation in habitat selection by fishes in small Illinois streams. In: *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes* (W.J. Matthews & D.S. Heins, eds.), pp.52-60. Norman: University of Oklahoma Press.
- Angradi, T.R. & J.S. Griffith 1990. Diel feeding chronology and diet selection of the Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*, in the Henry's Fork of the Snake River, Idaho. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 355-360.
- Aparicio, E. & A. Sostoa 1999. Pattern of movements of adult *Barbus haasi* in a small Mediterranean stream. *Journal of Fish Biology* 55: 1086-1095.
- APHA, 1998 . Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th edition. American Public Health Association, Washington, D.C., USA.
- Arthington, A.H. 1991. Ecological and genetic impacts of introduced freshwater fishes in Australia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (suppl. 1): 33-43.
- Baber, M.J. & K.J. Babbitt 2004. Influence of habitat complexity on predation-prey interaction between the fish (*Gambusia holbrooki*) and tadpoles of *Hyla squirella* and *Gastrophryne carolinensis*. *Copeia* (1): 173-177
- Bailey, R.M. 1955. Differential mortality from high temperatures in a mixed-population of fishes in southern Michigan. *Ecology* 36: 526-528.
- Bain, M. B. & Boltz, J. M. 1989. Regulated Stream Flow and Warmwater Fish: A General Hypothesis and Research Agenda. Biological Report 89 (18). U. S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC.

- Bain, M.B. & S.E. Boltz 1992. Effect of aquatic plant control on the micro-distribution and population characteristics of largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 121: 94-103.
- Bain, M.B., J.T. Fin & H.E. Boone 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69: 382-392.
- Baker, J. A., K.J. Killgore & R.L. Kasul 1991. Aquatic habitats and fish communities in the lower Mississippi river. *Reviews in Aquatic Science* BB3: 313-356.
- Baker, J.A. & T. Ross 1981. Spatial and temporal resources utilisation by southeastern Cyprinids. *Copeia* 1981: 178-179.
- Balon, E.K. 1984. Patterns in the evolution of reproductive styles in fishes. In: *Fish Reproduction: Strategies and Tactics* (G.W. Potts & R.J. Wootton, eds.), pp. 35-53. Academic Press, London.
- Baltz, P.B., D.M. Moyle & N.J. Knigh 1982. Competitive interactions between benthic stream fishes, riffle sculpin *Cottus gulosus*, and specked dace, *Rhinichthys osculus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 1502-1511.
- Baltz, P.B. & D.M. Moyle 1993. Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. *Ecological Applications* 3: 246-255.
- Baras, E. 1992. Étude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.). *Cahiers d'Éthologie* 12: 125-412.
- Baras, E. 1993. Étude par biotélémétrie de l'utilisation de l'espace, chez le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.). *Cahiers d'Éthologie* 13: 135-138.
- Baras, E. 1995. Seasonal activities of *Barbus barbus*: effect of temperature on time-budgeting. *Journal of Fish Biology*. 46: 806-818.
- Baras, E. & J.C. Philippart 1989. Application du radiopiste a l'étude éco-éthologique du barbeau fluviatilis (*Barbus barbus*): problèmes, stratégies et premiers résultats. *Cahiers d'Éthologie appliquée* 9: 467-494.
- Baras, E. & B.Cherry 1990. Seasonal activities of female barbel *Barbus barbus* (L.) in the River Ourthe (Southern Belgium), as revealed by radio tracking. *Aquat Living Resour.* 3: 283-294.

- Baras, E., H. Lambert & J.C. Philippart 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* (L.) through a fish pass in the canalized River Meuse (Belgium). *Aquatic Living Resources* 7: 181-189.
- Baras, E., J.C. Philippart & J. Nindaba 1996. Importance of gravel bars as spawning grounds and nurseries for European running water cyprinids. *Ecohydraulics* 2000, Québec A367-378.
- Baras, E. & J. Nindaba 1999. Seasonal and diet utilisation of inshore microhabitats by larvae and juveniles of *Leuciscus cephalus* and *Leuciscus leuciscus*. *Environmental Biology of Fishes* 56 (1-2): 183-197.
- Baxter, C.V. & F.R. Hauer 2000. Geomorphology, hyporheic exchange, and selection of spawning habitat by bull trout (*Salvelinus confluentus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(7): 1470-1481.
- Bay, L.K., G.P., Jones & M.I. McCormick 2001. Habitat selection and aggression as determinants segregation among damselflies on a coral reef. *Coral reefs* 20(3): 289-298.
- Beaulieu, M.A., S.U. Qadri & J.M. Hanson 1979. Age, growth, and food habits of the pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus* (L.) in a Lac Vert, Québec. *Naturalist Canadian* 106: 547-553.
- Beja, P.R. & M.F. Magalhães 1995. Effects of drought on the fish of a seasonally drying Iberian stream. In *Patterns of Availability and Use of Resources by Otters (Lutra lutra L.) in Southwest Portugal*. (Ed. P.R. Beja), PhD Thesis, University of Aberdeen, Aberdeen.
- Benke, A.C., R.L. Henry III, D.M. Gillespie & R.J. Hunter 1985. Importance of snag habitat for animal production in southeastern streams. *Fisheries* 10: 8-13.
- Benke, A.C., T.C.Jr. Van Ardsall, D.M. Gillespie & F.K. Parrish 1984. Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: the importance of habitat and life history. *Ecological Monographs* 54: 25-63.
- Bernardo, J.M. & M.H. Alves 1999. New perspectives for ecological flow determination in semi-arid regions: a preliminary approach. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 221-229.
- Bernardo, J.M., M. Ilhéu, P. Matono, P. Guilherme, J. Matos, C. Benvenuto & A.M. Costa 2001. Ecologia da ictiofauna do Guadiana e contribuição para o desenvolvimento de um método de determinação de caudais ecológicos em cursos mediterrânicos. INAG, Lisboa.

- Bernardo, J. M., M. Ilhéu, P. Matono & A.M. Costa 2003. Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. *River Research and Application* 19:1-12.
- Bernardo, J.M., M. Ilhéu & A.M. Costa in press. Ictiofauna do Rio Sado: características gerais, distribuição, e proposta e aplicação de índice biótico. In: *Conservação, Valorização e Gestão Ambiental de Sistemas Fluviais: Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado* (I. Moreira, M.G. Saraiva & Nunes Correia, eds.). INAG, Lisboa.
- Biga, H., J. Janssen & J.E. Marsden 1998. Effects of substrate size on lake trout egg predation by mottled sculpin. *Journal of Great Lakes Research* 24(2): 464-473.
- Blanco, J.C. & J.L. González 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica, ICONA. Madrid.
- Bohnsack, J. A. 1983. Resiliency of reef fish communities in the Florida Keys following a January 1977 hypothermal fish kill. *Environmental Biology of Fishes* 9: 41-53.
- Bond, C.E. 1996. *Biology of Fishes* (2nd Ed). Saunders College Publishing, Fourt Worth.
- Bonneto, A.A., I.R. Wais & H.P. Castello 1989. The increasing damming of the Parana basin and its effects on the lower reaches. *Regulated Rivers: Research and Management* 4: 333-346.
- Borcard, D., P. Legendre & P. Drapeau 1992. Partialling out the spatial component of spatial variation. *Ecology* 73: 1043-1055.
- Boulton, A.J. & P.S. Lake 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia.III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology* 27: 123-138.
- Bovee, K.D. & R.T. Milhous 1978. Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques. Paper nº5 *Instream Flow Information*. FWS/OB 78/33, 1-143.
- Bovee, K.D. 1982. *A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology*. *Instream Flow Information Paper No. 12*, FWS/OBS-82/26. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC.
- Bovee, K.D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in *Instream Flow Incremental Methodology*. *Instream Flow Information Paper nb 21*, Biological Report 86 (7). U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC.

- Bradley, J.P., A.H. Arthington & M.G. Read 1993. Spatial and temporal variation in fish assemblages structure in the Mary River, south-eastern Queensland: the influence of habitat structure. *Environmental Biology of Fishes* 37: 355-380.
- Bramblett, R.G. & K.D. Fauch 1991. Fishes, macroinvertebrates, and aquatic habitats of the Purgatoire River in Pinion Canyon, Colorado. *Southwest. Nat.* 36: 281-294.
- Bremset, G. & O.K. Berg 1999. Three-dimensional microhabitat use by young pool-dwelling Atlantic salmon and brown trout. *Animal Behaviour* 58: 1047-1059.
- Brett, J.R. 1956. Some principles in the thermal requirements of fish. *Quart. Review of Biology* 31: 75-87.
- Britton, R.H. & M. E. Moser 1982. Size specific predation by herons and its effects on the sex-ratio of natural population of the mosquito fish *Gambusia affinis Baird and Girard*. *Oecologia* 53: 146-151.
- Burton, G.W. & F.P. Odum 1945. The distribution of stream fish in the vicinity of Mountain Lake, Virginia. *Ecology* 26: 182-194.
- Capone, T. A. & J.A. Kushlan 1991. Fish community structure in dry-season stream pools. *Ecology* 72: 983-992.
- Castelberry, D.T. & J.J.Jr. Cech 1986. Physiological responses of native and introduced desert fishes to environmental stressors. *Ecology* 67(4): 912-918.
- Cattaneo, F., G. Carrel, N. Lamouroux & P. Breil 2001. Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the Lower Rhone at Montelimar, France. *Archiv fur Hydrobiologie* 151(3): 427-450.
- Caulton, M. S. 1978. The importance of habitat temperatures for growth in the tropical Cichlid *Tilapia rendalli bouleenger*. *Journal of Fish Biology* 13(1): 99-112.
- Cech, J.J.Jr., S.J. Mitchell, D.T. Castleberry & M. McEnroe 1990. Distribution of California stream fishes: influence of environmental temperature and hypoxia. *Environmental Biology of Fishes* 29: 95-105.
- Cerri, R.D. & D.F. Fraser 1983. Predation and risk in foraging minnows: balancing conflicting demands. *American Midland Naturalist* 121: 552-561.
- Chapman, L.J. & D.L. Kramer 1991a. Limnological observations of an intermittent tropical dry forest stream. *Hydrobiologia* 226: 153-166.

- Chapman, L.J. & D.L. Kramer 1991b. The consequences of flooding for the dispersal and fate of poeciliid fishes in an intermittent tropical stream. *Oecologia* 87: 299-306.
- Chesson, J. 1978. Measuring preference in selective predation. *Ecology* 59: 211-215.
- Childs, M.R., R.W. Clarkson & A.T. Robinson 1998. Resource use by larval and early juvenile native fishes in the Little Colorado River, Grand Canyon, Arizona. *Transactions of the American Society* 127(4): 620-629.
- Closs, G.P. & P.S. Lake 1996. Drought differential mortality and the coexistence of a native and an introduced fish species in a south east Australian intermittent stream. *Environmental Biology of Fishes* 47: 17-26.
- Clough, S. & M. Ladle 1997. Diel migration and site fidelity in a stream-dwelling cyprinid, *Leuciscus leuciscus*. *Journal of Fish Biology* 50: 1117-1119.
- COBA 1995. Recursos hídricos do Guadiana e sua utilização. INAG, Lisboa.
- Coleman, J.S., S.A. Heckathorn & R.L. Hallberg 1995. Heat-shock protein and thermo-tolerance: linking molecular and ecological perspectives. *Trends of Ecological Evolution* 10: 305-306.
- Collares-Pereira, M. J. 1983. Les phoxinelles circum-méditerranéens (avec la description d'Anaecypris n.gen. (Poissons, Cyprinidae). *Cybiurn* 7(3): 1-7.
- Collares-Pereira, M.J. 1985. The "*Rutilus alburnoides* (Steindachner, 1866) complex" (Pisces, Cyprinidae). II. First data on the karyology of a well-established diploid-triploid group. *Arquivos do Museu Bocage (sér. A)*, III: 69-90.
- Collares-Pereira, M.J. 1990. *Anaecypris hispanica* (Steindachner), a cyprinid fish in danger of extinction. *Journal of Fish Biology* 37 (supplement A): 227-229.
- Collares-Pereira, M.J., M.F. Magalhães, A.F. Geraldes & M.M. Coelho 1995. Riparian ecotones and spatial variation of fish assemblages in Portuguese lowland streams. *Hydrobiologia* 303: 93-101.
- Collares-Pereira, M.J., A.M. Pires, M.M. Coelho & I.G. Cowx 1998. Towards a conservation strategy for *Anaecypris hispanica*, the most endangered non-migratory fish in Portuguese streams. In: *Stocking and Introduction of Fish* (I.G. Cowx, ed.), pp. 437-449. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.

- Collares-Pereira, M.J., I.G. Cowx, J.A. Rodrigues, L. Rogado & L.M. Costa 1999. The status of *Anaocypris hispanica* in Portugal: Problems of conserving a highly endangered Iberian fish. *Biological Conservation* 88: 207-212.
- Collares-Pereira, M.J., I.G. Cowx, F. Ribeiro, J.A. Rodrigues & L. Rogado 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology* 7: 167-178.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.
- Connell, J.H. 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. *Oikos* 35: 131-138.
- Connell, J.H. & W.P. Sousa 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist* 121: 789-824.
- Cooper, S.D., S. Diehl, K. Kratz & O. Sarnelle 1998. Implications of scale for patterns and processes in stream ecology. *Australian Journal of Ecology* 23: 27-40.
- Copp, G. H. & P. Jurajda 1993. Do small fish move inshore at night? *Journal of Fish Biology* 43 (Suppl.A): 229-241.
- Copp, G. H. & P. Jurajda 1999. Size-structured diel use of river banks by fish. *Aquatic Science* 61: 75-91.
- Copp, G.H. 1992. Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes* 33: 181-193.
- Corbacho, C. & J.M. Sanchez 2001. Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a mediterranean-type basin. The Guadiana River (Southwest Iberian Peninsula). *Regulated Rivers-Research & Management* 17(6): 699-707.
- Cortes, R.M., M.T. Ferreira, F.S. Godinho, G. Santos, J. Oliveira & A. Albuquerque 1994. Comunidades aquáticas dulçaquícolas. Estudo Integrado de Impacte Ambiental do Empreendimento de Alqueva, Anexo Técnico, SEIA, 1-138.
- Costa, M.J. 1988. Utilização de curvas de probabilidade de uso do habitat em estudos de determinação do impacto ambiental nos peixes. *Actas do Coloquio Luso-Espanhol sobre a ecologia das bacias hidrográficas e Recursos Zoológicos*, pp. 73-79.

- Costa, M.J., J.M. Gomes, A. Bruxelas & M.I. Domingos 1988. Efeitos previsíveis da construção da barragem de Alqueva sobre a ictiofauna do rio Guadiana. *Revista de Ciências Agrárias*, Vol XI, Nº4: 143-163.
- Costa, J.P., J.R. Costa, R. Rodrigues & M.A. Santos 1993. Bacia Portuguesa do Guadiana: Caracterização Hidrológica Sumária. Relatório de Projecto.
- Courtois, L.A. 1982. Response of the Mohave chub, *Gila bicolor mohavensis*, to dewatering of an artificial impoundment. *California Fish and Game* 68(1): 61-62.
- Coutant, C.C. & D.L. Benson 1990. Summer habitat suitability for striped bass in Chesapeake Bay: reflections on a population decline. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 757-778.
- Cowx, I.G. & R.L. Welcomme (Eds.) 1998. Rehabilitation of rivers for fish. Blackwell Science, Oxford.
- Cowx, I.G., W.O. Young & J.M. Hellawell 1984. The influence of drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. *Freshwater Biology* 14: 165-177.
- Crips, D.T. 1993. Population densities of juvenile trout (*Salmo trutta*) in five upland streams and their effects upon growth, survival and dispersal. *Journal of Applied Ecology* 30: 759-771.
- Cross, J.N. 1985. Distribution of fish in the Virginia River, a tributary of the lower Colorado River. *Environmental Biology of Fish* 12: 13-21.
- Cummings, K.W. & G.L. Spengler 1978. Stream ecosystems. *Water Spectrum* 10: 1-9.
- Cunjak, R.A., R.G. Randall & E.M.P. Chadwick 1988. Snorkeling versus electrofishing: a comparison of census techniques in atlantic salmon rivers. *Nat. Can. (Rev. Ecol. Syst.)* 15: 89-93.
- Daniel, W.W. 1987. *Biostatistics: a Foundation for Analysis in the Health Sciences*. J. Wiley & Sons, New York.
- Dayton, P.K. 1971. Competition, disturbance, and community organisation: the provision and subsequent utilisation of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs* 41: 351-389.
- Delibes, M., P. Ferreras & M.C. Blázquez 2000. Why the eurasian otter (*Lutra lutra*) leaves a pond? An observational test of some predictions on prey depletion. *Revue D'écologie (Terre Vie)* 55: 57-65.

- Des Landes, J.C., S. Guenette, Y. Prairie, D. Roy, R. Verdon & R. Fortin 1995. Changes in fish populations affected by the construction of the La Grande complex (Phase I), James Bay region, Quebec. *Canadian Journal of Zoology - Revue Canadienne de Zoologie* 73(10): 1860-1877.
- DGRAH 1986. Monografias Hidrológicas dos Principais Cursos de Água de Portugal Continental. Ministério do Plano e da Administração do Território, Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa.
- Doadrio, I., B. Elvira & Y. Bernat 1991. Peces Continentales Españoles - Inventario y Clasificación de zonas fluviales. ICONA. CSIC, Madrid.
- Dufrêne, M. & P. Legendre 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Eklöv, A.G., L.A. Greeberg & H. Kristiansen 1994. The effect of depth on the interaction between perch (*Perca fluviatilis*) and minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Ecology of Freshwater Fish* 3: 1-8.
- Elvira, B. 1995. Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater Biology* 33: 103-108.
- Encina, L. & C. Granado-Lorencio 1990. Morfoecología trófica en el género *Barbus*. *Limnética* 6: 35-46.
- Encina, L. & C. Granado-Lorencio 1991. Diet and diel feeding chronology of three Iberian fish species. *Ecology International Bulletin* 19: 43-64.
- Encina, L. & C. Granado-Lorencio 1997. Seasonal changes in condition, nutrition, gonad maturation and energy content in barbel, *Barbus sclateri*, inhabiting a fluctuating river. *Environmental Biology of Fishes* 50: 75-84.
- Encina, L. 1991. Ecología trófica e dinámica energética de la comunidad íctia del río Guadalete. Tese Doctoral, Universidad de Sevilla, España
- Eriksson, T. 1989. The effects of release time on the migratory behaviour of Baltic salmon (*Salmo salar*): the influence of an annual time program. *Behaviour* 108: 10-22.
- Erman, D.C., E.D. Andrews & M. Yoder-Williams 1988. Effects of winter floods on fishes in the Sierra Nevada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 2195-2200.

- Eros, T., Z. Botta-Dukat & G.D. Grossman 2003. Assemblages structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. *Ecology of Freshwater Fishes* 12(2): 141-150.
- Evans, J.W. & R.L. Noble 1979. Longitudinal distribution of fishes in an east Texas stream. *American Midland Naturalist* 101: 333-343.
- Facey, D.E. & G.D. Grossman 1990. The metabolic cost of maintaining position for four North American stream fishes: effects of season and velocity. *Physiology and Zoology* 63: 757-776.
- Facey, D.E. & G.D. Grossman 1992. The relationship between water velocity, energetic costs and microhabitat use in four north American stream fishes. *Hydrobiologia* 239: 1-6.
- Fader, S.C., Z. Yu & J.R. Spotila 1994. Seasonal variation in heat shock proteins (hsp70) in stream fish under natural conditions. *Journal of Therm. Biology* 5: 335-341.
- Fausch, K.D. 1984. Profitable stream positions for salmonids relating specific growth rate to net energy gain. *Canadian Journal of Zoology* 62: 441-451.
- Fausch K.D. 1998. Tests of competition between native and introduced salmonids in streams: what have we learned. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 2238-2246.
- Fausch, K.D., J.R. Karr, P.R. Yant 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 39-55.
- Fausch, K.D. & R.G. Bramblett, 1991. Disturbance and fish communities in intermittent tributaries of a Western Great Plains river. *Copeia* 3: 659-674.
- Fausch, K.D. & T.C. Northcote 1992. Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Aquatic Fisheries Sciences* 49: 682-693.
- Fearnside, P.M. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management* 27(3): 377-396.
- Fernandes, S.M.M.G. 2003. Ecologia e impacto trófico do Lagostim Vermelho (*Procambarus clarkii*, Girard) em pegos estivais da bacia do Rio Degebe. Tese de Final de Curso, Universidade de Évora, Évora.

- Fernández-Delgado, C. & M. Herrera 1995. Age structure, growth and reproduction of *Leuciscus pyrenaicus* in an intermittent stream in the Guadalquivir river basin, southern Spain. *Journal of Fish Biology* 46:371-380.
- Ferreira, A., A. Gonçalves, A. Pinheiro, C. Pinto-Gomes, M. Ilhéu, N. Neves, N. Ribeiro & P. Santos 2001. Plano Específico de Ordenamento Florestal para o Alentejo. Ferreira, A. & A. Gonçalves (Eds). Universidade de Évora.
- Ferreira, M.T., R.M.V. Cortes, F.N. Godinho & J.M. Oliveira 1996. Indicadores da qualidade biológica da água aplicados à bacia Guadiana. *Associação Portuguesa de Recursos Hídricos* 17(2/3): 9-17.
- Ferreira, M.T., F.N. Godinho & R.M.V. Cortes 1998. Macrophytes in a Southern Iberian river. *Verhandlungen der International Vereinigung Fur Limnologie* 26: 1835-1841.
- Fillipe, A.F., I.G. Cowx & M.J. Collares-Pereira 2002. Spatial modelling of freshwater fish in semi-arid river systems: a tool for conservation. *River Research and Applications* 18: 123-136.
- Fillipe, A.F., T.A. Marques, S. Seabra, P. Tiago, F. Ribeiro, L. Moreira da Costa, I.G. Cowx & M.J. Collares-Pereira 2004. Selection of priority areas for fish conservation in Guadiana river basin, Iberian Peninsula. *Conservation Biology* 18(1): 189-200.
- Fox, M.G. & A. Keast 1990. Effects of winterkill on population structure, body size and prey consumption patterns of pumpkinseed in isolated beaver ponds. *Canadian Journal of Zoology* 68: 2489-2498.
- Fraser, D.F. & R.D. Cerri 1982. Experimental evaluation of predator-prey relationships in a patchy environment: consequences for habitat use patterns in minnows. *Ecology* 63: 307-313.
- Fraser, D.F., J.F. Gillian & T. Yip-Hoi 1995. Predation as an agent of population fragmentation in a tropical watershed. *Ecology* 76: 1461-1672.
- Freed, A.N. 1980. Prey selection and feeding behavior of the green frog (*Hyla cinerea*). *Ecology* 61: 461-465.
- Freeman, M.C., D. Viñolas, G.D. Grossman & A. Sostoa 1990. Microhabitat use by *Blennius fluviatilis* in the Rio Matarraña, Spain. *Freshwater Biology* 24: 335-345.
- Fretwell, S.D. & H.L. Jr. Lucas 1970. On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution of birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheriologica* 19:16-36.

- Frissel, C.A., W.A. Liss, C.E. Warren & M.D. Hurley 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.
- Gasith, A. & V.H. Resh 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influence and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 51-81.
- García de Jalón, D., B. Gutierrez, F. Martínez, M. Morillo, S. Baselga & D. Baeza 1997. Realización de la metodología de cálculo de aportaciones ambientales y caudales ecológicos mínimos en la cuenca hidrográfica del río Tajo. Informe técnico CEDEX. Madrid, España.
- García-Berthou, E. & R. Moreno-Amich 2000. Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation. *Journal of Fish Biology* 57: 29-40.
- Garner, P. 1996. Microhabitat use and diet of 0+ cyprinid fishes in a lentic, regulated reach of the River Great Ouse, England. *Journal of Fish Biology* 48: 367-382.
- Gatz, A.J. Jr. 1979a. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology* 60: 711-718.
- Gatz, A.J. Jr. 1979b. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies Zoological Botany* 21: 91-124.
- Gatz, A.J. Jr. 1981. Morphological inferred niche differentiation in freshwater stream fishes. *American Midland Naturalist* 106: 10-21.
- Gehrke, P.C. & J.H. Harris 2000. Large-scale patterns in species richness and composition of temperate riverine fish communities, south-eastern Australia. *Marine and Freshwater Research* 51(2): 165-182.
- Gelwick, F.P. 1995. Longitudinal and temporal comparisons of *riffles* and *pools* fish assemblages in a Northeastern Oklahoma Orzak stream. *Copeia* 4: 1072-1082.
- Geraldes, A.M. & M.J. Collares-Pereira 1995. Preliminary insight into age and growth of the Iberian chub (*Leuciscus pyrenaicus*) in the Sorraia system. *Folia Zoologica* 44(2): 159-165.
- Giroux, F., M. Ovidio, J.C. Philippart & E. Baras 2000. Relationship between the drift of macroinvertebrates and the activity of Brown Trout in a small stream. *Journal of Fish Biology* 56: 1248-1257.

- Godinho, F.N. & M.T. Ferreira 1994. The application of size-structure indices to *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) and *Lepomis gibbosus* (L. 1758) populations as a management tool for southern Iberian reservoirs. *Publication Especial Instituto Español de Oceanografía* 21:275-281.
- Godinho, F.N., M.T. Ferreira & R.V. Cortes 1997a. Composition and spatial organisation of fish assemblages in the lower Guadiana basin, southern Iberia. *Ecology of Freshwater Fish* 6: 134-143.
- Godinho, F.N., M.T. Ferreira & R.V. Cortes 1997b. The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50, 105-115.
- Godinho, F.N. & M.T. Ferreira 1998. The relative influences of exotic species and environmental factors on an Iberian native fish community. *Environmental Biology of Fishes* 51: 41-51.
- Gorman, O.T. & D.M. Stone 1999. Ecology of spawning humpback chub, *Gila cypha*, in the Little Colorado River near Grand Canyon, Arizona. *Environmental Biology of Fishes* 55(1-2):115-133.
- Gorman, O.T. & J.R. Karr 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.
- Gorman, O.T. 1987. Habitat segregation in an assemblage of minnows in an Ozark stream, In: *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes* (W.J. Matthews & D.C. Heins, eds.), pp. 33-41. University of Oklahoma Press, Norman..
- Gorman, O.T. 1988. The dynamics of habitat use in a guild of Ozark minnows. *Ecological Monographs* 58: 1-18.
- Gouveia, I., C. Miguel, M.A. Chicharro, M.H. Marques & L.M. Chicharro 1998. Plâncton do Estuário do Guadiana: sazonalidade e relação com os parâmetros ambientais. 3º Encontro Nacional de Ecologia - Livro de Resumos, p.89. Sociedade Portuguesa de Ecologia. Universidade do Algarve, Faro.
- Granado-Lorencio, C. 1992. Fish species ecology in Spanish freshwater ecosystems. *Limnetica* 8:255-261.
- Granado-Lorencio, C. 1996. *Ecoçogia de Peces*. Secretariado de Publicações, Serie Ciencias, nº45, Universidade de Sevilla, Sevilla.

- Granado-Lorencio, C., E. Guillén, M. Cuadrado 1985. The influence of some environmental factors on the growth of Iberian nase, *Chondrostoma toxostoma*, in three reservoirs of western Spain. *Cybernetica* 9(3): 225-232.
- Granado-Lorencio, C. & F. Garcia-Novo 1986. Feeding habits of the fish community in a eutrophic reservoir in Spain. *Ekologia Polska* 34(1): 95-110.
- Granado-Lorencio, C. & F. Sancho 1987. Producción piscícola en siete embalses españoles: Memoria de un Proyecto y resultados preliminares. Actas IV Congreso Español de Limnología: 359-367.
- Grant, C.J. 1972. The Biology of the Soldier fish, *Gymnapistes marmoratus* (Pisces: Scorpaenidae). *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 23(2): 151-163.
- Grenouillet, G. & D. Pont 2001. Juveniles fishes in macrophyte beds: influence of food resources, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology* 59(4): 939-959.
- Grimmett, R.F. & T.A. Jones 1989. Importance of birds areas in Europe. International Council for Bird Preservation. Technical Publication nº9.
- Grossman, G.D., P. Moyle & J.O. Jr. Whitaker 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *American Naturalist* 120: 423-454.
- Grossman, G.D., M.C. Freeman, P.B. Moyle & J.O. Whittaker 1985. Stochasticity and assemblage organization in an Indiana stream fish assemblage. *American Naturalist* 126: 275-285.
- Grossman, G.P., A. de Sostoa, M.C. Freeman & J. Lobon-Cerviá 1987. Microhabitat use in a Mediterranean riverine fish assemblage. *Oecologia* 73: 490-500.
- Grossman, G.D. & A. Sostoa 1994. Microhabitat use by fishes in the lower rio Matarraña, Spain: 1984-1987. *Ecology of Freshwater Fishes* 3: 123-136.
- Hanych, D.A., M.R. Ross, R.E. Magnien & A.L. Suggars 1993. Nocturnal inshore movements of the mimic shiner (*Notropis volucellus*): a possible predator avoidance behaviour. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 40: 888-894.
- Harrell, H.L. 1978. Responses of the Devils River (Texas) fish community to flooding. *Copeia* 1978: 60-8.
- Harris, D.D., W.A. Hubert & T.A. Wesche 1992. Habitat use by the young-of-the-year brown trout and effects on Weighted Usable Area. *Rivers* 3:99-105.

- Harris, J.H. & M. Mallen-Cooper 1994. Fish-passage development in the rehabilitation of fisheries in mainland south-eastern Australia. In: Rehabilitation of Freshwater Fisheries (I.G. Cowx, ed.), pp. 185-193. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Hart, J.S. 1952. Geographical variations of some physiological and morphological characters in certain freshwater fish. University of Toronto Biology Series LXXII:1-79.
- Harvey, B.C. 1987. Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. Transactions of the American Fisheries Society 116: 851-855.
- Harvey, B.C. 1991. Interactions among stream fishes: predator-induced habitat shift and larval survival. Oecologia 87:29-36.
- Harvey, B.C. & A.J. Stewart 1991. Fish size and habitat depth relationships in headwater streams. Oecologia 87: 336-342.
- Harvey, B.C. & R.J. Nakamoto 1999. Diel and seasonal movements by adult Sacramento Pikeminnow (*Ptychocheilus grandis*) in the Eel River, Northwestern California. Ecology of Freshwater Fish 8(4): 209-215.
- Haskins, K.E., Sih, A. & J.J. Krupa 1997. Predation risk and social interference as factors influencing habitat selection in two species of stream-dwelling waterstriders. Behavioral Ecology 8(4): 351-363.
- Heggens, J. & T. Traaen 1988. Daylight responses to overhead cover in stream channels for fry of four salmonids species. Holartic Ecology 11: 194-201.
- Helfman, G.S. 1993. Fish behaviour by day, night and twilight. Behaviour of Teleost Fishes. 2nd eds (Pitchner, T.J., ed.), pp. 479-512. Chapman & Hall, London.
- Herrera, M., J.A. Hernando, C. Fernandez-Delgado & M. Belido 1988. Age, growth and reproduction of barbel, *Barbus scalteri* (Günther, 1868), in a first-order stream in southern Spain. Journal of Fish Biology 33: 371-381.
- Herrera, M. & C. Fernández-Delgado 1994. The age, growth and reproduction of *Chondrostoma polylepis willkommii* in a seasonal stream in the Guadalquivir River basin (southern Spain). Journal of Fish Biology 44: 11-22.
- Hesse, L.W. & M. Sheets 1993. The Missouri River hydrosystem. Fisheries 18: 5-14.
- Hill, M.T., W.S. Platts & R.L. Beschta 1991. Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of-channel flow requirements. Rivers 2: 198-210.

- Horowitz, R.J. 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs* 48: 307-321.
- Horta, J.M.C., M.T. Ferreira & F.N. Godinho 1998. Composição das comunidades piscícolas da bacia do Guadiana em anos hidrológicos de características diferentes. *Associação Portuguesa de Recursos Hídricos* 19: 29-39.
- Hubbs, C.L. 1940. Speciation of fishes. *American Naturalist* 74: 198-211.
- Hubert, W.A. & F.J. Rahel 1989. Relation of physical habitat to abundance of four nongame fishes in high-plain streams: a test of habitat suitability index models. *North American Journal of Fisheries Management* 9: 332-340.
- Hunt, P.C. & J.W. Jonas 1974. A population study of *Barbus barbatus* (L.) in the river Severn, England. II. Movements. *Journal of Fish Biology* 6: 269-278.
- Hupp, C.R. & W.R. Osterkamp 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14: 277-295.
- Hynes, H.B.N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto.
- ICN 1998. Reserva Natural do Vale do Guadiana. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Ilhéu, M. 1996. Lagostim Vermelho dos Pântanos (*Procambarus clarkii*): ecologia e impacto trófico. Tese de Mestrado, Universidade de Coimbra, Coimbra
- Ilhéu, M., A.M. Costa & J.M. Bernardo. 1999. Habitat use by fish species in a Mediterranean temporary river: the importance of riffles. Proc. 3rd International Symposium on Ecohydraulics, Utah State University.
- IM (Instituto de Meteorologia) (ed). 2000. Boletim Meteorológico para a Agricultura. Publicação trimestral. Instituto de Meteorologia do Ministério do Ambiente.
- Ims, R.A. & N.G. Yoccoz 1997. Studying transfer processes in metapopulations: emigration, migration, and colonization. In: *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution* (I.A. Hanski & M.E. Gilpin, eds.), pp. 247-266. Academic Press, New York.
- INAG (Instituto Nacional da Água) 1999. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana. Instituto da Água, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa.
- Isumbicho, M. M. Kaningini, J.P. Descy & E. Baras. Seasonal and diel variations in diet of the young stages of the fish *Limnothrissa miodon* in Lake Kivu, Eastern Africa. *Journal of Tropical Ecology* 20: 73-83.

- Ivlev, V.S. 1961. *Experimental Ecology of the Feeding of Fishes*. Yale University Press, New Haven.
- Jacobs, J. 1974. Quantitative measurements of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14: 413-417.
- Jakoer, M.J., T.E. McMahon & R.F. Thurow 2000. Diel habitat partitioning by bull char and cutthroat trout during fall and winter in Rocky Mountain streams. *Environmental Biology of fishes* 59(1): 79-89.
- James, M.C. 1934. Effect of 1934 drought on fish life. *Transactions of the American Fisheries Society* 64: 57-62.
- Jobling, M. 1981. Temperature tolerance and the final preferredum - rapid methods for the assessment of optimal growth temperatures. *Journal of Fish Biology* 19: 439-455.
- Jobling, M. 1994. *Fish Bioenergetics*. Chapman & Hall, London.
- John, K.R. 1964. Survival of fish in intermittent streams of the Chiricahua Mountains, Arizona. *Ecology* 45: 112-119.
- Jowelt, I.G. & N.C. Boustead 2001. Effects of substrate and sedimentation on the abundance of upland bullies (*Gobiomorphus breviceps*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35(3): 605-613.
- Karlstrom, O. 1977. Habitat selection and population density of salmon and trout parr in Swedish rivers. *Inst, Freshwater Research., Drottingholm* 6:1-72.
- Karr, J. & Dudley, D., 1981. Ecological perspective on water quality. *Environmental Management* 5: 55-68.
- Karr, J., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6): 21-27.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant & I.J. Schlosser 1986. Assessing biological integrity in running waters - a method and its rationale. III. *Nat. Hist. Surv. Spec. Pub.* 5.
- Knapp, R.A. & V.T. Vredenburg 1996. Spawning by California golden trout: Characteristics of spawning fish, seasonal and daily timing redd. *Transactions of the American Fisheries Society* 125(4): 519-531.
- Knapp, R.A., V.T. Vredenburg & K.R. Matthews 1998. Effects of stream channel morphology on golden trout spawning habitat and recruitment. *Ecological Applications* 8(4): 1104-1117.

- Kondolf, G.M. & P.R. Wilcock 1996. The flushing flow problem: defining and evaluating objectives. *Water Resources Research* 32: 2589-2599.
- Kruuk, H., D.N. Carss, J.W.H. & L. Durbin 1993. Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north east Scotland. *Symposium of the Zoological Society of London* 65: 171-191.
- Kushlan, J. 1974. Effects of a natural fish kill on the water quality, plankton, and fish population of a pond in the big Cypress Swamp, Florida. *Ibid.* 103: 235-243.
- Kushlan, J.A. 1976. Environmental stability and fish community diversity. *Ecology* 57: 821-825.
- Labbe, T.R. & K.D. Fausch 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecological Applications* 10: 1774-1791.
- Labonne, J., S. Allouche & S. Gaudin 2003. Use of a generalised linear model to test habitat preferences: the example of *Zingel asper*, an endemic endangered percid of the river Rhone. *Freshwater Biology* 48(4): 687-697.
- Lake, P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 573-592.
- Landres, P. B. 1983. Use of the guild concept in environmental impact assessment. *Environmental Management* 7: 393-398.
- Larimore, R.W., W.F. Childers & C. Heckrotte 1959. Destruction and reestablishment of stream fish and invertebrates affected by drought. *Transactions of the American Fisheries Society* 88: 261-285.
- Larimore, R.W. & D.D. Garrels 1985. Assessing habitats used by warmwater stream fishes. *Fisheries* 10(2): 10-16.
- Leftwich, K., P.L. Angermeier & C.A. Dolloff 1997. Factors influencing behavior and transferability of habitat models for a benthic stream fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 126 (5): 725-734.
- Legendre, P. 1999. K-means partitioning program. *Departement de Sciences Biologiques, Université de Montreal, Montreal.*
- Legendre, P. & L. Legendre 1998. *Numerical Ecology*, 2nd ed.. Elsevier, Amsterdam.
- Leonard, P. M. & Orth, D. J. 1988. Use of habitat guilds of fishes to determine instream flow requirements. *North American Journal of Fisheries Management*, 8: 399-409.

- Levins, R. 1968. Evolution in changing environments: Some theoretical explorations. Monographs on Populations Biology 2, Princeton University press, Princeton, NJ.
- Lewis, W.M. Jr. 1970. Morphological adaptations of cyprinodontids for inhabiting oxygen deficient waters. *Copeia* 1970: 319-326.
- Libois, R. 1997. Régime et tactique alimentaires de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Massif Central. *Vie Milieu* 47(1): 33-45.
- Lienesch, P.W., W.I. Lutterschmidt & J.F. Schaefer 2000. Seasonal and long-term changes in the fish assemblage of a small stream isolated by a reservoir. *Southwestern Naturalist* 45(3): 274-288
- Lobb, M.D. & D.J. Orth 1991. Habitat use by an assemblages of fish in a large warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 65-78.
- Lobon-Cerviá, J. & B. Elvira 1981. Edad, crecimiento y reproducción de la boga de río (*Chondrostoma polylepis polylepis* Stein, 1865) en el embalse de Pinilla (Rio Lozoya). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 6: 200-213.
- Lobon-Cerviá, J. 1996. Response of a stream fish assemblage to a severe spate in Northern Spain. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 913-919.
- Lodge, D.M. 1993. Species invasions and deletion: community effects and responses to climate and habitat change. In: *Biotic Interactions and Global Change* (P.M. Kareiva, J.G. Kingsolver & R.B. Huey, eds.), pp. 367-387. Sinauer: Sunderland, Massachusetts.
- Logan, P. & M.P. Brookes 1983. *Water Resources* 7(3): 263-270.
- Lonzarich, D.G. & T.P. Quinn 1995. Experimental evidence for the effect of depth and structure on the distribution, growth and survival of stream fishes. *Canadian Journal of Zoology* 73: 2223-2230.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12(2): 343-346.
- Lorh S.C. & K.D. Fausch 1997. Multiscale analysis of natural variability in stream fish assemblages of a Western Great Plain Watershed. *Copeia* 4: 706-724.
- Loureiro, J.J.M., M.N.F. Nunes & O.F. Botelho 1986. Bacia hidrográfica do rio Guadiana. In: *Monografias Hidrológicas dos Principais Cursos de Água de Portugal Continental* (Direcção Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, ed.), pp.341-407. Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa.

- Lowe, C.H., D.S. Hinds & E.A. Halpern 1967. Experimental catastrophic selection and tolerances to low oxygen concentration in native Arizona freshwater fishes. *Ecology* 48: 1013-1017.
- Lucas, M.C. & E. Batley 1996. Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. *Journal of Applied Ecology* 33: 1345-1358.
- Lucas, M.C. & P.A. Frear 1997. Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. *Journal of Fish Biology* 50: 382-396.
- Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds 1988. *Statistical Ecology*. J.Wiley & Sons, N.Y.
- Lygren, B., K. Hamre & R. Waagbø 2000. Effect of induced hyperoxia on the antioxidant status of Atlantic salmon *Salmo salar* L. fed three different levels of dietary vitamin E. *Aquaculture Research* 31: 401-407.
- Lyons, J. 1996. Patterns in the species composition of fish assemblages among Wisconsin streams. *Environmental Biology of Fishes* 45: 329-346.
- MacArthur, R.H. & E.O. Wilson, 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press. Princeton.
- Madeira, E.S.F. & L. Maltchik 1999. The effect of hydrological disturbance on the intensity of infestation of *Lernea cyprinacea* in an intermittent stream fish community. *Journal of Arid Environment* 43: 351-356.
- Magalhães, M.F. 1993a. Feeding of an Iberian stream cyprinid assemblage: seasonality of resource use in a highly variable environment. *Oecologia* 96: 253-260
- Magalhães, M.F. 1993b. Effects of season and body-size on the distribution and diet of the Iberian chub *Leuciscus pyrenaicus* (Gunther) in a lowland catchment. *Journal of Fish Biology* 42: 875-888.
- Magalhães, M.F., D.C. Batalha & M.J. Collares-Pereira 2002a. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* 47: 1015-1031.
- Magalhães, M.F., P. Beja, C. Canas & M.J. Collares-Pereira 2002b. Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biology* 47: 1919-1934.

- Magoulick, D.D. 2000. Spatial and temporal variation in fish assemblages of drying stream pools: The role of abiotic factors. *Aquatic Ecology* 34: 29-41.
- Mahon, R. & C.B. Portt 1985. Local size related segregation of fishes in streams. *Archiv fur Hydrobiologie* 103: 267-271.
- Mahon, R. 1984. Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 330-350.
- Maitland, P.S. 1965. The feeding relationships of salmon, trout, minnows, stone loach and three spined stickleback in the river Endrick, Scotland. *Journal of Animal Ecology* 34: 109-133.
- Mann, R. H. K. 1996. Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323: 223-235
- Mann, R.H.K., C.A. Mills & D.T. Crisp 1985. Geographical variation in the life history tactics of some species of freshwater fish. In: *Fish Reproduction: Strategies and Tactics* (G.W. Potts & R.J. Wootton, eds.), pp.171-186. Academic Press, London.
- March, F. & D. Bass 1995. Application of Island Biogeography Theory to temporary pools. *Journal of Freshwater Ecology* 10(1): 83-85.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona.
- Marsh-Matthews, E. & W.J. Matthews 2000. Geographic terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish* 9: 9-21.
- Martínez-Capel, F & D. García de Jalon 2002. Desarrollo de curvas de preferencia de microhabitat de *Leuciscus pyrenaicus* Y *Barbus bocagei* por buceo en el Rio Jarama (Cuenca del Tajo). *Limnetica* 17: 71-83.
- Martins, M.J., M.J. Collares-Pereira, I.G. Cowx & M.M. Coelho 1998. Diploids v. triploids of *Rutilus alburnoides*: spatial segregation and morphological differences. *Journal of Fish Biology* 52(4): 814-828.
- Marx, J.L. 1983. Surviving heat shock and other stresses. *Science* 221: 251-253.
- Matheney, M.P. & C.F. Rabeni 1995. Patterns of movements and habitat use by northern Hog Suckers in an Ozark stream. *Transactions of the American Society* 124(6): 886-897.

- Mathur, D. 1973. Food habits and feeding chronology of the Blackbanded Darter, *Percina nigrofasciata* (Agassiz), in Halawakee Creek. Transactions of the American Fisheries Society 102(1): 48-55.
- Matthews, W.J. 1986a. Fish faunal "breaks" and stream order in the eastern and central United States. Environmental Biology of Fishes 17: 81-92.
- Matthews, W.J. 1986b. Fish faunal structure in an Ozark stream: stability, persistence and a catastrophic flood. Copeia 1986: 388-397.
- Matthews, W.J. 1988. North American prairie streams as systems for ecological study. Journal of North American Benthology Society 7: 387-409.
- Matthews, W.J. 1998. Patterns in Freshwater Fish Ecology. Chapman & Hall, New York.
- Matthews, W.J. & L.G. Hill 1980. Habitat partitioning in the fish community of a southern river. Southwest Naturalist 25: 51-66.
- Matthews, W.J. & J.T. Styron Jr. 1981. Tolerance of headwater versus mainstream fishes for abrupt physiochemical change. American Midland Naturalist 105: 149-158.
- Matthews, W.J., E. Surat & L.G. Hill 1982. Heat death of the orangethroat darter *Etheostoma spectabile* (Percidae) in a natural environment. Southwest Naturalist 27: 216-217.
- Matthews, W.J., B.C. Harvey & M.E. Power 1994. Spatial and temporal patterns in the fish assemblages of individual pools in a midwestern stream (USA). Environmental Biology of Fishes 39: 381-387.
- Matthews, W.J. & E. Marsh-Matthews 2003. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. Freshwater Biology 48(7): 1232-1253.
- Murakami, E.G., W.S. Woolcott & R.E. Jenkins 1987. Physiographic analyses of the longitudinal distribution of fishes in the Rappahannock River, Virginia. Assoc. Southeast. Biol. Bull. 34:1-14.
- McNeely, D.L. 1986. Longitudinal patterns in the fish assemblages of an Ozark stream. Southwest. Naturalist 31: 375-380.
- Meffe, G.K. 1984. Effects of abiotic disturbance on coexistence of predator-prey fish species. Ecology 65: 1525- 1534.
- Meffe, G.K. 1985. Predation and species replacement in American southwestern fishes: a case study. Southwestern Naturalist 30: 173-187.

- Meffe, G.K. 1992. Plasticity of life-history characters in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*: Poeciliidae) in response to thermal stress. *Copeia* (1): 94-102.
- Meffe, G.K. & W.L. Minckley 1987. Persistence and stability of fish and invertebrate assemblages in a repeatedly disturbed Sonoran Desert stream. *American Midland Naturalist* 117: 177-191.
- Mendelson, J. 1975. Feeding relationships among species of *Notropis* (Pisces: Cyprinidae) in a Wisconsin stream. *Ecological Monographs* 45: 199-230.
- Menezes, J. 2000. Manual sobre doenças de peixes ósseos. Publicações Avulsas do IPIMAR 3, Lisboa.
- Menge, B.A. & J.D. Sutherland 1987. Community regulation: variance in disturbance, competition and predation in relation to environmental stress and recruitment. *American Naturalist* 30: 730-757.
- Menge, B.A. & A.M. Olson 1990. Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. *Trends of Ecology Evolution* 5: 52-57.
- Mérigoux, S., D. Ponton & B. Mérona 1998. Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guyana, South America. *Environmental Biology of Fishes* 51: 25-39.
- Minckley, W.L. 1973. *Fishes of Arizona*. Arizona Game and Fish Department: Phoenix, Arizona.
- Minckley, W.L. 1983. Status of the razorback sucker, *Xyrauchen texanus* (Abbott), in the Lower Colorado River System. *Southwestern Naturalist* 28: 1165-1187.
- Mittelbach, G.G. 1984. Predation and resource partitioning in two sunfishes (Centrarchidae). *Ecology* 65: 499-513.
- Mittelbach, G.G., G.W. Osenberg GW & P.C. Wainwright 1992. Variation in resource abundance affects diet and feeding morphology in the pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Oecologia* 90: 8-13.
- Montgomery, D.R., E.M. Beamer, G.R. Pess & T.P. Quinn 1999. Channel type and salmonid spawning distribution and abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(3): 377-387.

- Morais, M.M. 1995. Organização Espacial e Temporal de um Rio Temporário Mediterrânico (Rio Degebe, Bacia hidrográfica do Guadiana). Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, Évora.
- Morin, R. & R.J. Naiman 1990. The relation of stream order to fish community dynamics in boreal forest watersheds. *Pol. Arch. Hydrobiologie* 37: 135-150.
- Moyle, P.B. 2002. *Inland fishes of California*. Revised and expanded. University of California, Berkeley, CA, USA.
- Moyle, P.B. & H.W. Li 1979. Community ecology and predator-prey relations in warmwater stream, In: *Predator-Prey Systems in Fisheries Management* (H. Clepper, ed.), pp. 171-180. Sport Fish Institute, Washington, DC.
- Moyle, P.B. & F.R. Senanayake 1984. Resource partitioning among the fishes of rainforest streams in Sri Lanka. *Journal of Zoology of London* 202: 195-223.
- Moyle, P.B. & D.M. Baltz 1985. Microhabitat use by an assemblages of California stream fishes: developing criteria for instream flow determinations. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 695-704.
- Moyle, P.B. & Vondracek B. 1985. Persistence and structure of the fish assemblage in a small California stream. *Ecology* 66 (1): 1-13.
- Moyle, P.B., H.W. Li & B.A. Barton 1986. The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America. In: *Fish Culture in Fisheries Management* (R.H. Stroud, ed.), pp. 415-426. American Fisheries Society: Bethesda, Maryland.
- Moyle, P.B. & T. Light 1996. Fish invasions in California: do biotic factors determine success?. *Ecology* 77: 1666-1670.
- Mundahl, N.D. 1990. Heat death of fish in shrinking stream pools. *American Midland Naturalist* 123: 40-46.
- Neveau, A. & M. Echaubard 1975. La dérive estivale des invertébrés aquatiques et terrestres dans un russeau du Massif Central: la Couze Pavin. *Annales d'Hydrobiologie* 6: 1-26.
- Newcombe, C. 1981. A procedure to estimate changes in fish populations caused by changes in stream discharge. *Transactions of the American Fisheries Society* 110: 382-390.
- Nikolsky, G.V. 1963. *The ecology of fishes*. Academic Press, London

- Nowak, G.M. & T.P. Quinn 2002. Diel and seasonal patterns of horizontal and vertical movements of telemetered cutthroat trout in Lake Washington, Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 131(3): 452-462.
- O'Connell, A.M. & P.L. Angermeier 1997. Spawning location and distribution of early life stages of alewife and blueback herring in a Virginia stream. *Estuaries* 20(4): 779-791.
- Oberdorff, T. & R.M. Hughes 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterise rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia* 228:117-130.
- Oberdorff, T., E. Guilbert & J.C. Lucchetta 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia* 259: 157-167.
- Oberdorff, T., J.F. Guegan & B. Hugueny 1995. Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography* 18: 345-352.
- Olowo, J.P. & L.J. Chapman, 1996. Papyrus swamps and variation in the respiratory behaviour of the African fish *Barbus neumayeri*. *African Journal of Ecology* 34: 211-222.
- Onofre, N.X.R., L.P. Rosário & M.T. Cabral 1985. Algumas considerações sobre o modo de recuperação da capacidade biofísica de zonas degradadas em situações pré-desérticas. In: *Actas do I Congresso sobre o Alentejo (Associação dos Municípios do Distrito de Beja, ed.)*, pp. 509-525. Universidade de Évora, Évora.
- Orth, D. J. 1987. Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. *Regulated rivers: Research & Management*, 1: 171-181.
- Orth, D.J. 1995. Influence du compartiment trophique dans les réponses des populations de poissons aux variations artificielles de débit. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 337/338/339: 317-328.
- Orth, D.J. & O.E. Maughan 1982. Evaluation of the incremental methodology for recommending instream flow for fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 3(4): 413-445.
- Orth, D.J. & R.J. White 1993. Stream habitat management. In: *Inland Fisheries Management in North American (Kohler, C. & W. Hubert, eds.)*, pp. 205-230. American Fisheries Society, Bethesda, U.S.A.
- Osborne, L.L. & M.J. Wiley 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 49: 671-681.

- Page, L.M. & D.W. Schemske 1978. The effect of interspecific competition of the distribution and size of darters of the subgenus *Catonotus* (Percidae: Etheostoma). *Copeia* 1978: 406-412.
- Paine, R.T. 1984. Ecological determinism in the competition for space. *Ecology* 65: 1339-1348.
- Paine, M.D., J.J. Dodson & G. Power 1982. Habitat and food resource partitioning among species of darter Percidae: *Etheostoma* in a southern Ontario stream. *Canadian Journal of Zoology* 60: 1635-1641.
- Paloheimo, J.E. 1979. Indices of food preference by a predator. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36: 470-473.
- Paloumpis, A.A. 1958. Response of some minnows to flood and drought conditions in an intermittent stream. *Iowa State College Journal Science* 32: 547-561.
- Pearre, S. Jr. 1982. Estimating prey preference by predators: uses of various indices, and a proposal of another based on X^2 . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 39: 914-923.
- Pearsons, T.N., H.W. Li & G.A. Lamberti 1992. Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. *Transactions of the American Fisheries Society* 121: 427-436.
- Penczak, T. & R.H.K. Mann 1990. The impact of stream order on fish populations in the Pilica drainage basin, Poland. *Pol. Arch. Hydrobiologie* 37: 243-261.
- Person, L. & L.A. Greenberg 1990. Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use of perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos* 59: 97-106.
- Petts, G.E. & I. Maddock. 1996. Flow allocation for in-river needs. In: *River Restoration* (G. Petts & P. Calow, eds.), pp. 60-79. Blackwell Science, London.
- Philippart, J.C., A. Gillet & J.C. Micha 1988. Fish and their environment in large European rivers ecosystems. *The River Meuse. Science de l'Eau* 7: 115-154.
- Pianka, E.R. 1970. On r- and K-selection. *American Naturalist* 104: 592-597.
- Pianka, E.R. 1981. Competition and niche theory. *Theoretical ecology, principles and principles and applications* (May R. ed.), 167-196pp. Blackwell, Oxford.

- Piller, K.R. & B.M. Burr 1999. Reproductive biology and spawning habitat supplementation of the relict darter, *Etheostoma chienense*, a federally endangered species. *Environmental Biology of Fishes* 55 (1-2): 145-155.
- Pires, A.M., I.G. Cowx & M.M. Coelho 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent stream in a middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology* 54: 235-249.
- Platania, S. 1991. Fishes of the Rio Chama and upper Rio Grande, New Mexico, with preliminary comments on their longitudinal distribution. *Southwest. Naturalist* 36: 186-193.
- Poizak, G. & A.J. Crivelli 1997. Use of seasonally flooded marshes by fish in a Mediterranean wetland: timing and demographic consequences. *Journal of Fish Biology* 51: 106-119.
- Poling, K.R. & L.A. Fuiman 1998. Sensory development and its relation to habitat change in three species of sciaenids. *Brain Behaviour and Evolution* 52(6): 270-284.
- Poff, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: toward mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391-409.
- Poff, N.L. & Ward J.V. 1989. Implications of stream variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 46: 1805-1818.
- Poff, N.L. & J.D. Allan 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606-627.
- Ponton, D. & G.H. Copp 1997. Early dry-season assemblages structure and habitat use of young fish in tributaries of the river Sinnamary (French Guyana, South America) before and after hydrodam operations. *Environmental Biology of Fishes* 50: 235-256.
- Pouilly, M. & Y. Souchon 1994. Simulation de l'habitat physique du Barbeau fluviatile (*Barbus barbus*, L. 1758): Choix des modèles biologiques et sensibilité de la réponse. *Bulletin Français de la Pêche et Pisciculture* 334: 213-225.
- Power, M.E. 1984. Depth distributions of armored catfish: predator-induced resource avoidance? *Ecology* 65: 523-528.
- Power, M.E. 1987. Predator avoidance by grazing fishes in temperate and tropical streams: importance of stream depth and prey size. In: *Predation: Direct and Indirect Impacts on*

- Aquatic Communities (W.C. Kerfoot & A. Sih, eds.), pp. 333-351. University Press of New England, Dartmouth, New Hampshire.
- Power, M.E., W.E. Dietrich W.E. & J.C. Finlay 1996. Dam and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental Management* 20: 887-895.
- Prenda, J. & C. Granado-Lorencio 1994. Estimaciones del espacio vital y calidad del hábitat a lo largo del invierno en tres especies de peces (Cyprinidae) de un río de régimen mediterráneo. *Doñana, Acta Vertebrata* 21(1): 61-77.
- Prenda, J. & C. Granado-Lorencio 1996. The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprainting activity in a small Mediterranean catchment. *Biological Conservation* 76: 9-15.
- Prenda, J., P.D. Armitage & A. Grayston 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *Journal of Fish Biology* 51: 64-79.
- Prenda, J., S. Rossomanno & P. D. Armitage 2000. Changes in depth distribution and the activity in small benthic riverine fishes under gradually changing light intensities. *Limnética* 18: 75-80.
- Przybylsky, M. 1996. The diel feeding pattern of bitterling, *Rhodeus sericeus amarus* (Block) in the Wieprz-Krzna Canal, Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 43: 203-212.
- Pusey, B.J., M.J. Kennard & H. Arthington 2000. Discharge variability and the development of predictive models relating stream fish assemblages structure to habitat in northeastern Australia. *Ecology of Freshwater Fish* 9: 30-50.
- Rahel, F.J. 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology* 65: 1276-1289.
- Rahel, F.J. & R.A. Stein 1988. Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. *Oecologia* 75: 94-98.
- Rakocinski, C. 1988. Population structure of stream-dwelling darters: correspondence with habitat structure. *Environmental Biology of Fishes* 23: 215-224.
- Reebs, S.G., L. Boudreau, L. Hardie & R.A. Cunjak 1995. Diel activity patterns of lake chubs and other fishes in a temperate stream. *Canadian Journal of Zoology* 73: 1221-1227.
- Reis, M.S. 1983. Status and distribution of the portuguese mustelids. *Acta Zoologica Fennica* 174: 123-216.

- Reice, S.R., R.C. Wissmar & R. Naiman 1990. Disturbance regimes, resilience and recovery of animal communities and habitats in lotic systems. *Environmental Management* 14: 647-659.
- Reiser, D.W., M.P. Ramey & T.A. Wesche 1989. Flushing flows. In: *Alternatives in Regulated River Management* (J.A. Gore & G.E. Petts, eds.), pp. 91-135. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Resh, V.H., A.V. Brown, A.P. Covich, M.E. Gurtz, H.W. Li, G.W. Minshall, S.R. Reice, A.L. Sheldon, J.B. Wallace & R. Wissmar 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 433-455.
- Richter, B.D., J.V. Baumgartner, R. Wigington & D.P. Braun 1997. How much water does a river need ? *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Richter, B.D. & H.E. Richter 2000. Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conservation Biology* 14: 1467-1478.
- Ricklefs, R.E. & D. Schluter (Eds.) 1993. *Species diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rivas-Martínez, S. & J. Loidi-Arregui 1999. Bioclimatology of Iberian Peninsula. *Itinera Geobot.*, 13: 41-47.
- Rodríguez-Jimenez, A.J. 1987. Relaciones tróficas de una comunidad íctica durante el estio en el río Aljucén (Extremadura, España). *Misc. Zool.* 11: 249-256.
- Rodríguez, M.A. & P. Magnan 1995. Applications of multivariate analysis in studies of the organisation and structure of fish and macroinvertebrate communities. *Aquatic Sciences* 57: 199-216.
- Rodríguez-Ruiz, A. 1992. Relación entre la comunidad íctia y la estructura del habitat en un río de régimen mediterráneo. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. España. 400pp.
- Rodríguez-Ruiz, A. 1998. Fish species composition before and after construction of a reservoir on the Guadalete River (SW Spain). *Archiv fur Hydrobiologie* 142(3): 353-369.
- Rodríguez-Ruiz, A. & C. Granado-Lorencio 1992. Spawning period and migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Journal of Fish Biology* 41: 541-556.

- Rodrigues-Ruiz, A., L. Encina & C. Granado-Lourenco 1998. Estrategias de vida de las especies ictias en un rio flutuante en el sur de España: Una vision holistica. Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 66, pp. 175-189.
- Rodriguez-Ruiz, A., L. Encina & C. Granado-Lorencio 2002. Changes in the Iberian nase, *Chondrostoma willkommii*, population in the Guadalete River (Spain) following impoundment. In: Conservation of Freshwater Fishes: Options for the future (M.J. Collares-Pereira, I.G. Cow & M.M. Coelho, eds.), pp. 282-290. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- Ross, S.T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia* 1986: 352-388.
- Ross, S.T. 1991. Environmental structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Environmental Biology of Fishes* 30: 359-368.
- Ross, S.T. & J.A. Backer 1983. Response of fish to periodic spring floods in a southeastern stream. *American Midland Naturalist* 109(1): 1-14.
- Ross, S.T., W.J. Matthews, A.A. Echelles 1985. Persistence of stream fish assemblages: effects of environmental change. *American Naturalist* 126: 24-40.
- Roussel, J.M. & A. Barbonet, 1996. Changements d'habitat de la truite (*Salmo trutta*) et du chabot (*Cottus gobio*) au cours du nyctémère, approches multivariées a différentes échelles spatiales. *Cybium* 20(3): 43-53.
- Rozas, L.P. & W.E. Odum 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia* 77: 101-106.
- Ruggerone, G.T. 2000. Differential survival of juvenile sockeye and coho salmon exposed to low dissolved oxygen during winter. *Journal of Fish Biology* 56: 1013-1016.
- Rutledge, C.J. & T.L. Beitinger 1989. The effects of dissolved oxygen and aquatic surface respiration on the critical thermal maxima of three intermittent-stream fish. *Environmental Biology of Fishes* 24: 137-143.
- S.N.P.R.C.N. 1991. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Vol.II - Peixes Dulçaquícolas e Migradores. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Secretaria de Estado dos Recursos Naturais, Lisboa.
- Sabaton, C. & J. Miquel 1993. La méthode des micro-habitats: un outil d'aide au choix d'un débit réservé à l'aval des ouvrages hydroélectriques. *Experience d'Electricité de France Hydroécol. Appl.*, 5 (1): 127-163

- Sanders, R. E. 1992. Day vs night electrofishing catches from near-shore waters of the Ohio and Muskingum River. *Ohio J. Sci.* 92: 51-59.
- Sandstrom, A. & P. Karas 2002. Test of artificial substrata as nursery habitat for young fish. *Journal of Applied Ichthyology* 18(2): 102-105.
- Sanjur, O.I., J.A. Carmona & I. Doadrio 2003. Evolutionary and biogeographical patterns within Iberian population of the genus *Squalius* inferred from molecular data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 29(1): 20-30.
- Schaefer, I.E., E. Marsh-Matthews, D.E Spooner, K. Gido & W.J. Matthews 2003. Effects of barriers and thermal refugia on local movement of the threatened leopard darter, *Percina pantherina*. *Environmental Biology of Fishes* 66(4): 391-400.
- Scheidegger, K.J. & M.B. Bain 1995. Larval fish distribution and microhabitat use in free-flowing and regulated rivers. *Copeia* 1995: 125-135.
- Schiemer, F. & M. Zalewski 1992. The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fishes communities. *Netherlands Journal of Zoology* 42: 323-335.
- Schlosser, I.J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395-414.
- Schlosser, I.J. 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology* 66: 1484-1490.
- Schlosser, I.J. 1987. The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. *Ecology* 66: 651-659.
- Schlosser, I.J. 1988. Predation risk and habitat selection by two size classes of a stream cyprinid: experimental test of a hypothesis. *Oikos* 52: 36-40.
- Schlosser, I.J. 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia* 303: 71-81.
- Schlosser, I.J. & L.A. Toth 1984. Nocturnal relationships and population ecology of rainbow *Etheostoma caeruleum* and fantail *E. flabellare* darters in a temporary variable environment. *Oikos* 42: 229-238.
- Schlosser, I.J., J.D. Johnson, W.L. Knotek & M. Lapinsky 2000. Climate variability and size-structured interactions among juvenile fish along a lake-stream gradient. *Ecology* 81(4): 1046-1057.

- Schmidt-Nielsen, K. 1975. *Animal Physiology - Adaptation and Environment*. Cambridge University Press, London.
- Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Sciences* 185:27-39.
- Schofield, P.J. 2003. Habitat selection of two gobies (*Microgobius gulosus*, *Gobiosoma robustum*): influence of structural complexity, competitive interactions, and presence of predator. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 288(1): 125-137.
- Schwartz, S.S. & D.G. Jenkins, 2000. Temporary aquatic habitats: constrains and opportunities. *Aquatic Ecology* 34: 3-8.
- Scott, M.C. & L.W. Hall 1997. Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland Coastal Plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 126(3): 349-360.
- Scott, M.L., J.M. Friedman & G.T. Auble 1996. Fluvial process and establishment of bottomland trees. *Geomorphology* 14: 327-339.
- Sheldon, A.S. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology* 49: 193-198.
- Sheldon, A.L. & G.K. Meffe 1994. Short-term recolonization by fishes of experimentally defaunated pools of a coastal plain stream. *Copeia* 828-837.
- Sheldon, A.L. & G.K. Meffe 1995. Path analysis of collective properties and habitat relationships of fish assemblages in coastal plain streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 23-33.
- Shoup, D.E., R.E. Carlson, R.T. Heath 2003. Effects of risk and foraging return on the diel use of vegetated habitat by two size-classes of bluegills. *Transactions of the American Fisheries Society* 132 (3): 590-597.
- Shrivell, C.S. 1990. Role of instream rootwads as juveniles coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*Q. mykiss*) cover habitat under varying streamflows. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1644-1652.
- Sih, A., L.B. Kats & R.D. Moore 1992. Effects of predatory sunfish on the density, drift and refuge use of stream salamander larvae. *Ecology* 73: 1418-1430.
- Slavik, O., D. Mattas, P. Jirinec, L. Bartos, J. Rebec 2000. Substratum selection by different sizes of spined loach *Cobitis* sp. *Folia Zoologica* 49: 167-172.

- Snedden, G.A., W.E. Kelso & D.A. Rutherford 1999. Diel and seasonal patterns of spotted gar movements and habitat use in the lower Atchafalaya River basin, Louisiana. *Transactions of the American Fisheries Society* 128(1): 144-154.
- Snodgrass, J.W., A.L. Bryan, R.F. Lide & G.M. Smith 1996. Factors affecting the occurrence and structure of fish assemblages in isolated wetlands of the upper coastal plain, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 443-454.
- Snodgrass, J.W. & G.K. Meffe 1998. Influence of beavers on stream fish assemblages: effects of pond age and watershed position. *Ecology* 79: 928-942.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf 1995. *Biometry*, 3rd ed. W.H. Freeman, New York.
- Soncini, R. & M.L. Glass 1997. The effects of temperature and hyperoxia on arterial PO² and acid-base status in *Piaractus mesopotamicus*. *Journal of Fish Biology* 51: 225-233.
- Sostoa, A. & J. Lobon-Cerviá 1989. Observations on feeding relationships between fish predators and fish assemblages in a Mediterranean stream. *Regulated Rivers: Research & Management* 4: 157-163.
- Soule, P.T. 1993. Spatial patterns and teleconnections of Utah-based droughts in the contiguous USA. *Journal of Arid Environments* 24: 217-229.
- Soulsby, C., A.F. Youngson, H.J. Moir & I.A. Malcolm 2001. Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agriculture stream: a preliminary assessment. *Science of Total Environment* 265(1-3): 295-307.
- Sousa, W.P. 1979. Disturbance in marine intertidal boulder fields: the non-equilibrium maintenance of species diversity. *Ecology* 60: 1225-1239.
- Spencer, M., L. Blaustein, S.S. Schwartz & J.E. Cohen 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecology Letters* 2: 157-166.
- Spotilla, J.R., K.M. Terpin, R.R. Koons & R.L. Bonati 1979. Temperature requirements of fishes from eastern Lake Erie and the upper Niagara River: a review of the literature. *Environmental Biology of Fishes* 4: 281-307.
- Starret, W.C. 1950. Distribution of the Fishes of the Boone County, Iowa, with special reference to the Minnows and Darters. *American of Midland Nature* 43(1): 112-127.
- STRANGE, E.M., P.B. MOYLE & T.C. FOIN 1992. INTERACTIONS BETWEEN STOCHASTIC AND DETERMINISTIC PROCESSES IN STREAM FISH COMMUNITY ASSEMBLY. *ENVIRONMENTAL BIOLOGY OF FISHES* 36: 1-15.

- Strauss, R.E. 1979. Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. *Transactions of the American Fisheries Society* 108: 344-352.
- Suarez del Ser, S., C. Azinheira, A.L. Rodrigues, A.F. Curto, M. Ilhéu & J.M. Bernardo 2001. Habitat e alimentação de lontra (*Lutra lutra*) na bacia do Guadiana. EDIA, Universidade de Évora.
- Swift, C.R., C.R. Gilbert, S.A. Bortone, G.H. Burgess & R.W. Yeger 1986. Zoogeography of the freshwater fishes of the southeastern United States: Savannah River to Lake Pontchartrain. In: *Zoogeography of North American Freshwater Fishes* (C. Hocutt & E.O. Wiley, eds.), pp. 213-265. John Wiley and Sons, New York.
- Szaro, R. C. 1986. Guild management: an evaluation of avian guilds as a predictive tool. *Environmental Management* 10: 681-688.
- Taasstrom, H.M. & L. Jacobsen 1999. The diet of otters (*Lutra lutra* L.) in Danish freshwater habitats: comparisons of prey fish populations. *Journal Zoology of London* 248: 1-13.
- Tangarrinhas, M.C. 1994. Rio Guadiana: principais origens de poluição. *Actas do Simpósio Rio Guadiana: Passado, Presente e Futuro*, pp.1-19.
- Taylor, C.M. 1997. Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. *Oecologia* 110: 560-566.
- Taylor, C.M. & M.L. Warren 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology* 82: 2320-2330.
- Ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector method for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO, a Fortran program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis (version 2.1) ITI-TNO. Institute of Applied Computer Sciences, Wageningen, The Netherlands.
- Ter Braak, C.J.F. 1988. Partial canonical correspondence analysis. In: *Classification and related methods of data analysis* (H.H. Bock, ed.), pp. 551-558. North-Holland, Amsterdam, The Netherlands.
- Ter Braak, C.J.F. 1990. CANOCO version 3.1. Update notes. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands.

- Ter Braak, C.J.F. 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1: 127-140.
- Ter Braak, C.J.F. & I.C. Prentice 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 271-317.
- Ter Braak, C. J.F. & P.F.M. Verdonschot 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57: 255-289.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer 1998. CANOCO Reference manual and user's guide to canoco for windows. Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Tiago, P.M. 1998. Bases para uma estratégia de conservação de *Chondrostoma willkommii* Steindachner, 1866 na bacia do Guadiana. Tese de Licenciatura, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Todd, B.L. & C.F. Rabeni 1989. Movements and habitat use by Stream-Dwelling Smallmouth Bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 118(3): 229-242.
- Toham, A.K. & G.G. Teugel 1997. Patterns of microhabitat use among fourteen abundant fishes of the lower Ntem River Basin (Cameroon). *Aquatic Living Resources* 10: 289-298.
- Tonn, W.M. & J.J. Magnuson 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology* 63: 1149-1166.
- Torralva, M.M., M. Pnig & M. Fernandez-Delgado 1997. Effects of river regulation on the life-history, patterns of *Barbus sclateri* in the Segura river basin (south-east Spain). *Journal of Fish Biology* 51: 300-311.
- Torgersen, C.E., D.M. Price, H.W. Li & B.A. McIntosh 1999. Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of chinook salmon in northeastern Oregon. *Ecological Applications* 9: 301-319.
- Townsend, C.R., M.R. Scarsbrook & S. Dolédec 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography* 42: 938-949.
- Tramer, J.E. 1977. Catastrophic mortality of stream fishes trapped in shrinking pools. *American Midland Naturalist* 97(2): 469-478.
- Tyler, J. & J. Gilliam 1995. Ideal Free Distribution of stream fish: a model and test with minnows, *Rhinichthys atratulus*. *Ecology* 76(2): 580-592.
- Vadas, R.L. & D.J. Orth 2000. Habitat use of fish communities in a Virgin stream system. *Environmental Biology of Fishes* 59(3): 253-269.

- Valdimarsson, S.K., N.B. Metcalfe, J.E. Thorpe & F.A. Huntingford 1997. Seasonal changes in sheltering: effects of light and temperature on diel activity in juvenile salmon. *Animal Behaviour* 54(6): 1405-1412.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Verdonschot, P.F.M. & C.J.F. Ter Braak 1994. An experimental manipulation of oligochaete communities in mesocosms treated with chlorpyrifos or nutrient additions: multivariate analysis with Monte Carlo permutation tests. *Hydrobiologia* 278: 251:266.
- Verner, J. 1984. The guild concept applied to management of bird populations. *Environmental Management* 8: 1-14.
- Vilizzi, L. & G.H. Copp 2001. Behaviour responses of juvenile barbel in an artificial channel: distribution and velocity use. *Animal Behaviour* 61(3): 645-654.
- Viñolas, D. 1986. Biologia i ecologia de *Blennius fluviatilis* Asso 1801 en el Riu Matarranya. Tesina. Department de Zoologia (Vertebrats). Universitat de Barcelona.
- Webb, P.W. 1986. Effect of the body form and response treshhold on the vulnerability of four species of teleost prey atacked by largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 763-771.
- Wellcomme, R.L. 1985. River Fisheries. FAO Fisheries Techical Paper 262: 1-330.
- Werner, E.E. 1991. Nonlethal effects of a predator on competitive interactions between two anuran larvae. *Ecology* 72: 1709-1720.
- Werner, E.E. 1992. Individual behavior and higher-order species interactions. *American Naturalist* 140:S5-32.
- Werner, E.E., D.J. Hall 1976. Niche shifts in sunfishes: experimental evidence and significance. *Science* 191: 404-406.
- Werner, E.E., G. G. Mittlebach, D.J. Hall & F.J. Gillian, & 1983a. Experimental tests of optimal habitat use in fish: the role of relative habitat profitability. *Ecology* 64: 1525-39.
- Werner, E.E., F.J. Gillian, D.J. Hall & G. G. Mittlebach 1983b. An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* 64: 1540-48.
- Werner E.E. & J.F. Gillian 1984. The ontogenic niche and species interractions in size-structured populations. *Annu. Ver. Ecol. Syst.* 15: 393-425.

- Wilcock, P.R., G.M. Kondolf & W.W. Matthews & A.F. Barta 1996. Specification of sediment maintenance flows for large gravel-bed river. *Water Resources Research* 32: 2911-2921.
- Williams, W.D. 1985. Biotic adaptations in temporary lentic waters with special reference to those in arid and semi-arid regions. *Hydrobiologia* 125: 85-110.
- Windell, J.T. 1971. Food analysis and rate of digestion. In: *Methods for Assessment of Fish Production in Freshwaters*, 2nd Ed, (Ricker, W.E., ed.), pp. 215-226. Blackwell Sc.Publ., Oxford.
- Winkler, G., H. Keckeis, W. Reckendorfen, L. Flore & F. Schiemer 1996. Habitat availability and habitat utilization of 0+ fish in large rivers: biotic interactions and abiotic limitations. *Proc. International Symposium on habitat hydraulics, Quebec, Canada*
- Winston, M.R., C.M. Taylor & J. Pigg 1991. Upstream extirpation of four minnow species due to damming of a prairie stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 98-105.
- Yant, P.R., J.R. Karr & P.L. Angermeier 1984. Stochasticity in stream fish communities: an alternative interpretation. *American Naturalist* 124: 573-582.
- Young, M.K. 1995. Telemetry-determined positions of brown trout (*Salmo trutta*) in two south-central Wyoming streams. *American Midland Naturalist* 133: 264-273.
- Zalewski. M., P. Frankiewicz, M. Przybylski, J. Banbura & M. Nowak 1990. Structure and dynamics of fish communities in temperate rivers in relation to the abiotic-biotic regulatory continuum concept. *Pol. Arch. Hydrobiology* 37: 151-176.
- Zapata S. & C. Granado-Lorencio 1993. Age, growth and feeding of the exocytic species *Lepomis gibbosus* in a Spanish cooling reservoir. *Archiv fur Hydrobiologie Suppl.* 90:561-573.
- Zwiemüller, I. 1995. Microhabitat use by two small benthic stream fish in a 2nd order stream. *Hydrobiologia* 303: 125-137.