



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

**DEPARTAMENTO DE PAISAGEM, AMBIENTE E
ORDENAMENTO**

BIO-CONTAMINAÇÃO DA FAUNA PISCÍCOLA EM RIOS DE TIPO MEDITERRÂNICO: ANÁLISE GEO- ESPACIAL DOS FACTORES DE INVASIBILIDADE

Denise Isabel Gaiato Adelino

Orientador:

Doutora Maria Antónia Pacheco Ilhéu, Universidade de Évora

Co-orientador:

Doutor Nuno Alexandre Gouveia de Sousa Neves, Universidade de
Évora

Mestrado em Qualidade e Gestão do Ambiente

Área de especialização: *Ecologia e Gestão do Ambiente*

Dissertação

Évora, 2014

Universidade de Évora
Escola de Ciências e Tecnologia
Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento

**BIO-CONTAMINAÇÃO DA FAUNA PISCÍCOLA EM RIOS DE
TIPO MEDITERRÂNICO: ANÁLISE GEO-ESPACIAL DOS
FACTORES DE INVASIBILIDADE**

Denise Isabel Gaiato Adelino

Orientador:

Doutora Maria Antónia Pacheco Ilhéu, Universidade de Évora

Co-orientador:

Doutor Nuno Alexandre Gouveia de Sousa Neves, Universidade de Évora

Mestrado em Qualidade e Gestão do Ambiente

Área de especialização: *Ecologia e Gestão do Ambiente*

Dissertação

Évora, 2014

Agradecimentos

À Professora Maria Ilhéu, minha orientadora, pelo apoio, orientação, atenção e ânimo disponibilizados ao longo desta tese.

Ao Professor Nuno Neves, meu co-orientador, pelo apoio à minha outra parte da tese em sistemas de informação geográfica.

À Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) pela disponibilização de meios e dados obtido no âmbito do Projecto de Investigação “Alterações climáticas e comunidades piscícolas de cursos de tipo Mediterrânico. Impacte potencial na bio-integridade e implicações na avaliação do estado ecológico” designado por CLIMFISH (PTDC/AAC-AMB/102541/2008)

À minha família, em especialmente, os meus pais e meu irmão pelo apoio incondicional prestado em mais uma fase da minha vida académica.

Às minhas colegas e meus colegas de curso, em especial, à Margarida, à Mónica, à Ana Rita, à Maria e à Mafalda pelo apoio e pelas actividades divertidas proporcionadas, após um dia intenso de trabalho na tese.

Bio-contaminação da fauna piscícola em rios de tipo mediterrânico: análise geo-espacial dos factores de invasibilidade

Resumo

As bacias hidrográficas mediterrânicas, são consideradas importantes *hotspots* de biodiversidade piscícola, no entanto encontram-se sujeitas a elevadas pressões antrópicas, nomeadamente devido à introdução de espécies piscícolas não-nativas. O presente estudo tem como objectivo determinar os padrões de abundância e riqueza de espécies piscícolas nas bacias hidrográficas do Sul de Portugal e avaliar a contaminação biológica e risco de bio-poluição causado por não-nativas, como também identificar os factores ambientais, incluindo pressões antropogénicas, que determinam os padrões de bio-contaminação. A densidade, a proporção, o número de espécies não-nativas assim como os índices de contaminação biológica foram superiores em locais degradados relativamente aos locais de referência, os quais apresentaram maior número de espécies nativas. A bacia do Sado destacou-se das restantes bacias com maiores valores médios de contaminação biológica e risco ecológico de bio-poluição devido a apresentar condições ambientais e de pressão antropogénicas favoráveis para o sucesso do estabelecimento de um grande número de espécies não-nativas introduzidas em Portugal. As bacias do Mira e das Ribeiras do Algarve apresentaram relativamente baixa contaminação biológica e risco ecológico por bio-poluição, devendo ser alvo de programas de prevenção para potenciais invasões. Os factores de invasibilidade estão relacionados tanto com aspectos ambientais puros, que tendem a variar de bacia para bacia e de espécie para espécie, como com o nível e o tipo de pressão antropogénica, que em conjunto, potenciam o sucesso de invasão das espécies não-nativas.

Palavras-chave: espécies piscícolas não-nativas, contaminação biológica, invasibilidade, análise espacial, perturbação antropogénica.

Biological contamination of freshwater fish Mediterranean type streams: geospatial factors of invasibility

Abstract

Mediterranean basins are important fish biodiversity hotspots, however are subject to high anthropogenic pressures, particularly due to introduction of non-native fish

species. This study aims to define patterns of fish species abundance and diversity in the river basins of southern Portugal and evaluate the biological contamination and bio-pollution risk caused by non-native species, but also identifies the environmental factors, including anthropogenic pressures, which determine biological contamination patterns. Non-native species density, proportion, number as well biological contamination indexes were higher in disturbed sites in relative to reference sites, which showed large number of native species. The Sado basin stood out from the other basins with higher mean values of biological contamination and ecological risk of bio-pollution because of environmental and anthropogenic pressure favorable conditions for the successful establishment of a huge number of non-native species introduced in Portugal. Mira and Ribeiras of Algarve basins showed relatively low biological contamination and ecological risk for bio-pollution, must be the prevention programs focus for potential invasions. The invasibility factors are related to pure environmental features, which tend to differ from basin to basin and from species to species, as well with the anthropogenic pressure level and type, which together increase the success of invasion by non-native species.

Keywords: non-native species, biological contamination, invasibility, spatial analysis, antropogenic disturbance.

Índice

1. Introdução.....	1
2. Metodologia.....	3
2.1 Área de estudo.....	3
2.1.1 Caracterização das bacias hidrográficas.....	5
2.1.1.1 Caracterização Territorial e Biofísica.....	5
2.1.1.2 Caracterização Socioeconómica.....	7
2.2 Caracterização ictiofaunística.....	9
2.3 Metodologia.....	9
2.4 Métricas e Índices aplicados.....	11
2.4.1 Índices de diversidade específica.....	11
2.4.2 Índices de contaminação biológica.....	12
2.5 Análise espacial.....	17
2.6 Análise multivariada e estatística.....	18
3. Resultados.....	20
3.1 Caracterização dos agrupamentos piscícolas.....	20
3.2 Índices de contaminação biológica.....	29
3.3 Caracterização Ambiental e da Pressão Antropogénica.....	34
3.3.1 Padrões ambientais de referência.....	34
3.3.2 Caracterização da pressão antropogénica.....	36
3.4 Relação entre a contaminação biológica e as variáveis ambientais puras.....	45
3.5 Relação entre a contaminação biológica e a pressão antropogénica.....	49
3.6 Resposta específica das espécies não-nativas a gradientes ambientais e de pressão antropogénica.....	56
4. Discussão.....	60
5. Conclusão.....	65
Referências Bibliográficas.....	66
Anexos.....	72

1. Introdução

Os cursos de água de regiões com clima Mediterrânico, típicos no sul de Portugal, são ecossistemas com características ambientais muito específicas: têm um carácter intermitente, em que os tributários dos grandes rios são temporários, apresentando uma elevada variabilidade hidrológica inter e intra-anual, altamente dependente da precipitação (Gasith & Resh, 1999; Matono *et al.*, 2012). Estes cursos de água, para além da perturbação, sofrem grandes alterações, causadas pela acção humana que incluem a destruição e da perda de habitat, devido à degradação e depleção de água, a construção de barragens e diques, a canalização dos cursos de água, da poluição e do uso do solo (Maitland, 1995; Chiron *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2012), e a introdução de espécies não-nativas, as quais potenciam tanto o declínio das comunidades piscícolas nativas e endémicas, como a expansão de espécies introduzidas nas massas de água (Elvira, 1995; Maceda-Vieira *et al.*, 2010; Hermoso *et al.*, 2009; Matono *et al.*, 2014).

A contaminação biológica por espécies não-nativas tem consequências tanto ao nível ecológico (implicações na estrutura da comunidade piscícola nativa) como ao nível socioeconómico, tornando-se num problema ambiental, com crescentes custos económicos e sociais (Elvira, 1995; Olenin *et al.*, 2007; Chiron *et al.*, 2008; Leunda, 2010; Maceda-Vieira *et al.*, 2010). As espécies não-nativas têm efeitos negativos desde o indivíduo até à comunidade, e causam impactos a vários níveis na organização biológica: genética, comunidade, habitat e ecossistema (Olenin *et al.*, 2007; Leunda, 2010).

No sentido de dar resposta à necessidade de conservar e reabilitar os ecossistemas aquáticos, foram introduzidas políticas e programas, como a Directiva Quadro da Água (DQA), no âmbito da qual se procedeu ao desenvolvimento de ferramentas para avaliar o estado ecológico das massas de água, em que se utiliza indicadores biológicos, nos quais se inclui a ictiofauna (Filipe *et al.*, 2004; Pont *et al.*, 2007; Magalhães *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2009; Hermoso *et al.*, 2010).

Apesar dos esforços para o desenvolvimento de metodologia que contribuam para o apoio à gestão destes ecossistemas, ainda existe um conhecimento limitado sobre a contaminação biológica por espécies introduzidas e a forma como esta afecta o estado ecológico. Neste âmbito, para além das pressões físico-químicas é igualmente importante uma apropriada avaliação das pressões biológicas que decorrem da introdução de espécies não-nativas, através de modelos qualitativos e quantitativos, assim como a identificação das pressões antropogénicas que favorecem essa contaminação biológica (Kolar *et al.*, 2002; Copp *et al.*, 2005; Panov *et al.*, 2009).

A avaliação de risco de espécies não-nativas refere-se à identificação e avaliação dos factores de risco e das consequências da introdução, estabelecimento, expansão e impacto das espécies não-nativas usando informação científica especializada, que apoie no controlo das espécies já estabelecidas e na resposta preventiva a futuras ameaças (Andersen *et al.*, 2004; Panov *et al.*, 2009). Foi neste sentido que Panov *et al.* (2009) construíram um modelo qualitativo para a identificação e análise do risco da introdução de espécies não-nativas, com o propósito de avaliar os níveis de contaminação biológica em áreas de risco, como os rios navegáveis da Europa. Por outro lado Olenin *et al.* (2007) desenvolveram uma metodologia que consiste na comparação dos diferentes ecossistemas aquáticos segundo o nível de biopoliuição, de modo a reflectir a magnitude dos impactos das espécies não-nativas. Nestes dois trabalhos pretendeu-se contribuir para a avaliação do risco da introdução e estabelecimento de espécies não-nativas em novos ambientes.

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) têm sido aplicados no mapeamento ecológico, podendo contribuir para estudos da detecção de padrões no estudo das comunidades bióticas. Filipe *et al.* (2002) e Joy & Death (2004), utilizaram os SIG juntamente com a análise estatística, para quantificar os factores que afectam o uso e sustentabilidade do habitat de espécies piscícolas. Este tipo de análise pretende construir modelos espaciais capazes de dar a conhecer a distribuição das espécies e possíveis impactos sobre a biodiversidade, podendo deste modo constituir-se como uma ferramenta útil na análise de risco das espécies não-nativas, e contribuir para a conservação e gestão dos recursos e dos ecossistemas.

No âmbito da avaliação do risco ecológico da introdução de espécies é necessário conhecer os padrões de distribuição e abundância das espécies não-nativas assim como identificar os factores que determinam a sua invasibilidade. Esta avaliação permite definir o estado de bio-poliuição, e a identificação de áreas/massas de água vulneráveis e consequentemente contribuir para o desenvolvimento de ferramentas para a gestão e conservação dos ecossistemas aquáticos.

Neste sentido, os objectivos deste trabalho são os seguintes:

- i. Determinar os padrões de abundância e riqueza de espécies piscícolas nas bacias hidrográficas do Sul de Portugal e avaliar a contaminação biológica e risco de bio-poliuição causado por não-nativas;
- ii. Identificar os factores ambientais, incluindo pressões antropogénicas - que determinam os padrões de distribuição e contaminação/poliuição por espécies piscícolas não-nativas.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A área de estudo foi considerada a partir de 163 locais amostrados em cursos de água, sul de Portugal, integrados nas bacias hidrográficas dos rios Tejo, Guadiana, Sado, Mira e ribeiras do Algarve (Figura 2.1).

A rede de pontos enquadrada nas várias bacias hidrográficas inclui 5 tipos de rios do Sul dos 15 tipos considerados pela Tipologia de rios nacional (INAG, 2008a) (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 Número de locais amostrados nas bacias do Sul e respectiva tipologia de rios: Rios do Sul de Pequena Dimensão (S1; ≤ 100), Rios do Sul de Média-Grande Dimensão (S1; > 100), Rios Montanhosos do Sul (S2), Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado (S3) e Calcários do Algarve (S4)

	Total	S1; ≤ 100 km ²	S1; > 100 km ²	S2	S3	S4
Tejo	51	10	13	2	26	0
Guadiana	46	21	20	5	0	0
Sado	30	7	6	0	17	0
Mira	8	2	3	3	0	0
Ribeiras do Algarve	28	6	1	12	0	9
TOTAL	163	46	43	22	43	9

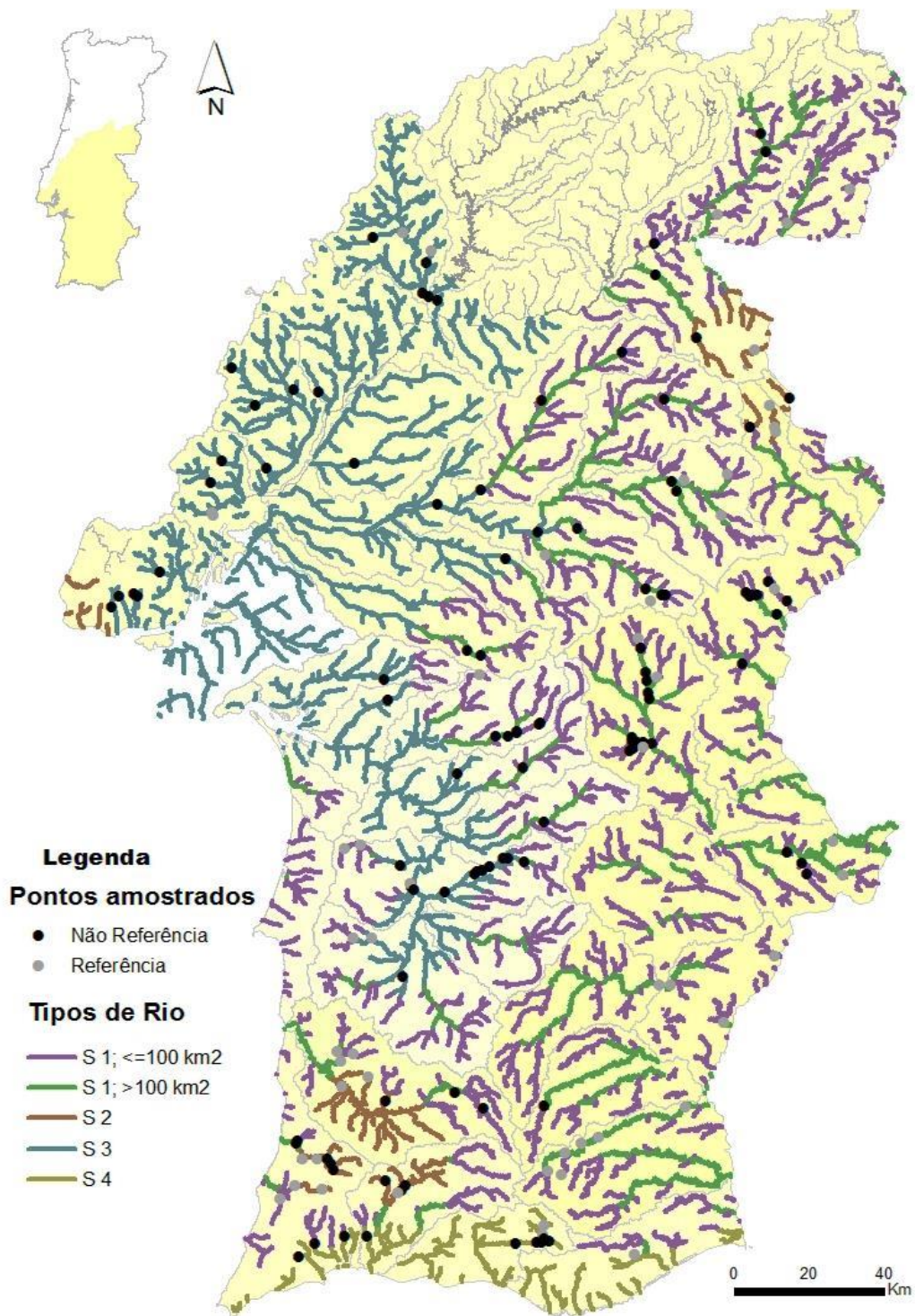


Figura 2.1 Mapa com rede de locais de estudo nas bacias do Sul (Tejo, Guadiana, Sado, Mira e Ribeiras do Algarve) com indicação da respectiva Tipologia de rios (Rios do Sul de Pequena Dimensão (S1; ≤ 100), Rios do Sul de Média-Grande Dimensão (S1; > 100), Rios Montanhosos do Sul (S2), Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado (S3) e Calcários do Algarve (S4)) definidos para Portugal continental e condições de referência (pontos cinzentos) e de não referência (pontos pretos).

2.1.1 Caracterização das bacias hidrográficas

2.1.1.1 Caracterização Territorial e Biofísica

A bacia do rio Tejo apresenta uma área total de 81 310 km², tendo em Portugal uma área de aproximadamente de 25 666 km². O rio Tejo nasce na serra de Albarracín, em Espanha a cerca de 1600 m de altitude, e desagua no oceano Atlântico, em Portugal. Os principais afluentes deste rio em território português são, na margem direita, os rios Ergues, Pônsul, Ocreza e Zêzere e, na margem esquerda, os rios Sever e Sorraia (Ferreira & Gonçalves, 2001; ARH Tejo, 2012).

A altitude média na bacia do Tejo é de 300 metros, em que a temperatura média anual é de 14,9 °C, verificando-se que as temperaturas a Norte do rio Tejo são inferiores às temperaturas a Sul. A precipitação média anual sobre a bacia é de 870 mm, oscilando entre os 2000 mm na zona de Manteigas e os 600 mm em algumas zonas essencialmente localizadas a Sul do rio Tejo e no interior da Beira Baixa. Geologicamente apresenta três unidades estruturais distintas: Maciço Antigo ou Hespérico, Bordadura Ocidental, e a Bacia Terceária ou Sedimentar do Tejo.

Nesta bacia foram identificados 5 tipos de rios, no entanto, a tipologia de rio mais representativa foi os Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado (S3) (Tabela 2.1). O tipo S3 é caracterizado por temperaturas médias anuais elevadas, precipitações médias anuais baixas, e escoamento médio anual é baixo, em que cursos de água de menor dimensão apresentam um regime hidrológico temporário (INAG, 2008a).

A bacia hidrográfica do rio Guadiana cobre uma área de 66 930 km², dos quais 11 611 em Portugal e tem uma altitude média de 237 m. O rio Guadiana nasce nas lagoas de Ruidera em Espanha, a 1700 m de altitude, e em território português percorre cerca de 260 km até à foz em Vila Real de Santo António (Ferreira & Gonçalves, 2001; ARH Alentejo, 2011b). Os seus principais afluentes na margem direita são os rios Caia, Degebe e ribeiras Cobres, Vascão, Foupana, Oeiras e Odeleite, e na margem esquerda, os rios Ardila e Chança (Ferreira & Gonçalves, 2001).

Do ponto de vista climático, esta bacia tem temperatura média anual que ronda os 16,3°C e a precipitação média anual é de aproximadamente 560 mm (Ferreira & Gonçalves, 2001; ARH Alentejo, 2011b). Geologicamente apresenta duas unidades morfoestruturais: o Maciço Antigo, onde predomina a conhecida peneplanície alentejana, e a Orla Meridional Mesocenozóica, que corresponde ao conjunto dos terrenos formados por rochas sedimentares, junto à foz (ARH Alentejo, 2011).

As tipologias Rios do Sul de Pequena Dimensão (S1; ≤ 100) e Rios do Sul de Média-Grande Dimensão (S1; > 100) foram as mais representativas na bacia do Guadiana (Tabela 2.1). Os tipos S1; $\leq 100 \text{ km}^2$ e S1; $> 100 \text{ km}^2$ são caracterizados por temperaturas médias anuais elevadas, precipitações médias anuais baixas, e escoamento médio anual é baixo, em que cursos de água de menor dimensão apresentam um regime hidrológico temporário (INAG, 2008a).

A bacia hidrográfica do rio Sado tem uma área total de $8\,341 \text{ km}^2$, com uma altitude média de 130 m. O rio Sado nasce na serra da Vigia, a uma altitude cerca de 230 m, percorrendo 180 km na direcção Sul-Norte até à confluência com a ribeira de Odivelas flectindo para Noroeste até à foz junto a Setúbal. Os seus principais afluentes da margem direita são as ribeiras de Marateca, Alcáçovas, Odivelas, Roxo e o rio Xarrama e, da margem esquerda, as ribeiras de Grândola, Corona e Campilhas (Ferreira & Gonçalves, 2001; ARH Alentejo, 2011a).

Em termos climáticos, nesta bacia a temperatura média anual ronda os 16°C e a precipitação anual média é de 620 a 650 mm. Geologicamente predominam rochas detríticas, metamórficas não carbonatadas e eruptivas, e estende-se por duas unidades morfoestruturais: a Zona de Ossa-Morena e a zona Sul-Portuguesa (Ferreira & Gonçalves, 2001; ARH Alentejo, 2011a).

A tipologia de rio mais representativa da bacia do Sado foi os Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado (S3) (Tabela 2.1). O tipo S3 é caracterizado por temperaturas médias anuais elevadas, precipitações médias anuais baixas, e escoamento médio anual é baixo, em que cursos de água de menor dimensão apresentam um regime hidrológico temporário (INAG, 2008a).

A bacia hidrográfica do rio Mira abrange uma área de aproximadamente $1\,580 \text{ km}^2$ e tem uma altitude média de 156 m. O rio Mira nasce na serra do Caldeirão, a cerca de 470 m de altitude e tem um troço com 145 km com uma direcção predominante Sudeste-Nordeste, desaguando no oceano junto a Vila Nova de Milfontes. Os afluentes do rio Mira são os rios Torgal, Luzianes, Perna Seca, na margem direita e ainda, Macheira, Guilherme e Telhares na margem esquerda (Ferreira & Gonçalves, 2001; ARH Alentejo, 2011a).

Em termos climáticos, esta bacia tem precipitações médias anuais de 667 mm e a temperatura média anual ronda os $15,8^\circ\text{C}$. Geologicamente está localizada na Zona Sul-Portuguesa, constituída essencialmente por rochas metamórficas não carbonatadas (xistos) e por um grupo de rochas características do Baixo Alentejo.

As tipologias Rios do Sul de Média-Grande Dimensão (S1; >100) e Rios Montanhosos do Sul (S2) foram as mais representativas na bacia do Mira (Tabela 2.1). O tipo S1; >100 km² é caracterizado por temperaturas médias anuais elevadas, precipitações médias anuais baixas, e escoamento médio anual é baixo, enquanto o tipo S2 apresenta temperaturas mais baixas, precipitações elevadas e escoamento médio anual mais elevado (INAG, 2008a).

As ribeiras do Algarve cobrem uma área total de 5 510,9 km², enquadradas em 3 bacias principais: a bacia do Barlavento, com uma área de 1 184,7 km², dos quais fazem parte a ribeira de Seixe e a ria do Alvor; a bacia do Arade, com uma área de 978,8 km², é composta pelas ribeiras de Odelouca, Boina, Falacho e Enxerim e pelo rio Arade; e ainda, a bacia do Sotavento com uma área total de 1 583,5 km², sendo a ria Formosa e as ribeiras de Quarteira e Alcantarilha as mais relevantes (ARH Algarve, 2012). Esta bacia tem uma altitude que varia entre os 500 e os 1000 m, com temperaturas médias anuais que rondam os 17,05°C e a (ARH Algarve, 2012) e a precipitação média anual é de 689 mm.

Nas ribeiras do Algarve, a tipologia mais representativa é Rios Montanhosos do Sul (S2) (Tabela 2.1). Esta tipologia temperaturas mais baixas, precipitações elevadas e escoamento médio anual mais elevado relativamente aos outros tipos de Rio do sul de Portugal (INAG, 2008a).

2.1.1.2 Caracterização Socioeconómica

A bacia do Tejo atravessa no território português três unidades territoriais distintas de nível II (Alentejo, Centro e Lisboa e Vale do Tejo) com grandes assimetrias populacionais: grande concentração populacional humana na região da Grande Lisboa e baixa concentração populacional humana no interior. Os sectores económicos mais relevantes nesta bacia são a indústria transformadora com forte presença no território, em especial nas sub-regiões da Grande Lisboa e da Península de Setúbal, e o sector primário, nomeadamente a agricultura e a pecuária, e as indústrias com ele relacionadas (ARH Tejo, 2012).

A bacia Guadiana caracteriza-se por um fraco dinamismo demográfico nos concelhos de Mértola e Alcoutim contrastando com a zona dos mármore e o concelho de Castro Verde (indústria extractiva), os concelhos fronteiriços (Elvas, Campo Maior e Vila Real de Santo António) e as sedes de distritos (Évora, Portalegre e Beja) que apresentam maior dinamismo e desenvolvimento. Os sectores económicos que se

destacam nesta bacia são a agricultura, principalmente as culturas de sequeiro de carácter extensivo, as indústrias extractiva e transformadora e actividades ligadas à Administração Pública. No sector secundário salienta-se a indústria extractiva e a indústria transformadora (ARH Alentejo, 2011b). Actualmente, zonas junto ao Alqueva estão a suscitar o interesse do sector turístico e que poderá potenciar efeitos positivos no domínio social e económico (ARH Alentejo, 2011b).

Na bacia do Sado, a área territorial é bastante heterogénea, onde o litoral apresenta um grande desenvolvimento populacional, particularmente na Península de Setúbal, e o interior apresenta baixa concentração populacional humana. A indústria transformadora ligada à produção de energia termoeléctrica é um importante sector económico nesta bacia, concentrada nos concelhos de Setúbal, Palmela e Sines, como também a agricultura irrigada, distribuída por cinco grandes núcleos principais: Vale do Sado, Campilhas, Odivelas e Roxo (ARH Alentejo, 2011).

A bacia do Mira tem sido sujeita a perda de habitantes nas zonas interiores e grande concentração populacional humana no litoral e na sede de concelho (Odemira). Apesar de ser um território heterogéneo, verifica-se assimetrias no desenvolvimento económico entre as várias sub-regiões do Litoral Alentejano. Como sector económico, a agricultura destaca-se com o aumento da agricultura irrigada, principalmente no núcleo do Mira (ARH Alentejo, 2011).

Nas Ribeiras do Algarve, assiste-se a um desequilíbrio na distribuição da população pelo território, que concentra uma grande proporção na faixa litoral, tendo a particularidade de sofrer variações quantitativas sazonais muito intensas, dada a forte influência e desenvolvimento da indústria do turismo (ARH Algarve, 2012). Como foi referido anteriormente, o turismo é a actividade com maior representatividade especificamente nos concelhos de Faro, Portimão e Loulé. No interior, a agricultura detém alguma importância na economia da região, particularmente os citrinos (com destaque para a laranja), os frutos frescos e ainda a batata. A aquacultura no litoral e a pecuária nos concelhos de Silves e Monchique são também sectores importantes na região (ARH Algarve, 2012).

2.2 Caracterização ictiofaunística

A caracterização ictiofaunística foi feita a partir das espécies ictiológicas mais representativas nas bacias hidrográficas.

As espécies nativas identificadas como representativas da bacia do Tejo são *Barbus bocagei*, *Squalius pyrenaicus*, *Squalius alburnoides*, *Chondrostoma polylepis* e *Gobio gobio*. Na bacia do Guadiana, as espécies nativas representativas são os *Squalius alburnoides* e o grupo dos barbos, como é o exemplo da espécie *Barbus microcephalus*. As espécies nativas *Barbus bocagei*, *Squalius pyrenaicus*, *Squalius alburnoides* e *Chondrostoma polylepis* são as mais representativas na bacia do Sado. Enquanto na bacia do Mira e nas Ribeiras do Algarve, as espécies nativas representativas pertencem ao grupo *Squalius*, como *Squalius aradensis*, *Squalius alburnoides* e *Squalius pyrenaicus* (Ilhéu *et al.*, 2009).

No que toca às espécies não-nativas, as mais representativas são *Lepomis gibbosus*, *Gambusia holbrooki*, *Cyprinus carpio* e *Micropterus salmoides* em todas as bacias hidrográficas. As espécies *Herichtys facetum*, *Ameiurus melas* e *Alburnus alburnus* destacam-se por ocorrerem unicamente em uma ou duas bacias hidrográficas, como também a espécie *Gobio gobio* que ocorre de forma mais significativa na bacia do Tejo (Matono, 2012).

2.3 Metodologia

A base de dados biológicos e ambientais corresponde a 163 locais amostrados e foi disponibilizada pela equipa de Ecologia Aquática do Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora, tendo os dados sido obtidos durante a primavera nos anos de 2004 a 2006 no âmbito do projecto “Directiva Quadro da Água – Qualidade Ecológica em Rios: Tipologia de rios e validação de classes de qualidade” e, no ano de 2010 no projecto Envolive – Impacte ambiental da agricultura intensiva/híper-intensiva na bio-integridade da fauna piscícola: estudo de caso aplicado à olivicultura no sul de Portugal. Esta base de dados comporta informação sistematizada e estandardizada das espécies e de variáveis obtidas no campo ou em laboratório, e foi organizada e compilada numa só matriz, na qual consta os dados relativos a:

- Densidade (número de indivíduos/100 m²) ao nível da espécie. Previamente a amostragem da ictiofauna foi efectuada com recurso a pesca eléctrica seguindo o protocolo da Directiva Quadro da Água (INAG, 2008b) que está de

acordo com a norma CEN (2003). Todos os indivíduos capturados foram medidos, identificados até ao nível da espécie e posteriormente devolvidos vivos ao curso de água. A captura da fauna piscícola foi padronizada para uma área de 100 m², e expressa em densidade (número de indivíduos por 100 m²). Este tipo de amostragem é o mais adequado por ser mais eficiente e menos selectivo em cursos de água de tipo mediterrânico (Magalhães *et al.*, 2007).

- Variáveis de escala regional: altitude (m), escoamento médio anual (mm), mineralização, dimensão da bacia de drenagem (km²), ordem de curso, distância à nascente (m), declive (%), regime hidrológico (permanente ou temporário), amplitude térmica (°C), coeficiente de variação da precipitação, temperatura média anual (°C), precipitação média anual (mm). Estas variáveis foram obtidas com recurso a cartografia digital de acesso livre, especialmente as variáveis topográficas foram obtidas a partir do Modelo Digital de Elevação, com resolução de células de 90 metros (CGIAR-CSI, 2005) com recurso a ArcMap 9.1. As variáveis precipitação, temperatura e de fluxo foram descritas de uma série de dados de 30 anos.
- Variáveis de escala local (habitat): comprimento do troço (m), largura média (m), profundidade média (m), profundidade máxima (m), velocidade da corrente (m/s), substrato dominante (D) e subdominante (SD), pedras (%), ensombramento, vegetação ripária e proporção de cada tipo de habitat (*pool, run, riffle*). Estas variáveis foram obtidas *in situ* durante a amostragem.
- Variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água: temperatura da água (°C), condutividade (µs/cm), oxigénio dissolvido (mg/l), pH, disco de Secchi (m), sólidos suspensos totais (SST) (mg/l), nitratos (mg/l), nitritos (mg/l), amónia (mg/l), fósforo (P-Total) (mg/l), ortofosfatos (mg/l). Este conjunto de parâmetros físico-químicos foi analisado de forma a avaliar mais rigorosamente as pressões ao nível da qualidade da água (principalmente a contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes). Estes parâmetros reflectem a qualidade da água dos locais amostrados.
- Variáveis de pressão que avaliam a nível de perturbação humana com base em 10 variáveis semi-quantitativas desenvolvidas no âmbito do projecto FAME (*Fish-based Assessment Method for Ecological Status of European Rivers*) (CIS-WFD, 2003; FAME, 2004): ocupação do solo, área urbana, zona ripária, carga de sedimentos, regime hidrológico, acidificação e toxicidade, condição morfológica, contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes, massas de água lânticas de origem artificial. Cada variável foi avaliada numa escala de

1 (perturbação mínima) a 5 (perturbação máxima) (Anexo 1) (CIS-WFD, 2003, FAME, 2004).

- Classificação dos locais em locais de referência (pressão antropogénica ausente ou negligenciável) e locais degradados. Os locais que obtiveram uma classificação 1 e/ou 2 em todas as variáveis (ou excepcionalmente 3 numa só variável) foram considerados locais de referência, todos os outros foram considerados como locais de não referência, isto é degradados. A soma das dez variáveis FAME foi designada Total FAME e representa a pressão total de cada local. Posteriormente, foi convertida em classes para expressar o nível de pressão total, tendo sido considerado em estado excelente, estações cujo somatório das variáveis de pressão fosse inferior a 12, bom estado de 12 a 17, estado moderado de 18 a 22, estado medíocre de 23 a 27 e mau estado a partir de 28. Os cortes efectuados foram feitos com base na divisão do gradiente de pressão em quartis, a partir do limite de referência (12 valores).

2.4 Métricas e Índices aplicados

Foi calculada a riqueza e a densidade específica total, de espécies nativas e espécies não-nativas e foram aplicados índices que visam caracterizar a estrutura da comunidade piscícola (índices de diversidade específica), e que nos indicam o grau de contaminação por parte das espécies piscícolas não-nativas (índices de contaminação biológica).

2.4.1 Índices de diversidade específica

Para conhecer a estrutura da comunidade piscícola, foram adoptados os seguintes índices:

- a) Índice de diversidade de Shannon- Wiener (Odum, 1971), que é representado pela seguinte fórmula: $H = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N}$, em que n_i corresponde ao número de indivíduos das espécie i , e N ao número total de indivíduos. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H) é influenciado tanto pela riqueza em espécies de uma comunidade, como pelos indivíduos que nelas se repartem (Veiga, 2003). Este índice também nos fornece informação sobre a estabilidade da comunidade. Quando a poluição aumenta, existe maior pressão sobre a

comunidade e a instabilidade aumenta. As formas de vida mais sensíveis começam a desaparecer, enquanto as mais tolerantes tornam-se mais abundantes. Este aspecto traduz-se por uma diminuição do índice de diversidade (Ferreiro, 2007).

- b) Índice de equitabilidade de Pielou: mede o grau de distribuição da abundância entre as espécies. Numa amostra em que todas as espécies estejam igualmente representadas, a regularidade é máxima e igual à unidade. Esta tende para 0 à medida que a abundância de uma espécie se torna significativamente mais elevada que a abundância das restantes (Veiga, 2003). É representado pela seguinte fórmula: $J = \frac{H}{H_{max}} = \frac{H}{\ln(S)}$, em que H é o índice de Shannon – Wiener e S é o número total de espécies.
- c) O índice de dominância da comunidade foi avaliado com base na seguinte fórmula: $ID (\%) = 100 \times ((P1+P2)/N)$, em que $P1$ e $P2$ são o número de indivíduos das duas espécies mais abundantes e N é o número total de indivíduos (Odum, 1971).

2.4.2 Índices de contaminação biológica

Para determinar os padrões de invasibilidade por espécies não-nativas na área de estudo, foram utilizados três índices, adaptados a partir de Panov *et al.* (2009) e Olenin *et al.* (2007):

- a) Índice SBC (Site-specific Biological Contamination index): avalia a contaminação biológica de um local através da relação entre a contaminação da riqueza específica (proporção da espécies não-nativas em percentagem) e a contaminação da abundância (abundância dos indivíduos em percentagem) das comunidades não-nativas. Segundo Panov *et al.* (2009), o estado de um local específico na unidade de avaliação pode variar desde valores de zero, o que traduz a ausência de espécies exóticas, até valores de índice 4, ou seja, a contaminação ordinal da riqueza e/ou contaminação da abundância é maior que 50%). A avaliação deste índice foi traduzida na seguinte tabela (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 Avaliação do índice SBC tendo em conta a relação das espécies não-nativas na composição taxonómica da comunidade (contaminação por riqueza) e/ou na abundância total dos organismos aquáticos (contaminação por abundância). Classes do índice SBC: 0, nenhuma contaminação biológica, célula azul; 1, baixa contaminação biológica, célula verde; 2, moderada contaminação biológica, células amarelas; 3, elevada contaminação biológica, células laranjas; 4, severa contaminação biológica, células vermelhas (adaptado de Panov *et al.*, 2009)

	SBC	Contaminação por abundância (%)				
		0	1-10	11-20	21-50	>50
Contaminação por Riqueza (%)	0	0				
	1-10		1	2	3	4
	11-20		2	2	3	4
	21-50		3	3	3	4
	>50		4	4	4	4

b) Índice IBPR (Integrated Biological Pollution Risk index): avalia a relativa abundância das espécies não-nativas invasivas em locais específicos da unidade de avaliação. Se não existirem espécies exóticas presentes na unidade de avaliação, o índice IBPR é igual a 0 (muito baixo risco ecológico por bio-poluição). Se as espécies exóticas da lista cinzenta ou branca (Tabela 2.4) estão em baixas abundâncias (menos que 20% da abundância de espécies exóticas e nativas na comunidade), o índice IBPR é igual 1 (baixo risco ecológico por bio-poluição). Se as espécies exóticas excedem os 20% (elevada abundância) da lista cinzenta e branca (Tabela 2.4) correspondem a um IBPR de 2 (moderado risco por bio-poluição). Quando as espécies não-nativas da lista preta (Tabela 2.4) estão presentes na comunidade, o IBPR pode ser estimado com 3 numa situação com baixa abundância destas espécies (estado ecológico “Pobre”) ou 4 numa situação com elevada abundância de espécies na lista preta (estado ecológico “Mau”). Panov *et al.* (2009) propõe uma correspondência entre o estado ecológico e o resultado do IBPR. Esta avaliação está resumida na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 Avaliação do índice IBPR em relação à relativa abundância das espécies não-nativas invasivas em locais específicos da unidade de avaliação, segundo as listas cinzenta, branca e preta. Classes do índice IBPR: 0, muito baixo risco ecológico por bio-poluição; 1, baixo risco ecológico por bio-poluição; 2, moderado risco ecológico por bio-poluição; 3, elevado risco ecológico por bio-poluição; e 4, muito elevado risco ecológico por bio-poluição (adaptado de Panov *et al.*,2009)

		Risco ecológico por bio-poluição
0	Não existem espécies exóticas presentes na unidade de avaliação.	Muito Baixo
1	Baixa abundância das espécies exóticas (menos de 20%) da lista cinzenta ou da branca.	Baixo
IBPR	2 Elevada abundância de espécies exóticas (excedendo os 20%) das listas cinzenta e branca.	Moderado
3	Baixa abundância de espécies exóticas da lista preta (menos de 20%).	Elevado
4	Elevada abundância de espécies na lista preta (excedendo os 20%).	Muito Elevado

Este índice diferencia-se do SBC pelo facto das espécies não-nativas constarem de listas (cinzenta, branca e preta) que determinam o nível do índice a que pertencem, dependendo da abundância relativa que apresentam no locais específicos da unidade de avaliação. Na lista cinzenta, constam todas a espécies não-nativas em que potenciais riscos de dispersão, estabelecimento e impactos adversos são desconhecidos (risco desconhecido). Na lista branca, constam as espécies não-nativas da quais existe informação sobre os riscos de dispersão e/ou estabelecimento das espécies (risco baixo a moderado). Na lista preta, constam as espécies não-nativas com riscos adversos de impactos, sem ter em conta os riscos de dispersão e de estabelecimento (elevado risco). Para o presente estudo, as espécies não-nativas mais significativas em Portugal Continental foram classificadas nas listas cinzenta, branca e preta da seguinte forma (Tabela 2.4):

Tabela 2.4 Classificação das espécies não-nativas nas listas cinzenta, branca e preta, segundo o índice IBPR (adaptado Panov *et al.*, 2009; Ilhéu *et al.*, dados não publicados)

	Lista cinzenta	Lista branca	Lista preta
<i>Lepomis gibbosus</i>	x	x	-----
<i>Cyprinus carpio</i>	x	x	-----
<i>Carassius auratus</i>	x	x	-----
<i>Gobio gobio</i>	x	x	-----
<i>Micropterus samoides</i>	x	-----	x
<i>Herichtys facetum</i>	x	x	-----
<i>Ameiurus melas</i>	x	-----	x
<i>Alburnus alburnus</i>	x	x	-----
<i>Gambusia holbrooki</i>	x	x	-----
<i>Sander lucioperca</i>	x	-----	x

- c) Índice BPL (Biological Pollution Level index): avalia a nível de poluição biológica da unidade de avaliação (local) segundo 3 níveis de impacto (impacto nas espécies e comunidade nativas, impacto nos habitats e impacto no funcionamento do ecossistema), como também segundo a abundância e a biomassa (Olenin *et al.*, 2007).

Este índice foi adaptado às circunstâncias de Portugal para três zonas (zona norte, centro e sul), em que a avaliação foi efectuada para cada espécie não-nativa. No estudo em questão foi realizada a avaliação para a zona sul (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 Avaliação do índice BPL para cada espécie não-nativa na zona Sul de Portugal, adaptado de Olenin *et al.* (2007). Legenda da Densidade e Biomassa: A – Chegada da espécie não nativa; B – Estabelecida; C e D – Em expansão. Legenda do impacto nas comunidades: C0 – Nenhum impacto; C1 – Fraco impacto; C2 – Moderado impacto; C3 – Forte impacto. Legenda do impacto nos habitats e nos ecossistemas: HE0 – Nenhum impacto; HE1 – Fraco impacto; HE2 – Moderado impacto. Scores BPL para espécies: baixo = 1; moderado = 2; elevado = 3

Espécie	Densidade	Biomassa	Impacto nas comunidades	Impacto no ecossistema	BPL score
<i>Lepomis gibbosus</i>	D	D	C3	HE2	3
<i>Cyprinus carpio</i>	B	B	C1	HE1	1
<i>Carassius auratus</i>	A	A	C1	HE0	0
<i>Gobio gobio</i>	C	C	C1	HE1	2
<i>Micropterus salmoides</i>	C	D	C3	HE1	3
<i>Herichtys facetum</i>	A	A	C1	HE0	1
<i>Ameiurus melas</i>	B	A	C2	HE1	1
<i>Alburnus alburnus</i>	B	B	C1	HE0	1
<i>Gambusia holbrooki</i>	D	D	C3	HE2	3
<i>Sander lucioperca</i>	A	A	C0	HE0	0

A avaliação realizada para cada espécie não-nativa na unidade de avaliação, no entanto a avaliação final, ou seja, o score do índice BPL atribuído à unidade de avaliação é determinado pelos scores das espécies não-nativas presentes na unidade de avaliação (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 Avaliação do índice BPL em função do agrupamento de espécies não-nativas na unidade de avaliação, e correspondente nível de poluição biológica (adaptado de Olenin *et al.*,2007)

		Nível de poluição biológica	
BPL	0	Não existem espécies não-nativas presentes na unidade de avaliação.	Nulo
	1	Baixos scores em uma ou mais espécies não-nativas; ou moderados scores em uma espécie não-nativas.	Reduzido
	2	Baixos scores em todas as espécies não-nativas; ou, moderados scores em várias espécies não-nativas; ou, um alto score em uma espécie não-nativas.	Moderado
	3	Scores moderados em todas as espécies não-nativas ou elevados scores em várias espécies não-nativas.	Elevado
	4	Elevados scores em várias ou todas as espécies não-nativas.	Muito Elevado

2.5 Análise espacial

Para além desta análise estatística, foram trabalhadas duas variáveis, a densidade populacional humana por freguesias (número de indivíduos por km²) e as massas de água lânticas (albufeiras e açudes) através do Sistema de Informação Geográfica (SIG). A escolha destas duas variáveis deve-se ao facto de, no caso das massas de água lânticas, serem uma das principais via de introdução de espécies não-nativas e do seu estabelecimento, e quanto à densidade populacional pode indicar maiores pressões antropogénicas sobre os cursos de água (Moyle & Light *in* Bomford & Glover, 2004).

Previamente houve um tratamento dos dados utilizados (formato vectorial e raster), para chegar ao ponto de serem utilizados na análise espacial.

Os dados relativos à Densidade Populacional foram obtidos directamente do site do Instituto Nacional de Estatística (INE, 2011), em formato xls. Esta tabela foi importada para o ArcGIS e relacionada com a shapefile das freguesias (CAOP, 2012), criando assim uma entidade vectorial com a densidade populacional para cada freguesia. No caso das massas de água lânticas, utilizou-se a shapefile albufeiras em que se acrescentou o campo “área” em quilómetros quadrados.

Com recurso ao ArcMap 10 (ESRI, 2010), estas duas variáveis foram analisadas espacialmente através de duas ferramentas do *Spatial Analyst*, a *Kernel Density* e a *Inverse Distance Weighted (IDW)*.

A ferramenta de densidade *Kernel Density* calcula a densidade através de uma vizinhança circular ao redor de cada ponto e aplica uma função matemática que vai de 1 na posição do ponto e 0 na fronteira da vizinhança, ou seja, o valor da superfície é maior junto ao ponto, diminuindo o valor da superfície com a distância ao ponto em causa. O resultado da função *Kernel Density* é uma superfície plana, onde o valor da densidade para cada célula é calculado adicionando os valores de todas as superfícies. A dimensão do raio de procura não muda o cálculo da densidade, visto que a densidade de cada célula do output é calculada pela junção dos valores da superfície onde se encontra a célula raster central (Silverman, 1952).

A ferramenta de interpolação IDW é considerada uma função local e consiste na estimação dos valores das células pela média dos valores da amostra de pontos da vizinhança de cada célula, ou seja quanto mais próximo um ponto estiver do centro da célula estimada, mais influência, ou peso, tem no processo de cálculo da média (Watson & Philip, 1985).

Tantos os resultados da densidade populacional como das massas de água lântica, obtidos pela análise de ambas ferramentas, foram analisados estatisticamente como as restantes variáveis abióticas deste estudo.

2.6 Análise multivariada e estatística

A análise estatística foi efectuada tendo por base as diferentes bacias em estudo, utilizando variáveis bióticas (métricas biológicas e índices de contaminação biológica) e variáveis abióticas (variáveis ambientais regionais e locais, consideradas variáveis ambientais puras, e variáveis de pressão antropogénica, que incluem as variáveis FAME e os parâmetros físico-químicos).

As diferenças nas variáveis bióticas e nas variáveis abióticas entre bacias, quer em locais de referência quer em locais degradados, foram testadas com o teste de Kruskal-Wallis (KW). O teste de Mann-Whitney (MW) foi usado para identificar diferenças significativas nas variáveis acima mencionadas, comparando locais de referência com locais degradados. Para estes testes foi definido o nível de significância de 0,05.

Foram também aplicados testes de correlação de Spearman ($r \geq 0,45$; $p < 0,05$) para avaliar a relação entre: as variáveis bióticas com as variáveis ambientais puras, e as variáveis bióticas com as variáveis de pressão antropogénicas.

Foram realizadas Análises em Componentes Principais - PCA's (*Principal Component Analysis*) com todos os locais amostrados, codificados pelo score dos

índices de contaminação biológica, baseados nas variáveis ambientais e as variáveis de pressão, permitindo comparar tanto as variáveis ambientais em diferentes níveis de contaminação biológica, como as variáveis de pressão em diferentes níveis de contaminação biológica. Utilizou-se, primeiramente, o teste de correlação de Spearman para excluir as variáveis ambientais e as variáveis de pressão mais correlacionadas entre si ($r \geq 0,45$; $p < 0,05$).

Através da Análise de Correspondência Canónica – CCA (*Canonical Correspondence Analysis*), a densidade das espécies não-nativas mais representativas foi relacionada com as variáveis ambientais e com as variáveis de pressão antropogénica.

As análises estatísticas foram efectuadas com recurso aos softwares Statistica versão 7.0 (StatSoft Inc., 2004), CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer, 2002) e ArcGIS versão 10 (ESRI, 2010).

3. Resultados

3.1 Caracterização dos agrupamentos piscícolas

Das 30 espécies piscícolas consideradas, na sua maioria pertencentes à família *Cyprinidae*, 21 são espécies nativas e 9 são espécies não nativas (Tabela 3.1).

Das 21 espécies nativas, 16 são endemismos da Península Ibérica, e muitas delas, são consideradas como ameaçadas conforme o critério do IUCN, destacando-se as espécies *Squalius aradensis*, *Squalius torgalensis*, *Chondrostoma lusitanicum*, *Chondrostoma almakai* e, em particular, *Anaecypris hispanica* consideradas “criticamente em perigo”.

De entre as espécies não-nativas destacam-se *Lepomis gibbosus*, *Cyprinus carpio*, *Micropterus salmoides* e *Gambusia holbrooki* (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 Lista de espécies piscícolas capturadas, com nome científico (respectiva abreviatura - Abrev.) e nome comum, respectiva origem (Endlb – Endemismo ibérico; End – Endemismo do Continente; Res – Residente; Vis – Visitante; MigRep – Migradora Reprodutora; Nnat – Não-nativa) e respectivo estatuto de conservação (Criticamente em perigo – CR; Em perigo – EN; Vulnerável – VU; Quase ameaçado – NT; Pouco preocupante - LC; Informação Insuficiente – DD; Não aplicável – NA) nas bacias hidrográficas do sul de Portugal

Espécies	Abrev.	Nome comum	Origem	Estatuto
<i>Barbus spp.</i>	Bspp	Barbos juvenis	Endlb	LC
<i>Barbus bocagei</i> Steindachner, 1864	Bboc	Barbo-comum	Endlb	LC
<i>Barbus comizo</i> Steindachner, 1864	Bcom	Cumba	Endlb	EN
<i>Barbus sclateri</i> Günther, 1868	Bscl	Barbo do Sul	Endlb	EN
<i>Barbus microcephalus</i> Almaça, 1967	Bmic	Barbo-de-cabeça-pequena	Endlb	NT
<i>Barbus steindachneri</i> Almaça, 1967	Bstein	Barbo do Steindachneri	Endlb	NT
<i>Squalius pyrenaicus</i> Günther, 1868	Spyr	Escalo do Sul	Endlb	EN
<i>Squalius alburnoides</i> Steindachner, 1866	Salb	Bordalo	Endlb	VU
<i>Squalius aradensis</i> Coelho, Bogutskaya, Rodrigues & Collares-Pereira, 1998	Sara	Escalo do Arade	End	CR
<i>Squalius torgalensis</i> Coelho, Bogutskaya, Rodrigues & Collares-Pereira, 1998	Stor	Escalo do Mira	End	CR
<i>Chondrostoma willkommii</i> Steindachner, 1866	Chwil	Boga do Guadiana	Endlb	VU
<i>Chondrostoma lemmingii</i> Steindachner, 1866	Chle	Boga-de-boca-arqueada	Endlb	EN
<i>Chondrostoma lusitanicum</i> Collares-Pereira, 1980	Chlus	Boga-portuguesa	End	CR
<i>Chondrostoma polylepsis</i> Steindachner, 1864	Chpol	Boga-comum	Endlb	LC
<i>Chondrostoma almacai</i> Coelho, Mesquita & Collares-Pereira, 2005	Chmac	Boga do Sudoeste	End	CR
<i>Cobitis paludica</i> de Buen, 1930	Cpal	Verdemã-comum	Endlb	LC
<i>Salaria fluviatilis</i> Asso, 1801	Sflu	Caboz-de-água-doce	Res	EN
<i>Anguilla anguilla</i> Linnaeus, 1758	Aang	Enguia europeia	Vis; Mig	EN
<i>Gasterosteus gymnurus</i> Cuvier, 1829	Ggym	Esgana-gata	Res; MigRep	EN
<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	Aboy	Peixe-rei	Res	DD
<i>Anaocypris hispanica</i> Steindachner, 1866	Ahis	Saramugo	Endlb	CR
<i>Lepomis gibbosus</i> Linnaeus	Lgib	Perca-sol	Nnat	NA
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus	Ccar	Carpa	Nnat	NA
<i>Carassius auratus</i> Linnaeus, 1758	Caur	Pimpão	Nnat	NA
<i>Gobio gobio</i> ou <i>Gobio lozanoi</i> Linnaeus, 1758	Ggob	Góbio	Nnat	NA
<i>Micropterus salmoides</i> Lacépède, 1802	Msal	Achigã	Nnat	NA
<i>Herichthys facetum</i> Jenyns, 1842	Hfac	Chancito	Nnat	NA
<i>Ameiurus melas</i> Rafinesque, 1820	Amel	Peixe-gato-negro	Nnat	NA
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Ghol	Gambúsia	Nnat	NA
<i>Alburnus alburnus</i> Linnaeus	Aalb	Ablete	Nnat	NA

A diversidade [KW-H (4;54) = 6,3906, p=0,1718), a equitabilidade [KW-H (4;54) = 2,559, p=0,6341), a dominância [KW-H (4;54) = 0,4262, p=0,4262) e a riqueza específica [KW-H (4;54) = 9,1947, p=0,0564) das espécies piscícolas em estudo não foram significativamente diferentes entre bacias em locais de referência.

No entanto, em locais degradados, apenas a dominância foi significativamente diferente entre bacias [KW-H (4;109) = 9,8293, p=0,0434), em que o índice de dominância foi significativamente maior na bacia do Mira e nas ribeiras do Algarve (Tabela 3.3).

No que diz respeito à diversidade, à equitabilidade, à dominância e à riqueza específica, não se observaram diferenças significativas entre locais de referência e locais degradados em nenhuma das bacias.

Tabela 3.3 Índices de Diversidade específica (H'), Equitabilidade (E), Dominância (ID%) e Riqueza específica (S total) (média ± desvio-padrão), das 5 bacias para locais de referência e locais degradados (significância do teste de Kruskal-Wallis: * P <0,05; ** P <0,01 e *** P <0,001)

	Locais de Referência				Locais degradados			
	H'	E	ID	S total	H'	E	ID	S total
Tejo	0,13±0,12	0,12±0,16	55,77±47,43	2,54±2,44	0,13±0,09	0,12±0,12	65,04±39,74	2,92±2,55
Guadiana	0,13±0,08	0,11±0,12	67,48±33,65	4,58±2,99	0,15±0,09	0,12±0,12	73,21±34,93	3,48±2,49
Sado	0,15±0,12	0,11±0,09	63,49±49,27	2,67±2,16	0,16±0,09	0,13±0,11	81,46±28,16	3,08±1,69
Mira	0,20±0,12	0,07±0,09	76,83±43,19	1,60±1,34	0,19±0,02	0,24±0,08	100,00±0,00*	2,33±0,58
Ribeiras do Algarve	0,21±0,11	0,21±0,19	79,61±39,70	1,73±1,19	0,20±0,10	0,15±0,15	85,43±32,47*	2,06±1,30

As espécies piscícolas nativas com maior densidade foram *Barbus bocagei* na bacia do Tejo (2,86 ind./100m²), *Squalius alburnoides* nas bacias do Guadiana (26,78 ind./100m²) e do Sado (23,70 ind./100m²), *Squalius torgalensis* na bacia do Mira (10,45 ind./100m²), e *Squalius aradensis* na bacia das Ribeiras do Algarve (30,25 ind./100m²).

A densidade e a riqueza específica média de espécies piscícolas nativas não foram significativamente diferentes entre bacias como também não diferem significativamente entre bacias, tanto em locais de referência como em locais degradados (Tabela 3.4).

Em locais de referência, a proporção de espécies nativas, não foi significativamente diferente entre bacias [KW-H (4;54) = 2,4204, p=0,6589]. No entanto, em locais degradados existem diferenças significativas entre bacias [KW-H (4;109) = 14,6242, p=0,0055], visto que a proporção de espécies nativas é menor nas bacias do Sado e do Mira comparativamente com as restantes bacias (Figura 3.1).

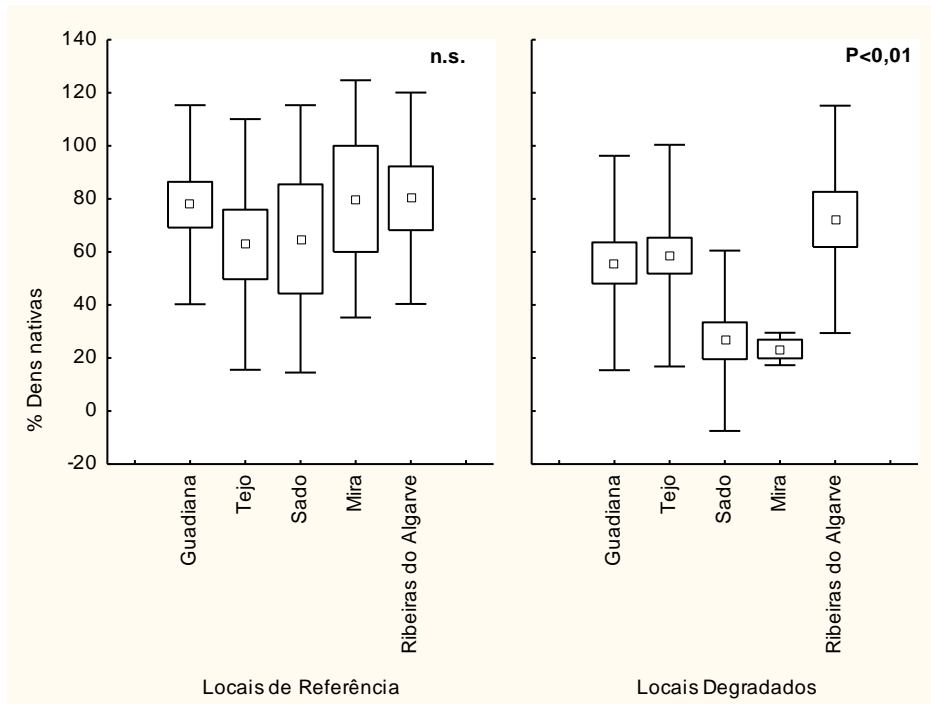


Figura 3.1 Proporção de espécies nativas (com base na densidade) em locais de referência e locais degradados, por bacia (P – significância do teste de Kruskal-Wallis; n.s. – não significativo). (□): Média; box: ± SE; whisker: ± SD.

As espécies nativas apresentaram maior densidade, número e proporção de espécies nativas em locais de referência do que em locais degradados (Tabela 3.4 e Figura 3.1).

Tabela 3.4 Densidade média (\pm desvio-padrão) (ind/100m²) e Riqueza específica (média; min-máx) de espécies piscícolas nativas (*N*) e não-nativas (*Nn*) para locais de referência e locais degradados em cada uma das bacias hidrográficas

	Locais Referência				Locais Degradados			
	Densidade		S		Densidade		S	
	<i>N</i>	<i>Nn</i>	<i>N</i>	<i>Nn</i>	<i>N</i>	<i>Nn</i>	<i>N</i>	<i>Nn</i>
Tejo	14,40 \pm 14,85	0,66 \pm 1,57	2,15 (0-6)	0,38 (0-6)	9,73 \pm 17,50	4,01 \pm 10,81	2,00 (0-8)	0,92 (0-4)
Guadiana	62,07 \pm 89,62	2,29 \pm 3,73	3,63 (0-7)	0,95 (0-5)	32,59 \pm 64,64	11,91 \pm 36,10	2,30 (0-5)	1,19 (0-4)
Sado	54,14 \pm 60,35	2,60 \pm 5,91	2,33 (0-4)	0,33 (0-1)	30,26 \pm 69,30	12,10 \pm 13,52	1,21 (0-4)	1,88 (0-5)
Mira	20,36 \pm 19,90	0,00 \pm 0,00	1,60 (0-3)	0,00 (0-0)	1,37 \pm 0,57	4,55 \pm 1,52	1,33 (1-2)	1,00 (1-1)
Ribeiras do Algarve	57,80 \pm 77,60	0,57 \pm 1,53	1,55 (0-3)	0,18 (0-1)	20,88 \pm 29,15	1,33 \pm 2,56	1,76 (0-4)	0,29 (0-1)

As espécies piscícolas não-nativas *Lepomis gibbosus* e *Gambusia holbrooki* foram aquelas que ocorreram mais frequentemente e em maior densidade em todos os locais amostrados (Figura 3.2, 3.3 e 3.4, Tabela 3.5).

Em locais de referência, registou-se também uma grande ocorrência da espécie *Herichtys facetum*, enquanto em locais degradados, a espécie *Cyprinus carpio* ocorreu também com elevada frequência (Figura 3.2).

Contrariamente, a espécie *Ameiurus melas* apresentou a mais baixa ocorrência em todos os locais amostrados, com expressão apenas nos locais degradados (Figura 3.2).

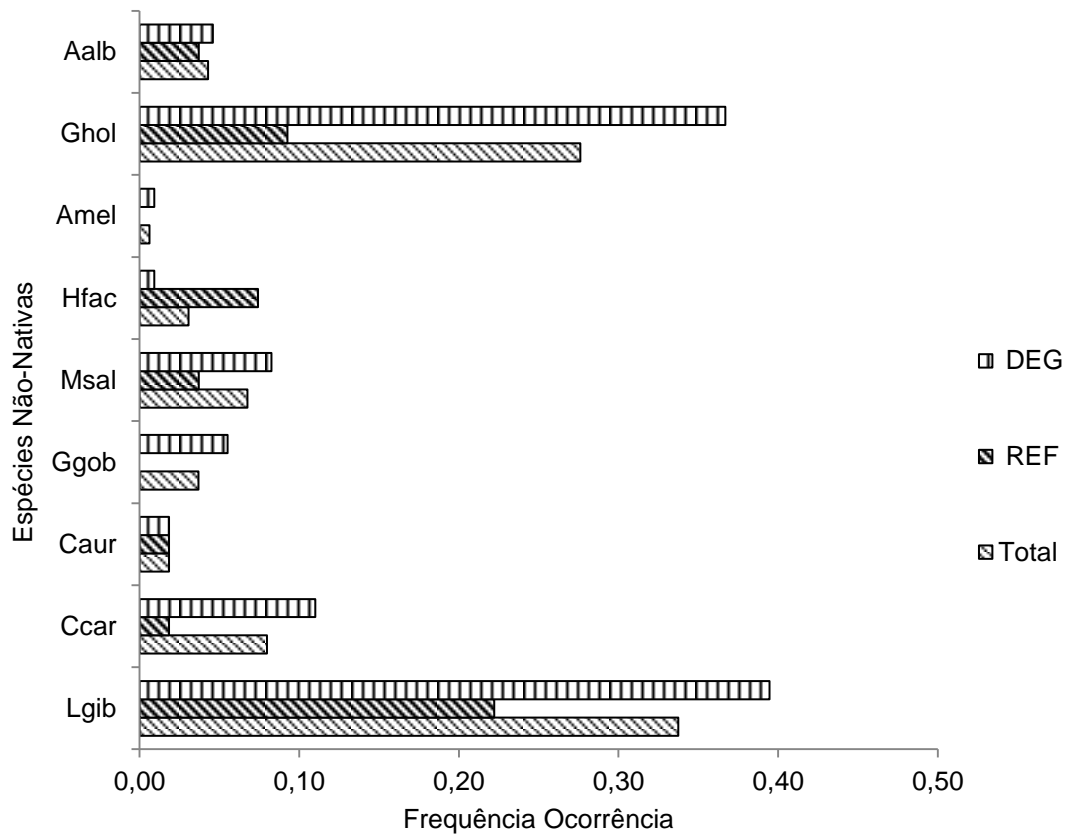


Figura 3.2 Frequência de ocorrência de espécies não-nativas (Aalb – *Alburnus alburnus*, Ghol – *Gambusia holbrooki*, Amel- *Ameiurus melas*, Hfac - *Herichtys facetum*, Msal – *Micropterus salmoides*, Ggob – *Gobio gobio*, Caur – *Carassius auratus*, Ccar – *Cyprinus carpio* e Lgib – *Lepomis gibbosus*) considerando todos os locais amostrados, locais de referência (REF) e locais degradados (DEG).

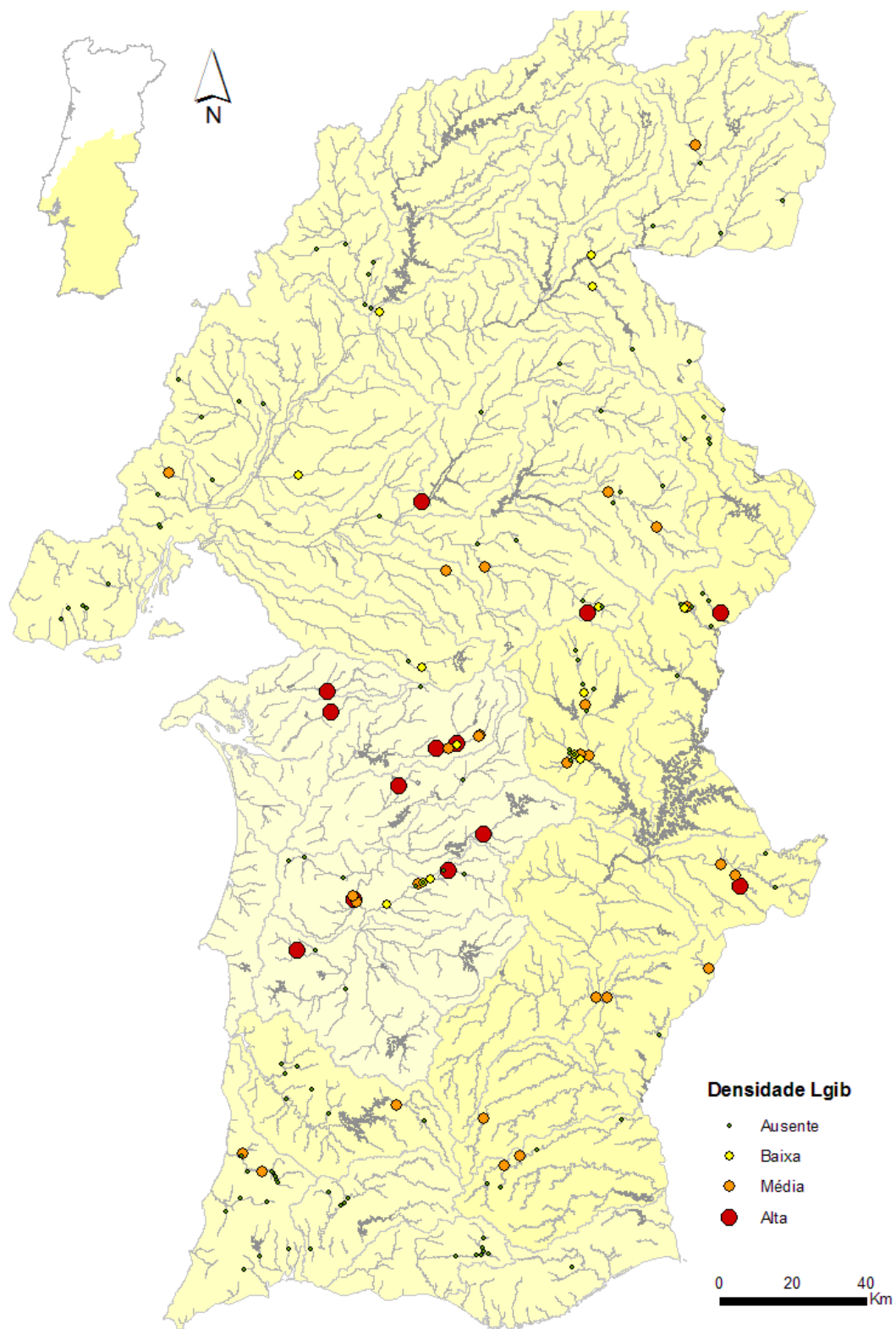


Figura 3.3 Densidade média da espécie não-nativa *Lepomis gibbosus* (classes de densidade – baixa [0,005 – 0,69 ind./100m²], média [0,69 – 4,50 ind./100m²] e alta [4,50 – 31,37 ind./100m²]).

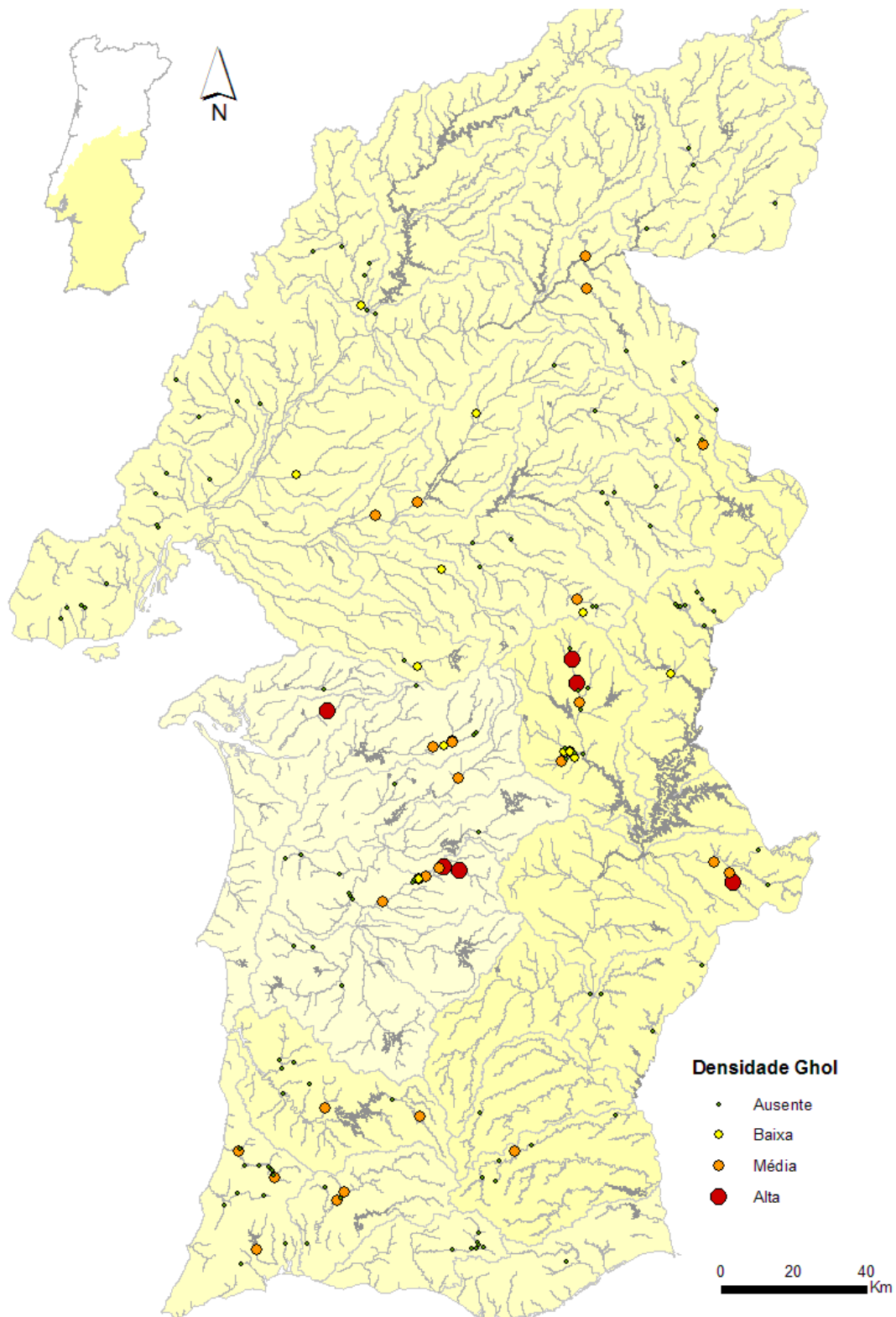


Figura 3.4 Densidade média da espécie não-nativa *Gambusia holbrooki* (classes de densidade –baixa [0,20 – 0,87 ind./100m²], média [0,87 – 8,91 ind./100m²] e alta [8,91 – 185,80 ind./100m²]).

As espécies piscícolas não-nativas que apresentaram maior densidade na comunidade piscícola foram *Gobio gobio* na bacia do Tejo (3,28%), *Gambusia holbrooki* nas bacias do Guadiana (14,56%), do Mira (3,90%) e das Ribeiras do Algarve (2,61%), e ainda *Lepomis gibbosus* na bacia do Sado (14,10%) (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 Percentagem da densidade média de cada espécie não-nativa e Densidade média (\pm desvio-padrão) (ind./100m²) para todos locais amostrados (Total), locais de referência (REF) e locais degradados (DEG)

	%					Densidade Total	Densidade REF	Densidade DEG
	Tejo	Guadiana	Sado	Mira	Ribeiras do Algarve			
<i>Lgib</i>	1,40	4,42	14,10	1,03	0,37	1,52 \pm 4,31	0,75 \pm 2,25	1,90 \pm 5,00
<i>Ccar</i>	0,16	0,06	3,46	0,00	0,00	0,24 \pm 2,47	0,00 \pm 0,03	0,36 \pm 3,02
<i>Caur</i>	0,01	0,59	0,01	0,00	0,00	0,06 \pm 0,73	0,17 \pm 1,28	0,00 \pm 0,02
<i>Ggob</i>	3,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36 \pm 3,25	0,00	0,53 \pm 3,96
<i>Msal</i>	0,25	0,12	0,41	0,00	0,00	0,06 \pm 0,37	0,01 \pm 0,04	0,09 \pm 0,45
<i>Hfac</i>	0,00	0,62	0,07	0,00	0,00	0,06 \pm 0,54	0,18 \pm 0,93	0,01 \pm 0,07
<i>Amel</i>	2,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26 \pm 3,38	0,00	0,40 \pm 4,14
<i>Ghol</i>	1,56	14,56	10,19	3,90	2,61	2,46 \pm 15,20	0,19 \pm 0,80	3,59 \pm 18,50
<i>Aalb</i>	0,00	2,59	1,25	0,00	0,00	0,33 \pm 2,14	0,07 \pm 0,43	0,46 \pm 2,59

De uma forma geral, a densidade, a proporção e o número de espécies não-nativas é maior em locais degradados do que em locais de referência (Tabela 3.4 e Figura 3.5). Entre locais de referência e locais degradados, verificaram-se diferenças significativas na proporção de espécies (MW, N=46, U=166,5, p=0,0384) na bacia do Guadiana, na densidade (MW, N=30, U=22, p=0,0093), na proporção (MW, N=30, U=10, p=0,0012) e no número de espécies (MW, N=30, U=17, p=0,0031) no Sado, e na densidade e na proporção de espécies (MW, N=8, U=0, p=0,0104) na bacia do Mira.

Em locais de referência, a densidade, a proporção e o número de espécies piscícolas não-nativas não foram significativamente diferentes entre bacias (Tabela 3.4). Contrariamente, em locais degradados, observaram-se diferenças significativas entre bacias na densidade [KW-H (4;109) = 25,4398, p=0,00004], a proporção [KW-H (4;109) = 28,256, p=0,00001] e o número de espécies não-nativas [KW-H (4;109) = 22,0842, p=0,0002]. Comparativamente com as restantes bacias, a bacia do Sado apresentou significativamente maior densidade, maior proporção, juntamente com a bacia do Mira, e maior número de espécies (Tabela 3.4 e Figura 3.5).

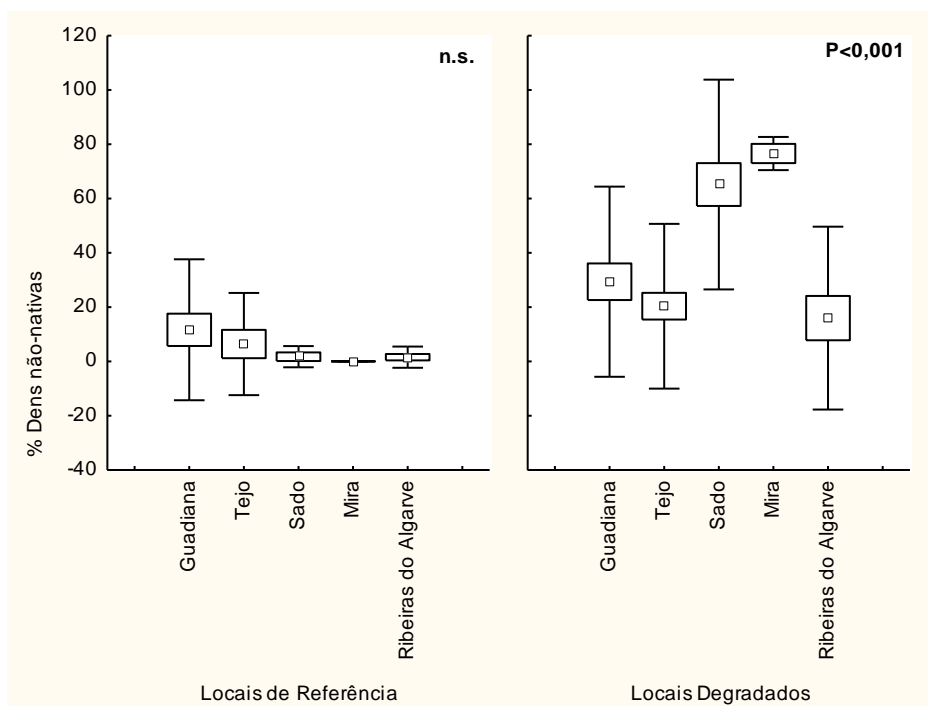


Figura 3.5 Proporção de espécies não-nativas (com base na densidade) em locais de referência e locais degradados, por bacia (P – significância do teste de Kruskal-Wallis; n.s. – não significativo). (□): Média; box: \pm SE; whisker: \pm SD.

3.2 Índices de contaminação biológica

A maior frequência de locais com elevada contaminação biológica, determinada pelos índices SBC (Site-specific Biological Contamination index), IBPR (Integrated Biological Pollution Risk index) e BPL (Biological Pollution Level index), observou-se nas bacias do Sado e Guadiana (Figuras 3.6, 3.7 e 3.8).

Nos locais de referência, o nível de contaminação biológica obtido em todos os índices não foi significativamente diferente entre bacias. Em locais degradados, observaram-se diferenças significativas na contaminação biológica entre bacias em todos os índices [SBC: KW-H (4;109) = 27,747, $p=0,00001$; IBPR: KW-H (4;109) = 22,856, $p=0,0001$; BPL: KW-H (4;109) = 22,7817, $p=0,0001$]. Comparativamente com as restantes bacias, a contaminação biológica segundo o índice SBC foi maior nas bacias do Sado e do Mira, enquanto com base nos outros dois índices (IBPR e BPL) o nível de poluição biológica foi significativamente maior somente na bacia do Sado (Tabela 3.6).

A contaminação biológica foi maior em locais degradados do que em locais de referência (Tabela 3.6). Portanto, diferenças significativas na contaminação biológica registaram-se na bacia do Guadiana apenas no índice IBPR (MW, N=46, U=163, p=0,0279), na bacia do Sado nos índices SBC (MW, N=30, U=12, p=0,0007), IBPR (MW, N=30, U=11, p=0,0007) e BPL (MW, N=30, U=20, p=0,0039), e ainda na bacia do Mira nos índices SBC, IBPR e BPL (MW, N=8, U=0, p=0,0082) entre locais de referência e locais degradados.

Tabela 3.6 Índices de contaminação biológica: SBC, IBPR e BPL (média ± desvio-padrão) em locais de referência e locais degradados (significância do teste de Kruskal-Wallis: * P <0,05; ** P <0,01 e *** P <0,001)

	Locais de Referência			Locais degradados		
	SBC	IBPR	BPL	SBC	IBPR	BPL
Tejo	0,77±1,48	0,46±1,13	0,62±1,26	1,61±1,78	1,03±1,33	1,11±1,27
Guadiana	1,47±1,65	0,68±1,00	1,00±1,25	2,37±1,62	1,30±1,07	1,70±1,23
Sado	0,83±1,33	0,33±0,52	0,67±1,03	3,38±1,17***	2,04±1,08***	2,33±0,96***
Mira	0,00±0,00	0,00±0,00	0,00±0,00	4,00±0,00***	2,00±0,00	2,00±0,00
Ribeiras do Algarve	0,55±1,21	0,18±0,40	0,36±0,81	0,94±1,56	0,47±0,80	0,59±0,94

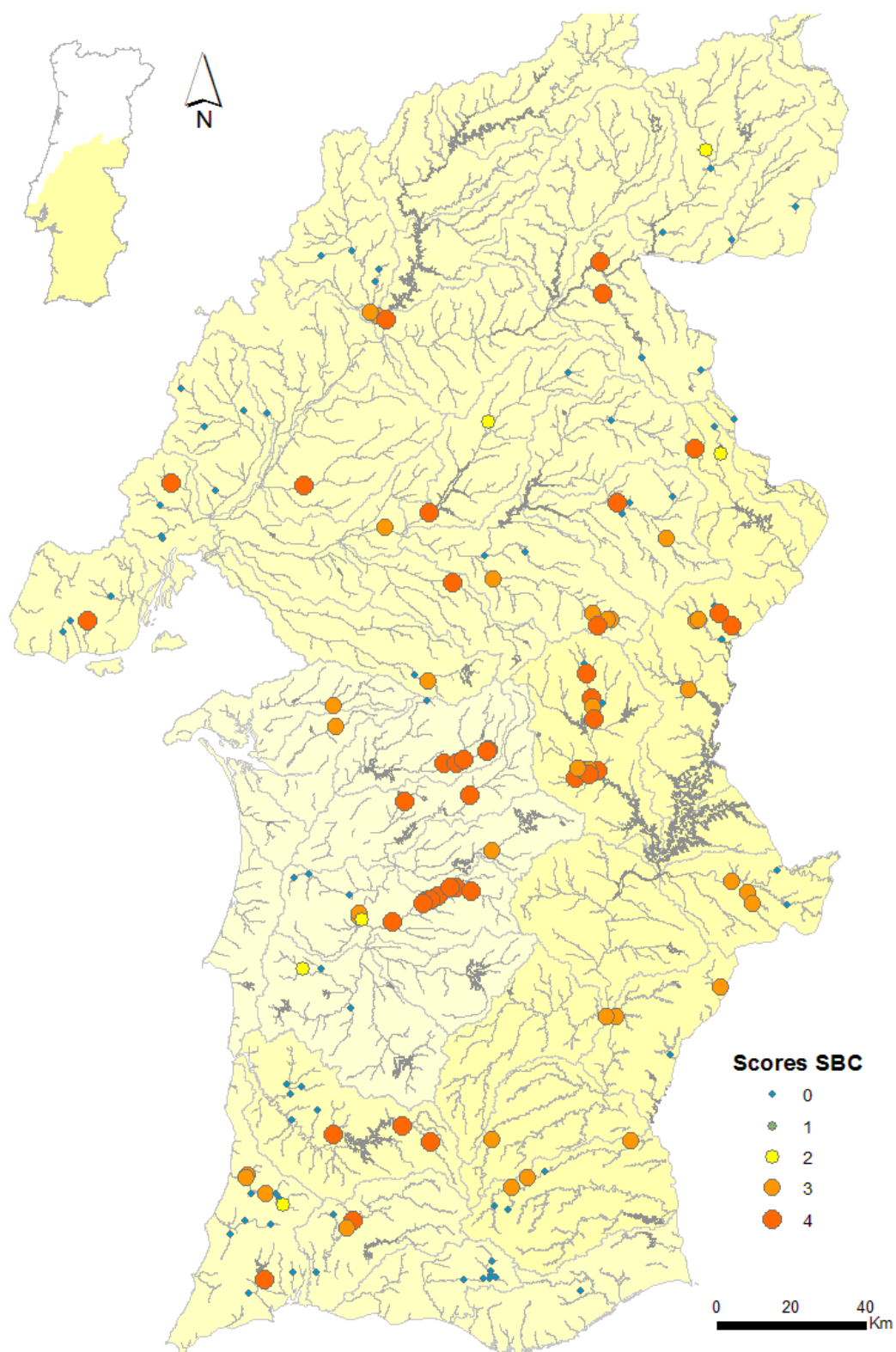


Figura 3.6 Contaminação biológica determinada através do score do índice SBC (0 – nenhuma contaminação biológica; 1 – baixa contaminação biológica; 2 – moderada contaminação biológica; 3 – elevada contaminação biológica; 4 – severa contaminação biológica).

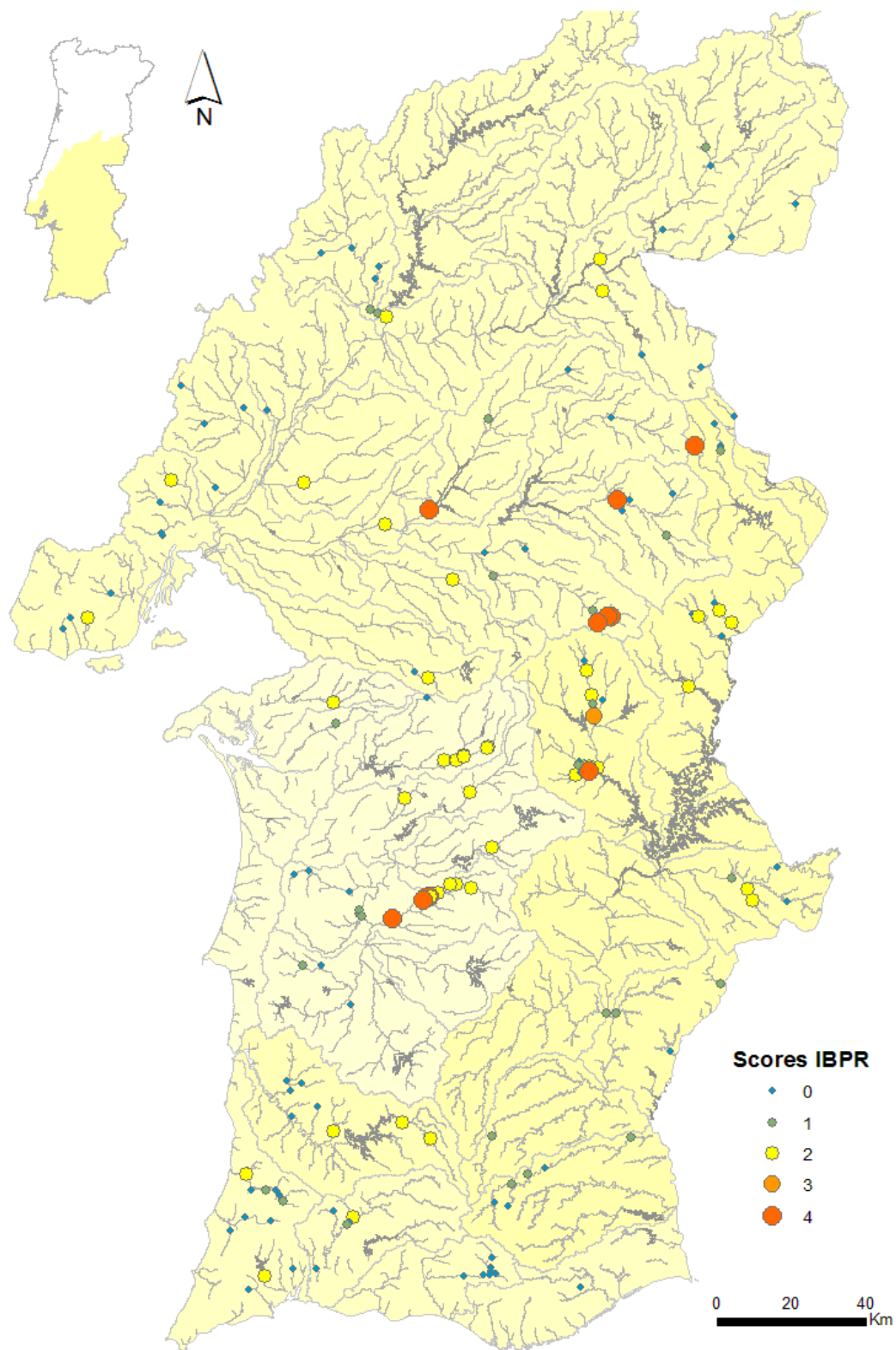


Figura 3.7 Risco ecológico por bio-poluição determinada através do score do índice IBPR (0 – muito baixo risco ecológico por bio-poluição; 1 – baixo risco ecológico por bio-poluição; 2 – moderado risco ecológico por bio-poluição; 3 – elevado risco ecológico por bio-poluição; 4 – muito elevado risco ecológico por bio-poluição).

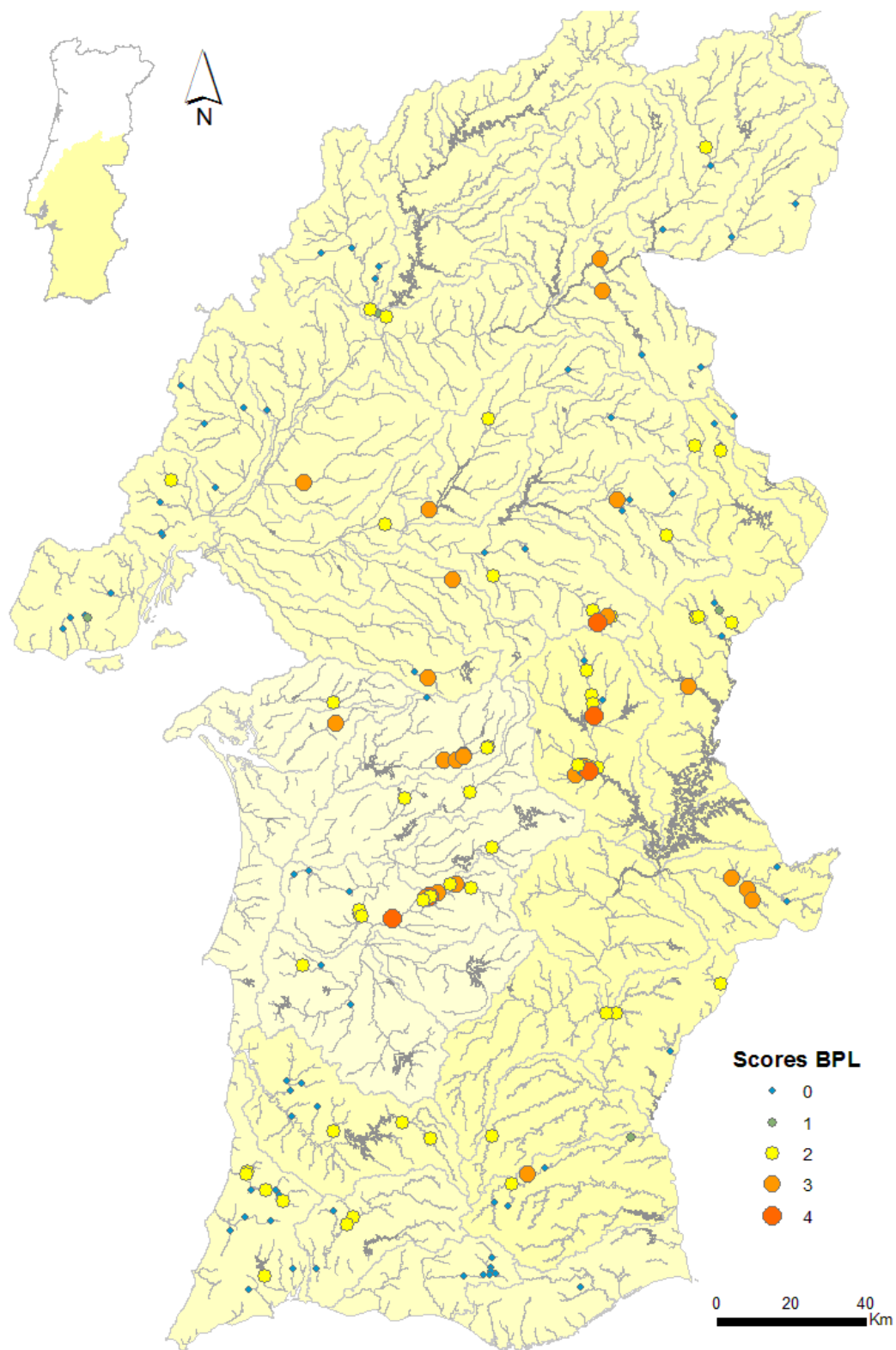


Figura 3.8 Nível de poluição biológica determinada através do score do índice BPL (0 – ausência de poluição biológica; 1 – baixo nível de poluição biológica; 2 – moderado nível de poluição biológica; 3 – elevado nível de poluição biológica; 4 – muito elevado nível de poluição biológica).

3.3 Caracterização Ambiental e da Pressão Antropogénica

3.3.1 Padrões ambientais de referência

Regionalmente, os locais de referência amostrados nas 5 bacias hidrográficas em estudo apresentaram-se significativamente diferentes na altitude [KW-H (4;54) = 16,9119, $p=0,0020$], no escoamento médio anual [KW-H (4;54) = 10,8775, $p=0,0280$], na amplitude térmica [KW-H (4;54) = 20,7513, $p=0,0004$] e no coeficiente de variação da precipitação [KW-H (4;54) = 27,2145, $p=0,00002$], enquanto relativamente à dimensão da bacia de drenagem, ao declive e à precipitação média anual não se observaram diferenças significativas.

Comparativamente com as restantes bacias, a bacia do Guadiana apresentou significativamente maior altitude e menor escoamento médio anual, enquanto na bacia do Sado se registou significativamente maior amplitude térmica e menor coeficiente de variação da precipitação (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 Variáveis ambientais regionais nas várias bacias (média \pm desvio-padrão) em locais de referência (significância do teste de Kruskal-Wallis: *P <0,05; ** P <0,01 e *** P <0,001)

	Altitude (m)	Escoamento médio anual (mm)	Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	
Tejo	173,58 \pm 109,60	173,08 \pm 70,31	120,29 \pm 169,85	
Guadiana	194,47 \pm 114,98**	152,63 \pm 55,21*	354,42 \pm 635,32	
Sado	107,91 \pm 84,76	162,50 \pm 97,15	524,08 \pm 1179,57	
Mira	45,75 \pm 40,72	250,00 \pm 0,00	282,08 \pm 402,29	
Ribeiras do Algarve	86,39 \pm 64,86	252,27 \pm 144,25	96,66 \pm 109,24	

	Declive (%)	Amplitude Térmica (°C)	Coefficiente Variação Precipitação	Precipitação Média Anual (mm)
Tejo	1,29 \pm 1,11	10,37 \pm 0,68	0,29 \pm 0,01	688,15 \pm 145,34
Guadiana	0,86 \pm 1,12	11,00 \pm 1,14	0,31 \pm 0,02	664,25 \pm 173,13
Sado	0,48 \pm 0,29	12,80 \pm 1,04***	0,29 \pm 0,01***	705,00 \pm 91,26
Mira	0,85 \pm 0,84	10,00 \pm 0,23	0,32 \pm 0,00	658,00 \pm 9,11
Ribeiras do Algarve	0,69 \pm 0,75	9,81 \pm 1,12	0,32 \pm 0,01	677,00 \pm 104,89

Localmente, à escala do habitat, os pontos amostrados nas várias bacias apresentaram-se significativamente diferentes apenas quanto ao substrato dominante [KW-H (4;54) = 10,7549, p=0,0295] com valores de menor granulometria registados na bacia do Tejo (Tabela 3.8). Relativamente à profundidade da água, à velocidade da corrente, à percentagem de refúgio mineral e aos tipos de habitat (*pool*, *run* e *riffle*) não se observaram diferenças significativas.

Tabela 3.8 Variáveis de habitat (média ± desvio-padrão) em locais de referência nas várias bacias (significância do teste de Kruskal-Wallis: *P <0,05; **P <0,01 e ***P <0,001)

	Profundidade máx. (m)	Velocidade corrente (m/s)	Substrato dominante	Pedras (%)
Tejo	0,81±0,40	0,18±0,15	1,79±0,81*	28,27±19,85
Guadiana	1,03±0,37	0,16±0,13	2,87±0,96	36,06±21,35
Sado	1,02±0,50	0,24±0,10	2,84±1,13	38,84±31,35
Mira	0,90±0,62	0,23±0,14	2,73±1,27	30,88±35,11
Ribeiras do Algarve	0,83±0,48	0,27±0,14	2,73±0,75	22,66±21,32

	% Pools	% Runs	% Riffles
Tejo	49,23±39,84	25,00±40,82	25,77±25,48
Guadiana	54,21±35,72	31,58±27,03	14,21±14,27
Sado	26,17±19,19	44,67±11,17	24,17±15,63
Mira	37,00±37,35	49,00±30,90	14,00±9,62
Ribeiras do Algarve	24,55±24,34	60,27±27,27	15,18±15,54

Em termos dos parâmetros físico-químicos da água, os locais de referência da bacia do Sado apresentaram-se significativamente maiores valores de oxigénio dissolvido [KW-H (4;54) = 12,1701, p=0,0161] e nas Ribeiras do Algarve registaram-se significativamente menores valores de pH [KW-H (4;54) = 22,1507, p=0,0002]. Relativamente à condutividade e à transparência da água não se observaram diferenças significativas entre bacias, embora os locais de referência das bacias do Sado e Mira apresentem valores médios de condutividade bastante mais elevados comparativamente com os registados nas outras bacias (Tabela 3.9).

Tabela 3.9 Variáveis físico-químicas (média ± desvio-padrão) em locais de referência nas várias bacias (significância do teste de Kruskal-Wallis: *P <0,05; **P <0,01 e ***P <0,001)

	Condutividade (µs/cm)	Oxigénio dissolvido (mg/l)	pH	Transparência (m)
Tejo	464,46±335,35	8,88±1,10	7,68±0,29	0,73±0,38
Guadiana	313,97±199,36	8,99±1,63	8,26±0,67	0,89±0,38
Sado	654,33±387,66	11,16±1,77*	8,29±0,26	0,80±0,13
Mira	518,60±133,83	10,64±1,16	8,05±0,37	0,64±0,05
Ribeiras do Algarve	388,86±269,38	9,22±0,61	7,37±0,36***	0,83±0,48

Relativamente à concentração de nutrientes, os locais de referência das ribeiras do Algarve apresentaram significativamente menor concentração de fósforo total [KW-H (4;54) = 12,1203, p=0,0165] e de ortofosfatos [KW-H (4;54) = 14,3131, p=0,0064] comparativamente com as restantes bacias (Tabela 3.10). As concentrações de SST, nitratos, nitritos e amónia não foram significativamente diferentes entre os locais amostrados por bacia.

Tabela 3.10 Concentrações de Nutrientes (média ± desvio-padrão) em locais de referência nas várias bacias (significância do teste de Kruskal-Wallis: *P <0,05; **P <0,01 e ***P <0,001)

	SST (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Nitritos (mg/l)	Amónia (mg/l)	P-Total (mg/l)	Ortofosfatos (mg/l)
Tejo	10,98±14,41	3,18±3,53	0,10±0,25	0,14±0,32	0,19±0,16	0,23±0,27
Guadiana	6,02±3,08	1,84±2,98	0,02±0,01	0,05±0,04	0,10±0,10	0,12±0,10
Sado	9,42±6,51	3,48±4,04	0,07±0,10	0,07±0,09	0,08±0,04	0,06±0,02
Mira	4,50±3,14	1,18±0,63	0,02±0,01	0,04±0,01	0,08±0,01	0,07±0,00
Ribeiras do Algarve	5,23±2,07	1,60±2,08	0,02±0,01	0,04±0,01	0,04±0,02*	0,06±0,02**

3.3.2 Caracterização da pressão antropogénica

Os locais degradados da bacia do Sado apresentaram significativamente maior concentração de oxigénio dissolvido [KW-H (4;109) = 10,4316, p=0,0338] e maiores valores de pH [KW-H (4;109) = 9,8978, p=0,0422] comparativamente com as restantes bacias, enquanto as ribeiras do Algarve apresentaram significativamente menor

condutividade [KW-H (4;109) = 18,8324, $p=0,0008$] e maior transparência [KW-H (4;109) = 16,7288, $p=0,0022$] (Tabela 3.11).

Tabela 3.11 Variáveis físico-químicas (média \pm desvio-padrão) em locais degradados nas várias bacias (significância do teste de Kruskal-Wallis: *P <0,05; **P <0,01 e ***P <0,001)

	Condutividade ($\mu\text{s/cm}$)	Oxigênio dissolvido (mg/l)	pH	Transparência (m)
Tejo	541,16 \pm 308,08	8,76 \pm 2,91	7,56 \pm 0,44	0,60 \pm 0,27
Guadiana	576,81 \pm 215,53	9,43 \pm 2,83	7,78 \pm 0,58	0,55 \pm 0,47
Sado	782,79 \pm 348,33	10,88 \pm 3,22*	8,07 \pm 0,61*	0,48 \pm 0,38
Mira	501,67 \pm 175,00	9,53 \pm 0,60	7,94 \pm 0,55	0,67 \pm 0,31
Ribeiras do Algarve	373,82 \pm 158,55***	9,57 \pm 2,40	7,98 \pm 0,90	0,95 \pm 0,49**

Relativamente às concentrações de nutrientes, os locais degradados das ribeiras do Algarve apresentaram significativamente menores concentrações de nitritos [KW-H (4;109) = 17,1446, $p=0,0018$], fósforo [KW-H (4;109) = 23,7367, $p=0,00009$] e ortofosfatos [KW-H (4;109) = 22,3903, $p=0,0002$], enquanto a bacia do Sado apresentou significativamente maior concentração de SST [KW-H (4;109) = 17,2484, $p=0,0017$] comparativamente com as restantes bacias (Tabela 3.12).

Tabela 3.12 Concentração de nutrientes (média \pm desvio-padrão) em locais degradados (significância do teste de Mann-Whitney: *P <0,05; **P <0,01 e ***P <0,001)

	SST (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Nitritos (mg/l)	Amónia (mg/l)	P-Total (mg/l)	Ortofosfatos (mg/l)
Tejo	10,14 \pm 13,12	4,75 \pm 5,24	0,10 \pm 0,21	0,74 \pm 2,28	0,31 \pm 0,32	0,40 \pm 0,57
Guadiana	8,40 \pm 3,02	5,40 \pm 6,11	0,14 \pm 0,20	0,10 \pm 0,18	0,39 \pm 0,71	0,88 \pm 2,21
Sado	18,75 \pm 25,04**	3,01 \pm 3,90	0,09 \pm 0,14	0,31 \pm 0,77	0,19 \pm 0,19	0,28 \pm 0,36
Mira	2,50 \pm 2,60	2,00 \pm 1,39	0,02 \pm 0,01	0,06 \pm 0,06	0,08 \pm 0,07	0,09 \pm 0,09
Ribeiras do Algarve	7,88 \pm 6,37	1,75 \pm 2,61	0,01 \pm 0,01**	0,10 \pm 0,19	0,07 \pm 0,06***	0,07 \pm 0,07***

Apenas se verificaram diferenças significativas entre locais de referência e locais degradados, na bacia do Guadiana, relativamente à condutividade (MW, N=46, U=93,5, $p=0,0003$), pH (MW, N=46, U=142, $p=0,0106$), transparência (MW, N=46, U=118,5, $p=0,0020$), e concentrações de SST (MW, N=46, U=140,5, $p=0,0061$), nitritos (MW, N=46, U=137, $p=0,0066$), P-total (MW, N=46, U=97,5, $p=0,0003$) e

ortofosfatos (MW, N=46, U=104, p=0,0006), os quais apresentaram valores inferiores em locais não degradados.

Relativamente à pressão total antropogénica, avaliada com base nas variáveis de pressão FAME, verificaram-se diferenças significativas entre os locais degradados das várias bacias [FAME Total: KW-H (4;109) = 12,6486, p=0,0013; Nível de pressão: KW-H (4;109) = 10,5681, p=0,0319]. As bacias do Tejo e do Sado apresentaram significativamente maiores pressões totais, comparativamente com as restantes bacias (Figura 3.9).

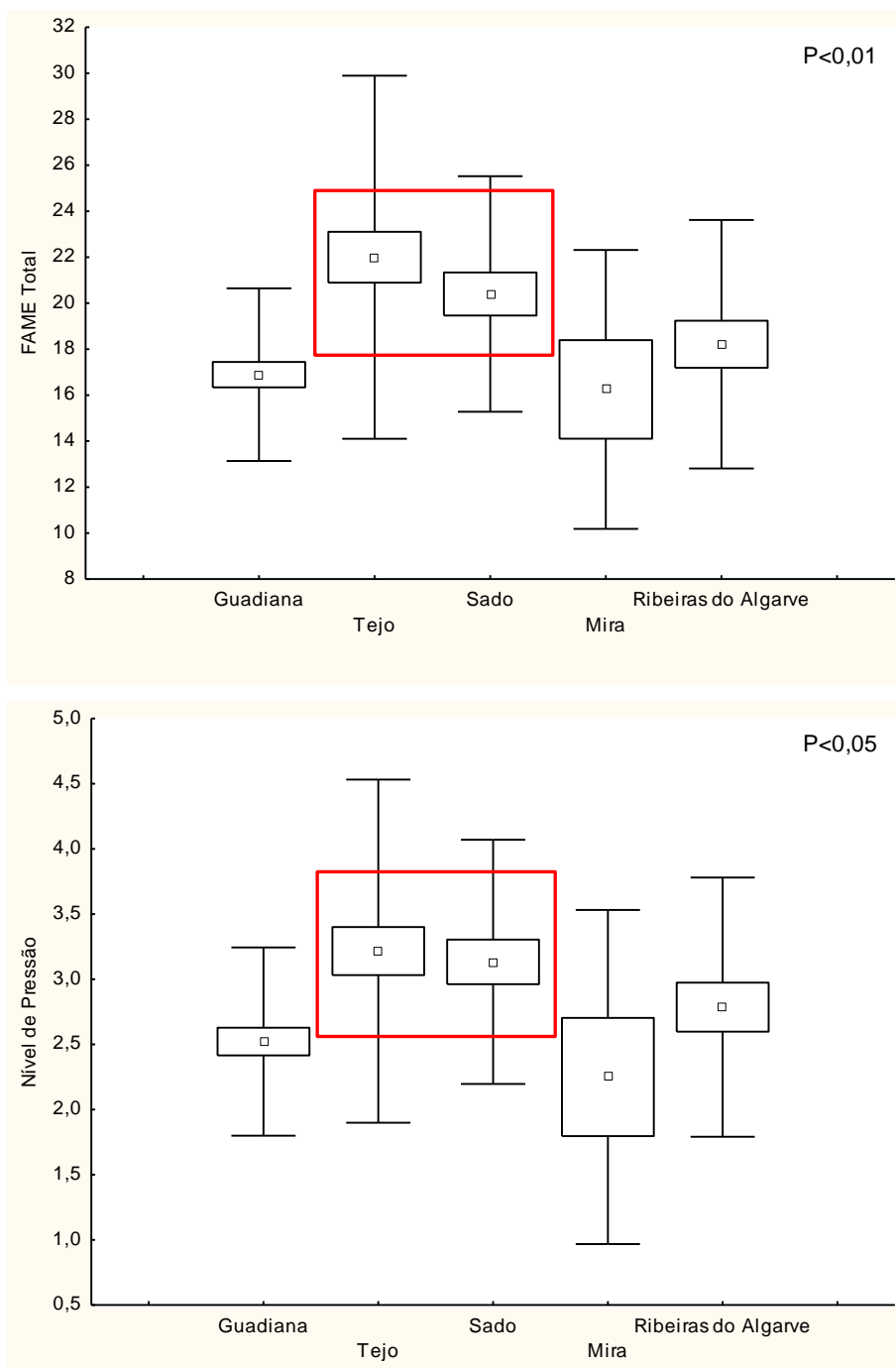


Figura 3.9 Pressão antropogénica (Pressão Total FAME e Nível de Pressão) nos locais degradados das várias bacias (P - significância do teste de Kruskal-Wallis). Assinalado a vermelho são as bacias com maior pressão antropogénica. (◻): Média; box: \pm SE; whisker: \pm SD.

De uma forma geral, os locais degradados, de todas as bacias apresentaram elevadas pressões na ocupação do solo, zona ripária, carga de sedimentos e

contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes (Figura 3.10). O peso relativo das pressões foi significativamente diferente entre bacias ($P < 0,05$).

Na bacia do Tejo destacam-se as pressões ligadas à carga de sedimentos e à ocupação do solo. A bacia do Sado destacou-se com maior pressão na contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes e na ocupação do solo, enquanto na bacia do Mira as maiores pressões ocorrem ao nível da zona ripária e da contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes. A bacia do Guadiana e das ribeiras do Algarve apresentaram tendencialmente menor pressão antropogénica total, e ambas com problemas sobretudo na ocupação do solo, na zona ripária e na contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes (Figura 3.10).

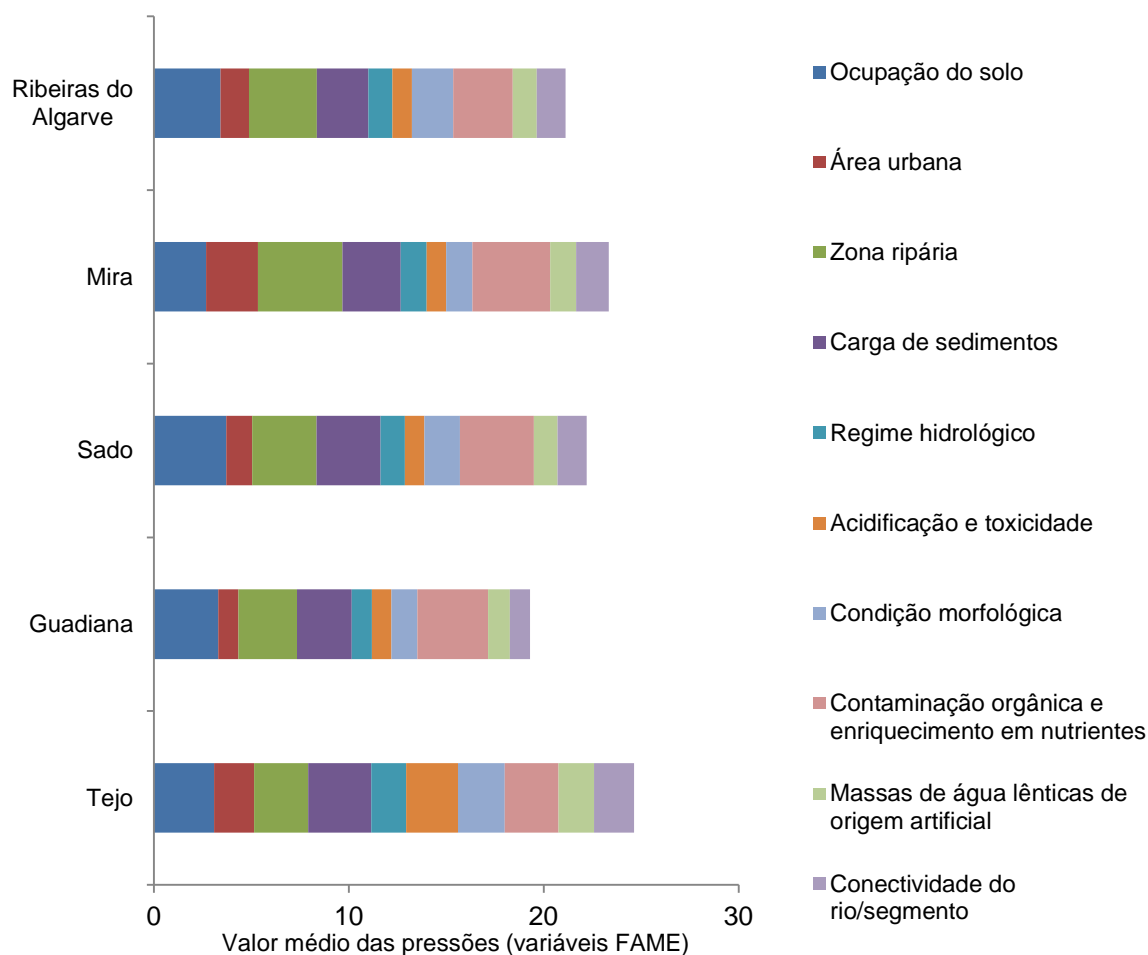


Figura 3.10 Valor médio dos vários tipos de pressões (variáveis FAME) nos locais degradados nas várias bacias.

A Densidade Populacional na bacia do Tejo apresenta maior número de freguesias e maior número de habitantes por km². Contrariamente, a bacia do Mira

apresenta menor número de freguesias, como também menor número de habitantes por km². A bacia do Sado apesar de apresentar 87 freguesias, apresenta uma densidade populacional (total e em média) maior que densidade populacional da bacia do Guadiana, com 112 freguesias (Tabela 3.13).

Tabela 3.13 Número total de freguesias e Nº de indivíduos e média (por km²), nas 5 bacias em estudo

	Freguesias	Nº ind.	Média Nº ind.
Tejo	530	918585	1733
Guadiana	112	12576	112
Sado	87	28424	327
Mira	14	198	14
Ribeiras do Algarve	68	14394	212

Relativamente à densidade populacional, resultante da análise do *Kernel Density*, verificou-se diferenças significativas entre bacias [KW-H (4;163) = 14,186, p=0,0067]. A bacia do Mira distingue-se das restantes bacias com maior densidade populacional, segundo a análise do *Kernel Density* (Figura 3.11).

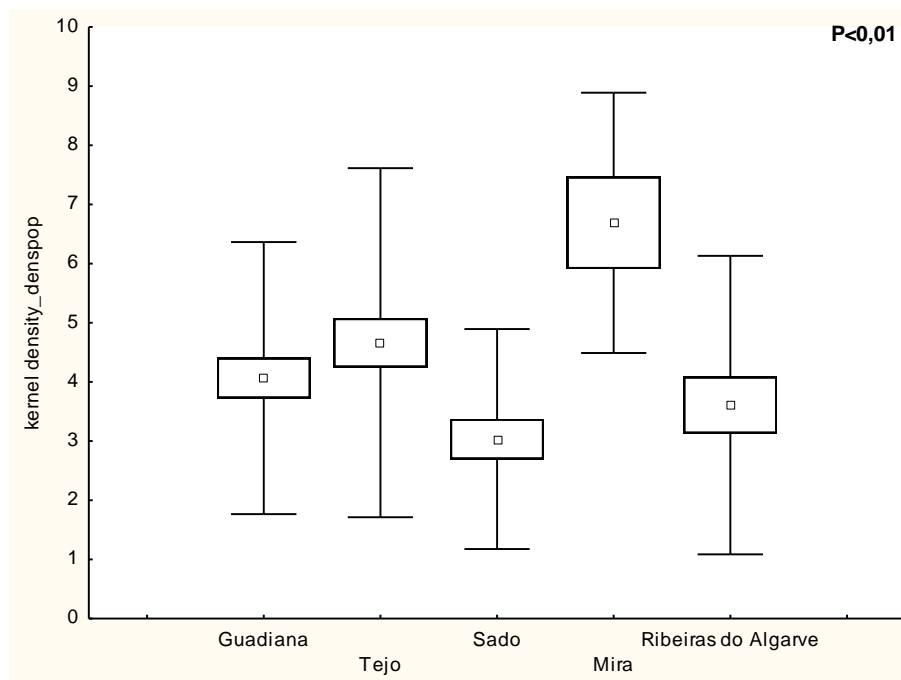


Figura 3.11 Densidade Populacional segundo o método de Kernel Density nas 5 bacias (P - significância do teste de Kruskal-Wallis). (□): Média; box: ± SE; whisker: ± SD.

Contudo a densidade populacional segundo a análise do *IDW* não verificou quaisquer diferenças significativas entre bacias.

Em todos os locais amostrados, não existe qualquer relação entre a densidade populacional, segundo a análise do *Kernel Density* e *IDW*, e a densidade, a proporção e o número de espécies não-nativas. O mesmo acontece entre a contaminação biológica e a densidade populacional.

Por bacia, o resultado obtido é o mesmo que para todos os locais amostrados, não existe qualquer relação entre a densidade populacional e a densidade, proporção e número de espécies não-nativas, e entre a densidade populacional e a contaminação biológica, em qualquer das duas análises espaciais.

Quanto às Massas de água lânticas, a bacia do Tejo apresenta maior número de albufeiras, seguida da bacia do Sado. Contrariamente a bacia do Mira apresenta apenas uma albufeira, a Albufeira de Santa Clara (Tabela 3.14).

Tabela 3.14 Número e designação de massas de água fortemente modificadas (albufeiras e açudes) para as 5 Bacias dos rios do Sul de Portugal Continental (Tejo, Guadiana, Sado, Mira e Ribeiras do Algarve)

Bacia do Tejo		Bacia do Guadiana		Bacia do Sado		Bacia do Mira		Bacia das ribeiras do Algarve	
Nº		Nº		Nº		Nº		Nº	
22	Alb. Castelo do Bode	15	Alb. Lucefecit	18	Alb. Alvito	1	Alb. Santa Clara	4	Alb. Beliche
	Alb. Belver		Alb.		Alb. Campilhas				Alb. Odiáxere-
	Alb. Monte Fidalgo (Cedilho)		Alb. Abrilongo		Alb. Daroeira				Bravura
	Alb. Fratel		Alb. Enxoé		Alb. Morgavel				Alb. Arade
	Alb. Pracana		Alb. Chança		Alb. Fonte Serne da Lameira				Alb. Funcho
	Alb. Marechal		Alb. Monte dos Grous		Alb. Monte da Rocha				
	Carmona - Idanha		Alb. Odeleite		Aç. Vale das Bicas				
	Alb. Toulica		Alb. Tapada Grande		Alb. Odivelas				
	Alb. Poio		Alb. Herdade do Facho I e II		Alb. Pego do Altar				
	Alb. Nisa – Póvoa				Alb. Rasquinha				
	Alb. Apartadura		Alb. Pedrógão		Alb. Roxo				
	Alb. Magos		Alb. Mourão		Alb. S. Brissos 1				
	Alb. Montargil		Alb. Vigia		Alb. Tourega				
	Alb. Maranhão		Alb. Monte Novo		Alb. Vale da Arca 2				
	Alb. Jorge Bastos		Alb. Torres		Aç. Vale Coelheiros				
	Aç. Vale de Poços		Alb. Alqueva		Alb. Trigo de Morais – Vale do Gaio				
	Alb. Carrasqueira		Alb. Caia		Alb. Venda Nova (Sado)				
	Alb. Divor								
	Alb. Minutos								
	Alb. Marateca – Sta Águeda								
	Alb. Bouca								
	Alb. Cabril								
	Alb. Santa Luzia								

Relativamente às massas de água lânticas, verificaram-se diferenças significativas entre bacias resultante das análises do *Kernel Density* [KW-H (4;163) = 11,4386, p=0,0221] e da IDW [KW-H (4;163) = 49,6796, p=0,0000] (Figura 3.12).

A bacia do Sado distingue-se das restantes bacias com maiores massas de água lântica, segundo a análise do *Kernel Density* como também da análise da IDW.

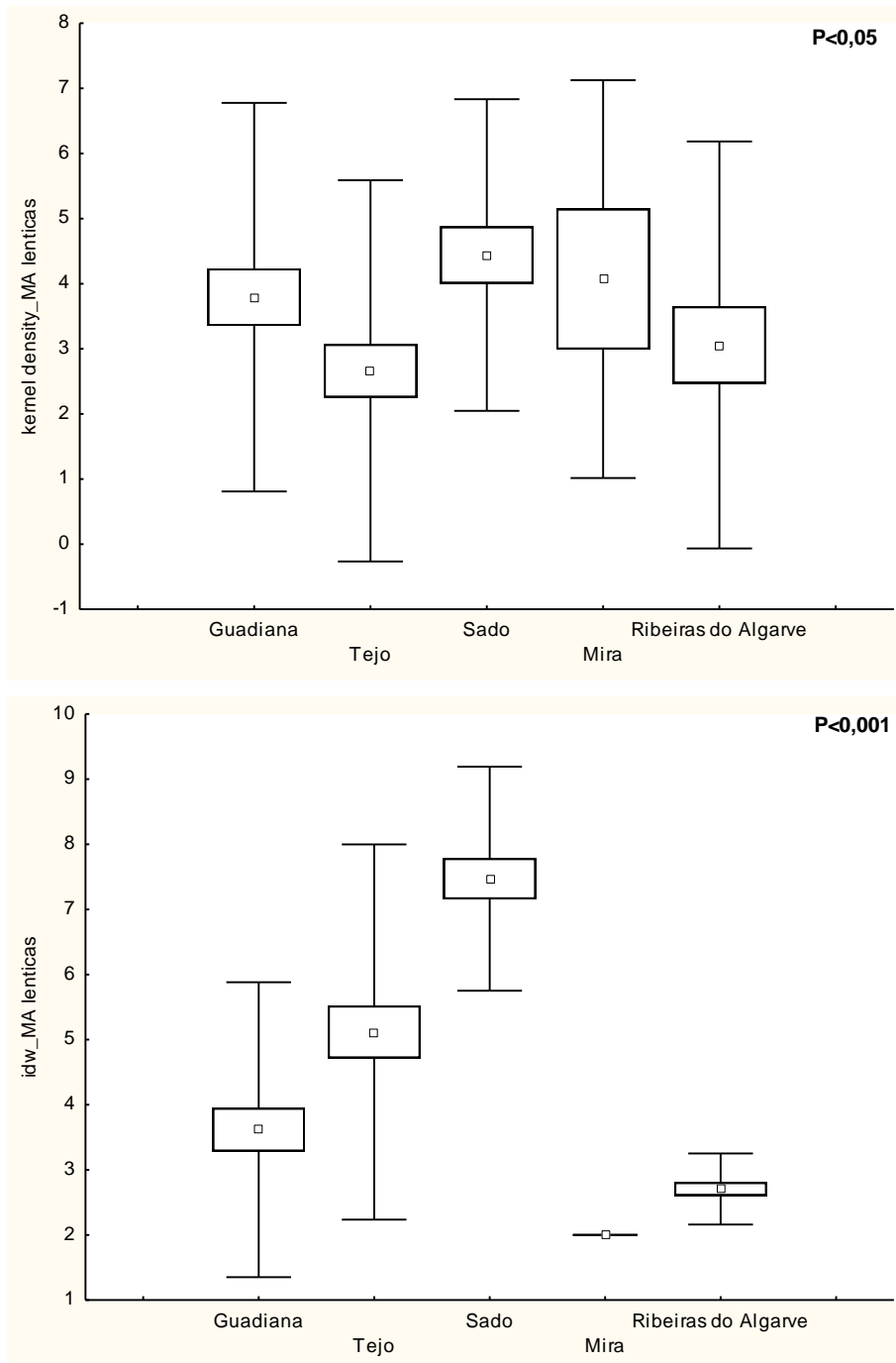


Figura 3.12 Massas de Água Lêntica segundo os métodos de Kernel Density e de IDW nas 5 bacias (P - significância do teste de Kruskal-Wallis). (□): Média; box: ± SE; whisker: ± SD.

Em todos os locais amostrados, não existe qualquer relação entre as massas de água lênticas, segundo a análise do *Kernel Density* e *IDW*, e a densidade, a proporção e o número de espécies não-nativas. O mesmo acontece entre a contaminação biológica e as massas de água lênticas.

Por bacia, o resultado obtido é o mesmo que para todos os locais amostrados, não existe qualquer relação entre as massas de água lânticas e a densidade, proporção e número de espécies não-nativas, e entre a densidade populacional e a contaminação biológica, em qualquer das duas análises espaciais.

3.4 Relação entre a contaminação biológica e as variáveis ambientais puras

Na relação entre as variáveis ambientais puras e a densidade, a proporção e o número de espécies não-nativas destacam-se a dimensão da bacia de drenagem, a temperatura da água, a profundidade média e percentagem de *pools*.

Na bacia do Tejo observaram-se correlações positivas entre a densidade, a proporção e número de espécies não-nativas e a dimensão da bacia de drenagem e a temperatura da água (Tabela 3.15), enquanto na bacia do Guadiana apenas o número de espécies não-nativas se apresentou significativamente correlacionado com a profundidade média (Correlação de Spearman, $r=0,47$, $P < 0,05$).

Nas bacias do Sado e do Mira observaram-se correlações positivas entre a proporção de espécies não-nativas e a altitude, a ordem de curso, a largura média, a profundidade média e a percentagem de *pools*, enquanto o número de espécies não-nativas está correlacionado positivamente com a ordem de curso, a largura média e a profundidade média (Tabela 3.15). As ribeiras do Algarve não apresentaram qualquer relação entre as métricas biológicas de espécies não-nativas e as variáveis ambientais puras.

Tabela 3.15 Correlações significativas (Coeficiente de correlação de Spearman $r \geq 0,45$; $P < 0,05$) entre as métricas biológicas das espécies não-nativas e as variáveis ambientais puras considerando as diferentes bacias hidrográficas

	Todos os locais amostrados	r	Tejo	r	Guadiana	r	Sado e Mira	r
Dens sp não-nativas			Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,52				
			Ordem curso	0,59				
			Temperatura água	0,55				
% Dens sp não-nativas			Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,51			Altitude (m)	0,51
			Ordem curso	0,59			Ordem curso	0,62
			Temperatura água	0,48			Largura média (m)	0,46
							Profundidade média (m)	0,48
							% <i>Pool</i>	0,50
S sp não-nativas	Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,46	Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,58	Profundidade média (m)	0,47	Ordem curso	0,50
			Ordem curso	0,64			Largura média (m)	0,45
			Temperatura água	0,49			Profundidade média (m)	0,54

Na relação entre as variáveis ambientais puras e os índices de contaminação biológica destaca-se igualmente a dimensão da bacia de drenagem e a temperatura da água.

Na bacia do Tejo, a contaminação biológica, com base nos três índices, apresentou-se significativamente correlacionada com a dimensão da bacia de drenagem e a temperatura da água (Tabela 3.16), enquanto na bacia do Guadiana, só se observaram correlações significativas entre o índice BPL e a profundidade média da água (Correlação de Spearman, $r=0,46$, $P < 0,05$).

Nas bacias do Sado e do Mira observaram-se entre os vários índices e a dimensão da bacia de drenagem, a profundidade média da água e a percentagem de *pools* (Tabela 3.16). Enquanto as ribeiras do Algarve não apresentaram qualquer relação entre os índices de contaminação biológica e as variáveis ambientais puras.

Tabela 3.16 Correlações significativas (Coeficiente de correlação de Spearman $r \geq 0,45$; $P < 0,05$) entre os índices de contaminação biológica e as variáveis ambientais considerando as diferentes bacias hidrográficas

	Todos os locais amostrados	r	Tejo	r	Sado e Mira	r
SBC			Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,50	Altitude (m)	0,48
			Ordem curso	0,58	Ordem curso	0,65
			Temperatura água	0,47	Profundidade média (m)	0,53
					Velocidade corrente (m/s)	-0,46
				% <i>Pool</i>	0,49	
IBPR	Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,45	Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,53	Altitude (m)	0,47
			Ordem curso	0,63	Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,45
			Temperatura água	0,45	Ordem curso	0,68
					Largura média (m)	0,51
					Profundidade média (m)	0,57
					% <i>Pool</i>	0,47
BPL			Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,54	Dimensão da bacia de drenagem (km ²)	0,45
			Ordem curso	0,63	Profundidade média (m)	0,51
			Temperatura água	0,46		

A Análise em Componentes Principais (PCA) baseada nas variáveis ambientais pura, revela uma boa segregação dos locais nos 2 primeiros eixos, que conta com 48,3% e 81,9% da variância explicada respectivamente no eixo 1º e 2º eixo (Figura 3.13).

Com base no biplot da PCA, embora não haja uma segregação clara dos locais em função do nível de contaminação, nível de poluição biológica e risco de bio-poluição, verifica-se que os maiores valores dos índices (score 3 e 4) associam-se a locais com maior a dimensão de bacia de drenagem, profundidade, percentagem de *pools* e amplitude térmica, enquanto os valores mais baixos se associam a condições com maior escoamento, velocidade de corrente e disponibilidade de *riffles* (Figura 3.13).

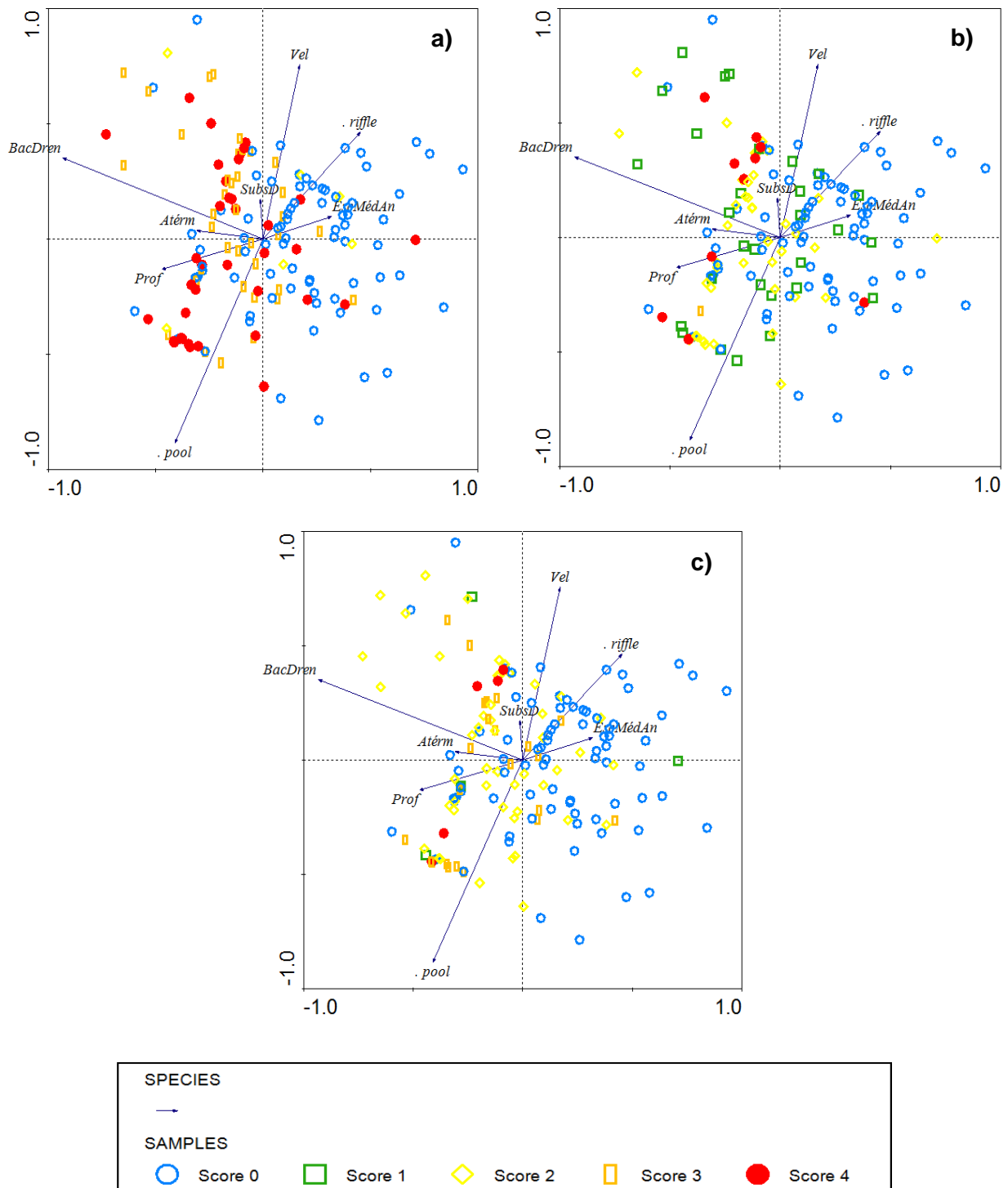


Figura 3.13 Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) dos locais amostrados baseados nas variáveis ambientais puras (EscMédAn – Escoamento Médio Anual, BacDren – Dimensão da bacia de drenagem, Atérm – Amplitude Térmica, Prof - Profundidade Média, Vel – Velocidade da corrente, SubsD – Substrato Dominante, .pool - % pool e .riffle – % riffle). Locais codificados de acordo os scores dos índices de contaminação biológica: **a)** SBC; **b)** IBPR e **c)** BPL.

3.5 Relação entre a contaminação biológica e a pressão antropogénica

A densidade e o número de espécies não-nativas apresentaram um aumento com o agravamento de pressão antropogénica, até ao nível de pressão moderado (3), diminuindo nos seguintes níveis de pressão (elevada – 4 e muito elevada – 5). No caso da proporção de espécies não-nativas também apresentaram uma subida gradual ao longo da pressão antropogénica, atingindo maiores proporções no nível de pressão elevada (4), e diminuindo no seguinte nível de pressão (muito elevada – 5).

Estas métricas apresentaram diferenças significativas entre os níveis de pressão antropogénica [Densidade: KW-H (4,163) = 17,6217, $p = 0,0015$; Proporção: KW-H (4,163) = 27,8631, $p = 0,00001$; Riqueza específica: KW-H (4,163) = 21,4003, $p = 0,0003$], formando dois grupos distintos: os locais de referência (níveis de pressão 1 e 2) com menor abundância de espécies não-nativas e os locais degradados (níveis 3, 4 e 5) onde a sua representatividade é significativamente superior sobretudo em situações de degradação (Figura 3.14).

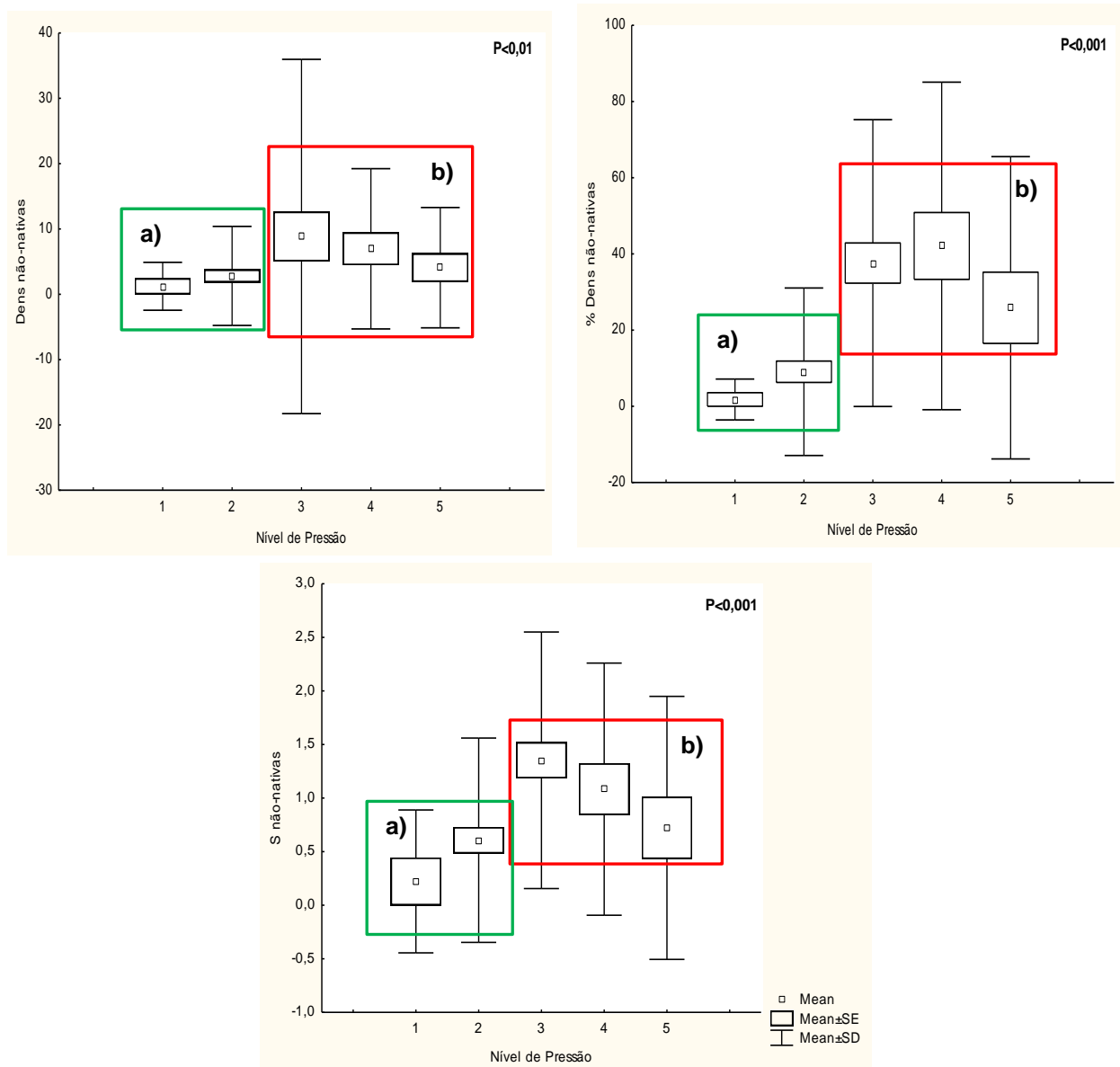


Figura 3.14 Densidade (ind/100m²), proporção e número de espécies em função dos diferentes níveis de pressão (1 – muito baixa, 2 – baixa, 3 – moderada, 4 – elevada, 5 – muito elevada; e **a)** locais de referência, **b)** locais degradados) (P - significância do teste de Kruskal-Wallis).

As bacias do Sado e do Mira foram as únicas em que a densidade, a proporção e o número de espécies não-nativas apresentaram um aumento com o agravamento de pressão antropogénica, até ao nível de pressão muito elevada (5). Nestas bacias, estas métricas também apresentaram diferenças significativas entre os níveis mais baixos de pressão (1 e 2) e os restantes níveis [Densidade: KW-H (4,38) = 13,4535, p = 0,0093; Proporção: KW-H (4,38) = 22,8116, p = 0,0001; Riqueza específica: KW-H (4,38) = 18,4546, p = 0,0010].

A relação entre a pressão antropogénica e as métricas biológicas destaca-se os ortofosfatos, a carga de sedimentos e o nível de pressão.

Na bacia do Guadiana, a proporção de espécies não-nativas apresentou-se negativamente correlacionada com o pH, e positivamente com os ortofosfatos e a carga de sedimentos (Tabela 3.17).

Nas bacias do Sado e do Mira, a abundância e a riqueza de espécies não-nativas apresentou correlações positivas com um elevado número de variáveis de pressões das quais se destacam a contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes e a carga de sedimentos (Tabela 3.17).

Não se observaram correlações significativas entre as métricas biológicas de espécies não-nativas e as variáveis de pressão na bacia do Tejo e nas Ribeiras do Algarve.

Tabela 3.17 Correlações significativas (Coeficiente de correlação de Spearman $r \geq 0,45$; $P < 0,05$) entre as métricas biológicas das espécies não-nativas e as variáveis de pressão considerando as diferentes bacias hidrográficas

		Guadiana	r	Sado e Mira	r
Dens sp não-nativas				Zona ripária	0,52
				Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes	0,56
				Nível de Pressão	0,55
% Dens sp não-nativas	pH		-0,45	Disco de Secchi (m)	-0,56
	Ortofosfatos (mg/l PO ₄)		0,45	P-Total (mg/l P)	0,50
	Carga de sedimentos		0,46	Ortofosfatos (mg/l PO ₄)	0,56
				Ocupação do solo	0,64
				Zona ripária	0,59
				Carga de sedimentos	0,74
				Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes	0,71
				Nível de Pressão	0,68
S sp não-nativas				disco de Secchi (m)	-0,54
				Ocupação do solo	0,57
				Zona ripária	0,50
				Carga de sedimentos	0,57
				Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes	0,64
				Nível de Pressão	0,59

Os índices de contaminação biológica apresentaram todo um padrão muito semelhante em termos de resposta ao gradiente de pressão antropogénica, verificando-se um aumento dos respectivos valores com o aumento da pressão até ao nível de pressão moderado (3), a partir do qual se regista um decréscimo (Figura 3.15).

Os três índices (SBC, IBPR E BPL) apresentaram diferenças significativas [SBC: KW-H (4,163) = 24,7209, $p = 0,00006$; IBPR: KW-H (4,163) = 27,8888, $p = 0,00001$; BPL: KW-H (4,163) = 26,3576, $p = 0,00003$] entre os níveis de pressão mais baixos (1 e 2), correspondente às condições de referência e os restantes níveis de pressão mais elevados, correspondentes a locais degradados, acompanhando a tendência verificada anteriormente (Figura 3.15).

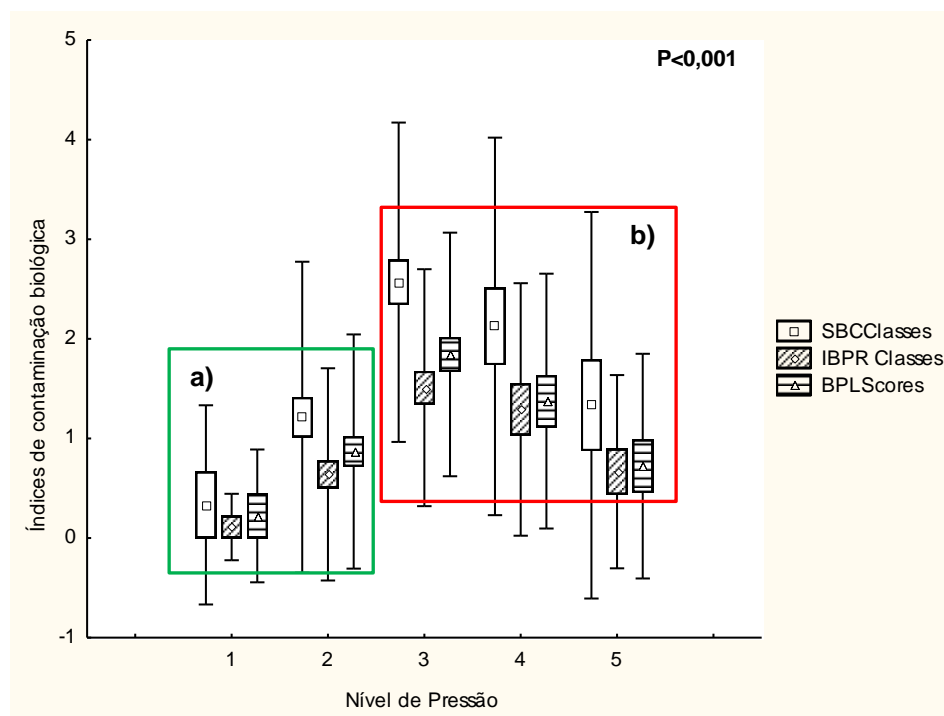


Figura 3.15 Índices de contaminação biológica (SBC, IBPR e BPL) ao longo do gradiente de pressão (1 – muito baixa, 2 – baixa, 3 – moderada, 4 – elevada, 5 – muito elevada; e **a)** locais de referência, **b)** locais degradados) (P - significância do teste de Kruskal-Wallis) (\square): Média; box: \pm SE; whisker: \pm SD.

As bacias do Sado e do Mira foram as únicas em que os índices de contaminação biológica apresentaram uma subida gradual ao longo da pressão antropogénica, atingindo maiores proporções no nível de pressão elevada (4), e

diminuindo no seguinte nível de pressão (muito elevada – 5). Nestas bacias, os índices de contaminação biológica também apresentaram diferenças significativas [SBC: KW-H (4,38) = 23,4305, $p = 0,0001$; IBPR: KW-H (4,38) = 24,2887, $p = 0,00007$; BPL: KW-H (4,38) = 19,3689, $p = 0,0007$] entre os níveis mais baixos de pressão (1 e 2) e os restantes níveis, como verificado anteriormente.

A relação entre as variáveis de pressão antropogénica e os índices de contaminação biológica não se observou nas bacias do Tejo e do Guadiana e nas Ribeiras do Algarve, observando-se apenas nas bacias do Sado e do Mira.

Nestas bacias, os índices de contaminação biológica apresentaram correlações significativas com um elevado número de variáveis entre as quais se destacaram contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes e a carga de sedimentos (Tabela 3.18).

Tabela 3.18 Correlações significativas (Coeficiente de correlação de Spearman $r \geq 0,45$; $P < 0,05$) entre os índices de contaminação biológica e as variáveis de pressão considerando as diferentes bacias hidrográficas

	Sado e Mira	r
SBC	P-Total (mg/l P)	0,46
	Ortofosfatos (mg/l PO ₄)	0,48
	Ocupação do solo	0,60
	Zona ripária	0,56
	Carga de sedimentos	0,72
	Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes	0,74
	Nível de Pressão	0,67
IBPR	Ocupação do solo	0,58
	Zona ripária	0,45
	Carga de sedimentos	0,70
	Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes	0,74
		Nível de Pressão
BPL	Ocupação do solo	0,53
	Zona ripária	0,46
	Carga de sedimentos	0,52
	Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes	0,57
		Nível de Pressão

A Análise em Componentes Principais (PCA) baseada nas variáveis ambientais purade pressão antropogénica, revela uma boa segregação dos locais nos 2 primeiros eixos, que conta com 38,6% e 70,7% da variância explicada respectivamente no eixo 1º e 2º eixo (Figura 3.16).

Com base no biplot da PCA, embora não haja uma segregação clara dos locais em função do nível de contaminação e risco de bio-poluição, verifica-se uma associação entre os níveis de maior contaminação biológica (score 3 e 4) e a transparência da água e a densidade de massas de água lânticas, enquanto os valores mais baixos de contaminação se associam a condições com menor contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes e menor densidade populacional (Figura 3.16).

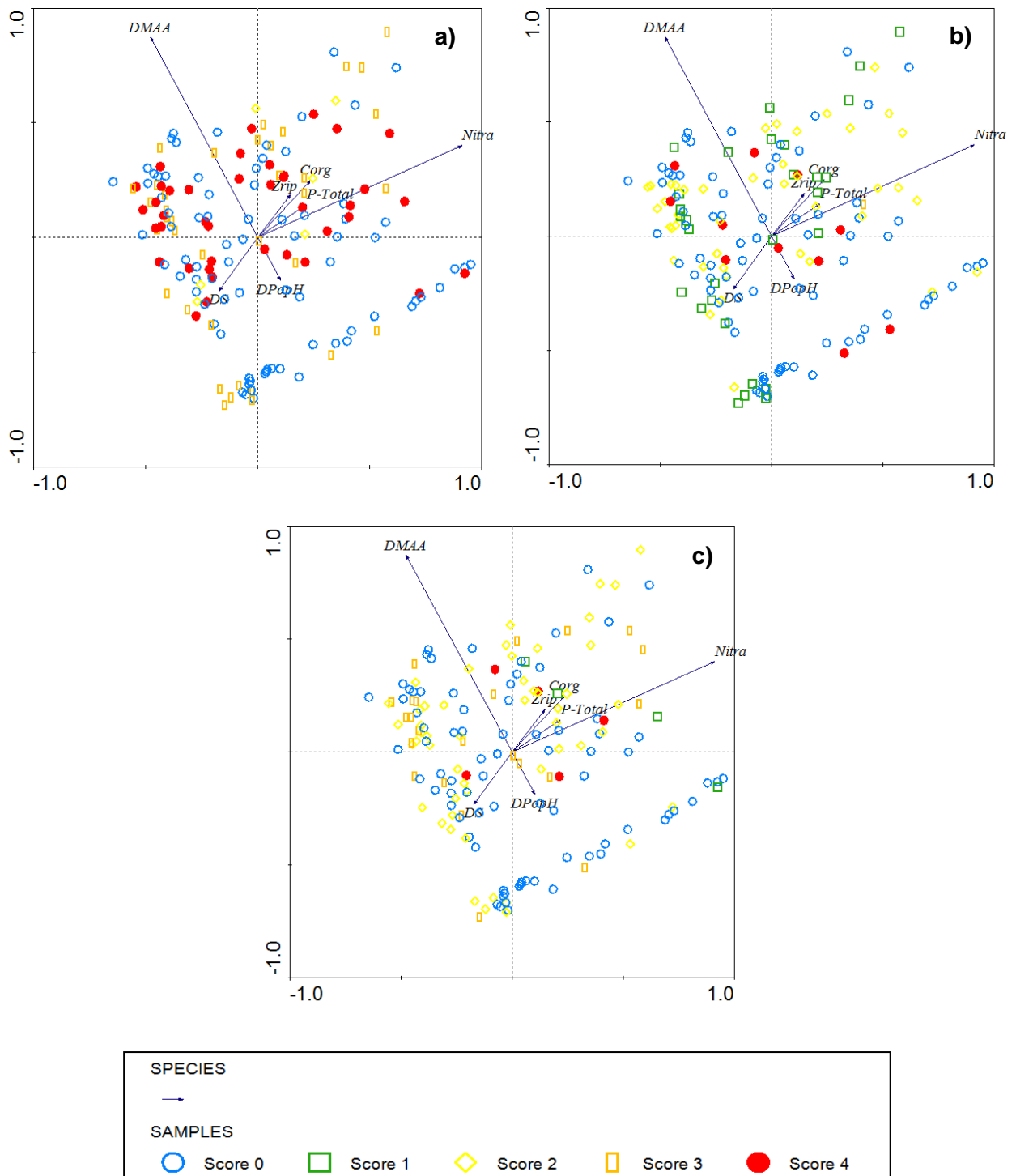


Figura 3.16 Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) dos locais amostrados baseados nas variáveis de pressão (DS – Disco de Secchi, Nitra – Nitratos, P- Total – Fósforo Total, Zrip – Zona Ripária, Corg – Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes, DPopH – Densidade Populacional Humana e DMAA – Densidade de Massas de Água Artificiais). Locais codificados de acordo os scores dos índices de contaminação biológica: **a)** SBC; **b)** IBPR e **c)** BPL.

3.6 Resposta específica das espécies não-nativas a gradientes ambientais e de pressão antropogénica

No Tejo, a densidade da espécie *L. gibbosus* apresentou-se positivamente correlacionada com a ordem de cursos, e a espécie *G. gobio* está negativamente com a altitude; enquanto na bacia do Guadiana, a espécie *A. alburnus* está positivamente correlacionada a pressões de tipo hidrológico (Tabela 3.19).

Na bacia do Sado e Mira, a espécie *C. carpio* apresentou-se positivamente correlacionada com a profundidade e a concentração de amónia, e negativamente com o substrato subdominante. Enquanto a densidade da espécie *G. holbrooki* apresentou-se positivamente relacionada vários tipos de pressão, com destaque para a contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes, e negativamente com a transparência da água.

Nas Ribeiras do Algarve, a espécie *G. holbrooki* positivamente correlacionada a vários tipos de pressão, como a área urbana, e negativamente com a velocidade da corrente e a concentração de nitritos (Tabela 3.19).

Tabela 3.19 Correlações significativas (Coeficiente de correlação de Spearman $r \geq 0,45$; $P < 0,05$) entre as espécies não-nativas e as variáveis ambientais puras e de pressão

	Tejo	r	Guadiana	r	Sado e Mira	r	Ribeiras do Algarve	r
Lgib	Ordem curso	0,50						
Ccar					Profundidade média (m)	0,45		
					Substrato SD	-0,48		
					Amónia (mg/l NH4+)	0,46		
Caur								
Ggo	Altitude (m)	-0,48						
b								
Msal								
Hfac								
Amel								
Ghol					Disco de Secchi (m)	-0,50	Velocidade corrente (m/s)	-0,49
					Zona ripária	0,58	Nitritos (mg/l NO2)	-0,52
					Carga de sedimentos	0,48	Área urbana	0,52
					Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes	0,59	Regime hidrológico	0,45
					Nível de Pressão	0,61	Massas de água lânticas de origem artificial	0,45
Aalb			Regime hidrológico	0,45				

As espécies não-nativas *L. gibbosus* e *G. holbrooki*, com maior expressividade em termos de abundância e ocorrência, foram as únicas que apresentaram uma resposta estatisticamente significativa [*L. gibbosus*: KW-H (4,163) = 11,4622, $p = 0,0218$; *G. holbrooki*: KW-H (4,163) = 22,9754, $p = 0,0001$] ao longo de gradiente de pressão antropogénica. A densidade destas espécies não-nativas subiu gradualmente ao longo da pressão antropogénica, atingindo maiores densidades no nível de pressão moderado (3), diminuindo nos seguintes níveis de pressão (elevada – 4 e muito elevada – 5).

Ao longo do gradiente de pressão, apresentaram diferenças significativas entre o nível de pressão mais baixos (1 e 2) e os mais elevados (3, 4 e 5), correspondentes a locais degradados (Figura 3.17).

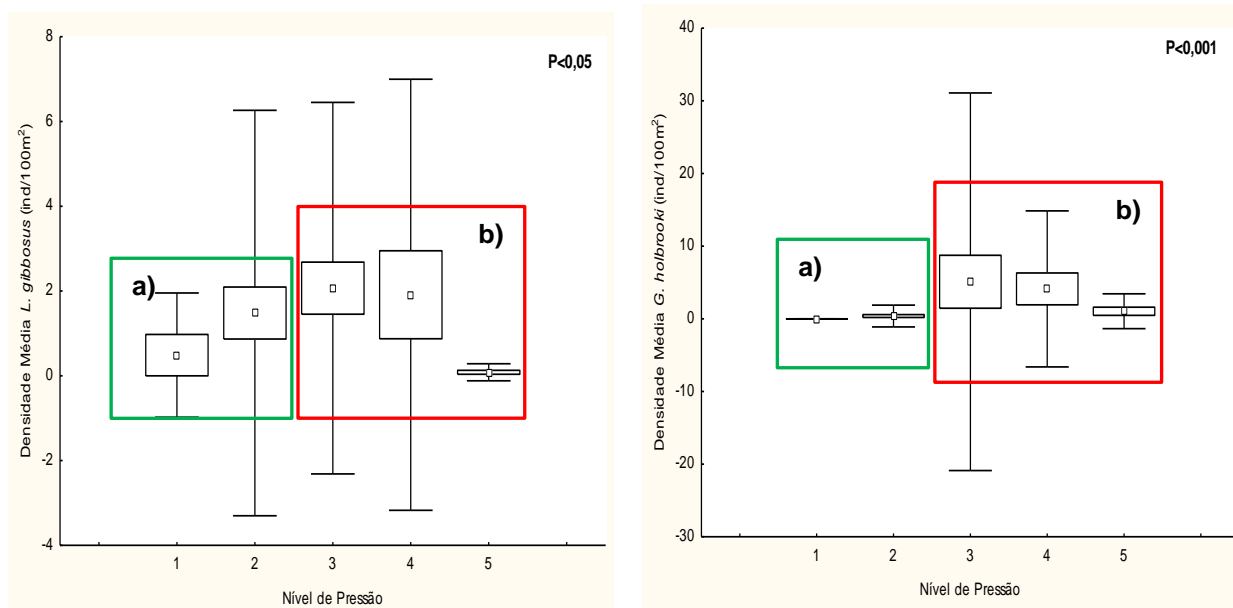


Figura 3.17 Densidade média das espécies não-nativas *Lepomis gibbosus* e *Gambusia holbrooki* ao longo do gradiente de pressão (1 – muito baixa, 2 – baixa, 3 – moderada, 4 – elevada, 5 – muito elevada; e **a**) locais de referência, **b**) locais degradados) (P - significância do teste de Kruskal-Wallis). (□): Mean; box: \pm SE; whisker: \pm SD.

Na análise de correspondência canónica (CCA) entre as espécies não-nativas e as variáveis ambientais puras e as variáveis de pressão antropogénica podemos destacar a associação das espécies *L. gibbosus* e *M. salmoides* a locais com turvação, reduzido oxigénio dissolvido, elevada densidade de massas de água lânticas e elevada densidade de população, e ainda a associação das espécies *G. holbrooki* e *A. alburnus* a locais com menor profundidade e zona ripária degradada (Figura 3.18).

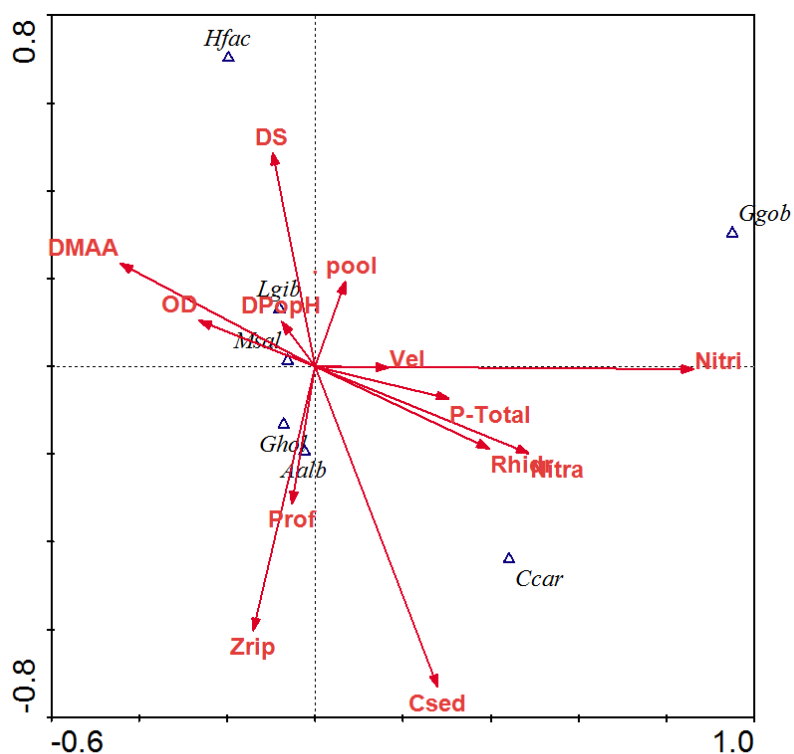


Figura 3.18 Biplot da Análise de Correspondências Canônicas (CCA) das espécies não-nativas (*Aalb* – *Alburnus alburnus*, *Ghol* – *Gambusia holbrooki*, *Hfac* - *Herichtys facetum*, *Msal* – *Micropterus salmoides*, *Ggob* – *Gobio gobio*, *Ccar* – *Cyprinus carpio* e *Lgib* – *Lepomis gibbosus*) segundo as variáveis ambientais (*Prof* – Profundidade média, *Vel* – Velocidade da corrente e *.pool* - % *pool*) e de pressão antropogênica (*DS* – Disco de Secchi, *OD* – Oxigênio Dissolvido, *Nitra* – Nitratos, *Nitri* – Nitritos, *P- Total* – Fósforo Total, *Zrip* – Zona Ripária, *Rhid* – Regime hidrológico, *Csed* – Carga de sedimentos, *DPopH* – Densidade Populacional Humana e *DMAA* – Densidade de Massas de Água Artificiais).

4. Discussão

Neste estudo, podemos constatar que a densidade, a proporção e número de espécies não-nativas foram superiores em locais degradados do que em locais de referência, os quais apresentaram maior número de espécies nativas. Por isso, as diferenças observadas entre bacias hidrográficas ocorrem sobretudo em locais degradados, densidade, a proporção e número de espécies não-nativas é maior, contrariamente a locais de referência. Opostamente, as espécies nativas mostraram maior densidade, proporção e riqueza específica em locais de referência e menor em locais degradados. Segundo Aparício *et al.* (2000), locais mais bem preservados suportam uma grande proporção de espécies nativas e integridade da comunidade, enquanto locais com grande degradação tem um crescente grau de alteração da comunidade, com mais espécies não-nativas.

Comparando as bacias hidrográficas em estudo, a bacia do Sado apresentou maior densidade, proporção e número de espécies piscícolas não-nativas e menor proporção de espécies piscícolas nativas em locais de referência. Esta bacia também apresentou, segundo a rede de locais de estudo, o mesmo número de espécies não-nativas que as bacias internacionais do Tejo e do Guadiana, pois segundo Ribeiro *et al.* (2009), tem elevado número de introduções por serem grandes bacias internacionais onde, as espécies são primeiramente introduzidas e detectadas em Espanha, e posteriormente em Portugal. No que toca as restantes bacias (Mira e Ribeiras do Algarve) apresentam ainda menor número de espécies não-nativas.

Com base na rede de pontos em estudo, as espécies não-nativas com maior ocorrência e abundância foram as espécies *Lepomis gibbosus* e *Gambusia holbrooki* pois ocorrem em todas as bacias hidrográficas. Segundo Matono (2012), as espécies *L. gibbosus* e *G. holbrooki* são as espécies com mais propagação nos rios do sul de Portugal pois são espécies generalistas, de águas quentes e tolerantes a factores abióticos como é a temperatura da água e ao pouco fluxo de água nos rios do sul de Portugal. Estas espécies apresentaram também maior densidade em quase todas as bacias, à excepção da bacia do Tejo, em que as espécies não-nativas *Gobio gobio* e *Ameiurus melas* apresentaram maior densidade e proporção no agrupamento total de espécies. A espécie *Gobio gobio* é uma espécie de águas frias ou intermédias, ocorre exclusivamente e com grande expressão na bacia do Tejo, indicando que pelo facto de se tratar de uma bacia de transição (INAG, 2008a) pode apresentar características com apetência para receber espécies não-nativas tanto de águas frias ou intermédias como de águas quentes.

Podemos também constatar que os índices de contaminação biológica (SBC, IBPR e BPL) foram superiores em locais degradados do que em locais de referência. Por isso, as diferenças observadas entre bacias hidrográficas ocorrem sobretudo em locais degradados, onde a contaminação biológica é maior, contrariamente a locais de referência. Tendo em conta a área de estudo, a bacia do Sado destaca-se das restantes bacias com maiores valores médios de contaminação biológica, assim como pela diferença que apresenta entre locais de referência e locais degradados.

Dos três índices de contaminação biológica, o índice SBC é o que apresenta maiores valores médios do nível de contaminação pois reflecte apenas relação entre densidade e o número de espécies não-nativas. Enquanto os outros 2 índices, IBPR e BPL, apresentaram valores médios mais baixos pois avaliam a espécies não-nativas segundo os impactos que podem ter nos ecossistemas. Segundo Panov *et al.* (2009), o estado ecológico estimado pelo índice IBPR é mais baixo, porque as espécies da lista preta são encontradas em todos os locais na unidade de avaliação seleccionada, e a elevada abundância relativa dessas espécies vai atribuir um valor elevado do índice IBPR à unidade de avaliação. No caso do índice BPL, o score final é afectado pelos scores de todas as espécies não-nativas presentes na unidade de avaliação, para mais neste estudo ao apresentarmos os valores médios do índice podemos estar a perder informação sobre locais onde o risco ecológico seja mais elevado dentro da bacia.

O sucesso das invasões biológicas pode ser explicado por vários factores. Uma das hipóteses para o sucesso de invasão de espécies não-nativas é serem introduzidas em áreas onde o clima se aproxima da sua distribuição natural (Bomford e Glover, 2004). Por isso, neste estudo verificou-se a existência de relação entre as características ambientais e a contaminação biológica, sendo a dimensão da bacia de drenagem, a temperatura da água, a profundidade média e a percentagem de *pools*, as características ambientais com efeitos significativos na contaminação biológica nas bacias do Tejo e do Sado. Na bacia do Guadiana, a contaminação biológica apenas se apresentou relacionada com a profundidade média. Segundo Filipe *et al.* (2002), as características abióticas dos rios são importantes para o estabelecimento das espécies não-nativas pois são variáveis descritivas das características dos rios, que por sua vez podem providenciar habitats favoráveis ou não favoráveis à presença e distribuição das espécies.

Quanto às perturbações antropogénicas, os resultados deste estudo mostram que quanto maior forem as perturbações, maior será a densidade, o número de

espécies não-nativas e a contaminação biológica, atingindo o máximo em situações de perturbação moderada. Segundo Moyle e Light (1996), a maioria dos sistemas invadidos são aqueles que apresentam níveis intermédios de perturbação humana, pois em sistemas com maiores perturbações a diversidade de espécies, quer nativas como não-nativas, é menor.

Segundo Bomford e Glover (2004), as perturbações associadas a factores antropogénicos também providenciam melhores condições de adaptabilidade e sucesso de estabelecimento às espécies não-nativas do que às espécies nativas. Por isso, no que toca à relação entre a pressão antropogénica e a contaminação biológica e o risco ecológico por bio-poluição verifica-se mais significativamente na bacia do Sado que nas restantes bacias. Neste caso, apesar de todas as bacias apresentarem pressões antropogénicas, a bacia do Sado é uma das bacias a apresentar maiores pressões antropogénicas. O aumento da pressão antropogénica nesta bacia está relacionado com a turvação da água, a ocupação do solo, a zona ripária, a carga de sedimentos e a contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes. Na bacia do Tejo observaram-se também elevadas pressões antropogénicas, sobretudo relacionadas com alterações no regime hidrológico e na conectividade do rio, no entanto, a contaminação biológica não aumentou significativamente com o nível de pressão.

A poluição biológica por espécies não-nativas também aumentou com o nível de pressão humana. Neste estudo, apenas a densidade de *L. gibbosus* e de *G. holbrooki* apresentou um aumento ao longo da pressão antropogénica, obtendo ambas maiores densidades no nível intermédio de pressão (nível 3) em todos os locais amostrados.

Por bacia, *G. holbrooki* foi de entre todas as espécies não-nativas aquela que apresentou uma resposta mais expressiva ao gradiente de pressão, tendo nas bacias do Sado e do Mira apresentado um aumento muito significativo da sua densidade ao longo da pressão antropogénica, com maiores valores no nível elevado de pressão (nível 4). Nestas bacias, a densidade de *G. holbrooki* apresentou-se relacionada com alterações ao nível da zona ripária, carga de sedimentos, contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes e turvação da água. Segundo Matono (2012), esta espécie não-nativa prefere águas paradas ou com pouco fluxo, ricas em detritos orgânicos e sedimentos lodosos.

Com base na análise de correspondência canónica (CCA), as espécies *L. gibbosus* e *M. salmoides* associaram-se a locais com turvação, reduzido oxigénio dissolvido, elevada densidade de massas de água lânticas e elevada densidade de população, enquanto as espécies *G. holbrooki* e *A. alburnus* associaram-se a locais com menor profundidade e zona ripária degradada. Segundo Matono (2012), as espécies *L. gibbosus* e *G. holbrooki* são espécies que toleram uma ampla variedade de condições ambientais como, por exemplo, elevadas temperaturas de água, locais de águas paradas ou com pouco fluxo, como *pools* nos meses de Verão com níveis de oxigénio baixo.

Podemos concluir que a bacia do Sado é a bacia do sul de Portugal com maior contaminação biológica e por isso maior risco de estabelecimento de espécies não-nativas, pois apresenta elevadas pressões antropogénicas da área de estudo, o que aumenta a probabilidade de futuras invasões. A contaminação biológica nesta bacia está relacionada com aspectos ambientais, como a dimensão de bacia de drenagem, a temperatura da água, a profundidade e a percentagem de *pools*, mas também com pressões antropogénicas como a turvação da água, a ocupação do solo, a zona ripária, a carga de sedimentos e a contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes. Contudo, esta relação não é tão expressiva nem estatisticamente significativa nas outras bacias em estudo.

Como podemos verificar com o caso da bacia do Sado, os factores que determinam a invasibilidade das espécies não-nativas estão relacionados tanto com aspectos ambientais puros, como com o nível e tipo de pressão antropogénica que em conjunto potenciam o sucesso destas espécies em locais perturbados. Segundo Andersen *et al.* (2004), a capacidade de invasão das espécies não-nativas pode ser determinada pelos atributos biológicos das espécies (quer nativas como não-nativas), pelas características das zonas receptoras.

Nos rios de clima de Mediterrânico, como é o caso dos rios do Sul de Portugal, os factores ambientais e humanos são previstos terem um grande papel nas invasões biológicas nas invasões biológicas, visto que ao longo dos séculos têm sofrido grandes pressões humanas. Por isso, a hipótese da pressão antropogénica facilitar o estabelecimento das espécies não-nativas, pela perturbação das paisagens e pelo aumento da pressão de propágulo, não deixa de ser importante no estudo das invasões biológicas (Chiron *et al.*, 2008).

Contudo, apesar das espécies não-nativas não serem mencionadas especificamente na Directiva Quadro da Água (DQA), apresentam-se como uma pressão importante, visto poderem modificar a estrutura biológica nativa e a função ecológica dos sistemas aquáticos. Por isso, incorporar as espécies não-nativas na implementação da avaliação ecológica é importante, visto que a sua presença pode levar à degradação ecológica e o resultado baixar a classificação do corpo de água. Neste sentido, uma das medidas apresentadas para a incorporação das espécies não-nativas na DQA foi utilizar níveis de abundância e de distribuição das espécies não-nativas nos corpos de água de modo a que o resultado seja equivalente às classes do estado ecológico (Cardoso & Free, 2008).

5. Conclusão

Este estudo revela que a bacia do Sado é a bacia com maior contaminação biológica pois oferece condições ambientais e de pressão antropogénica favoráveis para o estabelecimento e proliferação de espécies não-nativas. Também revela que o maior número de espécies não-nativas não se verifica predominantemente em bacias internacionais como a bacia do Tejo e do Guadiana, mas também em bacias nacionais, como o Sado. Embora bacias transfronteiriças sejam particularmente vulneráveis à introdução de espécies, o seu estabelecimento e sucesso parece depender sobretudo das condições ambientais, nomeadamente quanto ao nível de perturbação antrópica.

As bacias do Mira e das Ribeiras do Algarve foram aquelas onde se verificaram menores níveis de contaminação biológica e risco ecológico por bio-poluição, o que indica que nem todas as bacias de Portugal estão igualmente invadidas, e que as bacias com menos espécies não-nativas devem ter um programa de prevenção para futuras invasões.

As espécies não-nativas *L. gibbosus* e *G. holbrooki* foram as espécies não-nativas com maior ocorrência e abundância em quase todas as bacias, à excepção da bacia do Tejo, onde a espécie não-nativa *G. gobio* apresentou maior ocorrência.

Os factores de invasibilidade estão relacionados com aspectos ambientais puros e com o nível e o tipo de pressão antropogénica, que podem variar de bacia para bacia e variar de espécie para espécie, que em conjunto, potenciam o sucesso da proliferação e invasão das espécies não-nativas.

A invasão das águas continentais por espécies não-nativas pode afectar a integridade do biota aquático assim como o funcionamento dos ecossistemas comprometendo o estado ecológico das massas de água. Neste sentido, a avaliação da contaminação biológica e risco de bio-poluição são importantes ferramentas para incorporar em acções ligadas à gestão das bacias hidrográficas, assim como para o cumprimento dos objectivos ambientais da DQA.

Referências Bibliográficas

Administração da Região Hidrográfica do Alentejo (2011a). Planos de gestão das bacias hidrográficas integradas nas regiões hidrográficas 6 e 7 – Relatório: caracterização e diagnóstico da região hidrográfica 6. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. ARH Alentejo I.P., Évora.

Administração da Região Hidrográfica do Alentejo (2011b). Planos de gestão das bacias hidrográficas integradas nas regiões hidrográficas 6 e 7 – Relatório: caracterização e diagnóstico da região hidrográfica 7. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. ARH Alentejo I.P., Évora.

Administração da Região Hidrográfica do Algarve (2012). Planos de gestão das bacias hidrográficas que integram a região hidrográfica das ribeiras do Algarve – Relatório: caracterização e diagnóstico da região hidrográfica. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. ARH Algarve I.P., Faro.

Administração da Região Hidrográfica do Tejo (2012). Plano de gestão da região hidrográfica do Tejo – Relatório Técnico: caracterização e diagnóstico da região hidrográfica. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. ARH Tejo I.P., Lisboa.

Alcaraz, C., Vila-Gispert, A. & García-Berthou, E. (2005). Profiling invasive fish species: the importance of phylogeny and human use. *Diversity and Distributions*, 11, 289-298.

Andersen, M., Adams, H., Hope, B. & Powell, M. (2004). Risk assessment for invasive species. *Risk Analysis*, 24 (4), 787-793.

Aparício, E., Vargas, M., Olmo, J. & Sostoa, A. (2000). Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian Peninsula: a quantitative assessment. *Environmental Biology Fishes*, 59, 11-19.

Bomford, M. & Glover, J. (2004). Risk assessment model for the import and keeping of exotic freshwater and estuarine finfish. Bureau of Rural Sciences – Department of Environment and Heritage, Australia, 125 pp.

Cardoso, A. & Free, G. (2008). Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic Invasions*, 3 (4), 361-366.

Carta Administrativa Oficial de Portugal (2012). Sedes de freguesia do Continente em formato vectorial. Acedido em 6 de Abril de 2012, em http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/carta_administrativa_oficial_de_portugal__caop_/

CEN (2003). Water Quality – Sampling of Fish with Electricity. European Standard – EN 14011:2003. European Committee for Standardization, Brussels.

Chiron, F., Shirley, S. & Kark, S. (2008). Human-related processes drive the richness of exotic birds in Europe. *Proceedings of the Royal Society B*, 276, 47-53.

CIS-WFD (2003). Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Final Version. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.

Copp, G. H., Garthwaite, R. & Gozlan, R. E. (2005). Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. *Journal of Applied Ichthyology*, 21, 371-373.

Elvira, B. (1995). Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater Biology*, 33, 103-108.

ESRI Inc (2010). ArcGis Desktop (Geographic Information Systems), version 10.

European Community (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 – Establishing a framework of Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L327*: 1-72.

FAME (2004). Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers-A Contribution to the Water Framework Directive. Final Report (Co-ordinator: Schmutz S). Institute for Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna.

Ferreira, A. F. & Gonçalves, A. C. (2001). Plano Específico de Ordenamento Florestal para o Alentejo. Universidade de Évora, Évora.

Ferreiro, N. (2007). Caracterização da qualidade ecológica do rio Tua. Dissertação de Mestrado em Hidrobiologia. Faculdade de Ciências – Universidade do Porto, Porto. 112 pp.

Filipe, A. F., Cowx, I. G. & Collares-Pereira, M. J. (2002). Spatial modelling of freshwater fish in semi-arid river systems: a tool for conservation. *River Research and Applications*, 18, 123-136.

Filipe, A. F., Marques, T. A., Seabra, S., Tiago, P., Ribeiro, F., Moreira da Costa, L., Cowx, I. G. & Collares-Pereira, M. J. (2004). Selection of priority areas for fish conservation in Guadiana River basin, Iberian Peninsula. *Conservation Biology*, 18, 1, 189-200.

Gasith, A. & Resh, V.H. (1999). Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecological and Systematics*, 30, 51-81.

Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. (2009). Assessing freshwater fish sensitivity to diferente sources of perturbation in Mediterranean basin. *Ecology of Freshwater Fish*, 18, 269-281.

Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. (2010). Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 10, 1152-1161.

Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications* 21 (1), 175-188.

Ilhéu, M., Matono, P., Formigo, N., Ferreira, M. T., Raposo de Almeida, P., Cortes, R. & Bernardo, J.M. (2009). Tipologia Fluvial para Portugal Continental com base no elemento peixes. *Recursos Hídricos*, 30 (2), 39-46.

INAG, I.P. (2008a). Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P..

INAG, I.P. (2008b). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

Instituto Nacional de Estatística, 2011. Censos da População de 2011 – Densidade Populacional por local de residência. Acedido em 7 de Abril de 2012, em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_main.

Joy, M. K. & Death, R. G. (2004). Predictive modeling and spatial mapping of freshwater fish and decapod assemblages using GIS and neural networks. *Freshwater Biology*, 49, 1036- 1052.

Kolar, C. S. & Lodge, D. M. (2002). Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*, 298, 1233-1236.

Leunda, P.M. (2010). Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aquatic Invasions*, 5 (3), 239-262.

Maceda-Veiga, A., Monleon-Getino, A., Caiola, N., Casals, F. & De Sostoa, A. (2010). Changes in fish assemblages in catchments in north-eastern Spain: biodiversity, conservation status and introduced species. *Freshwater Biology*, 55, 1734-1746.

Maitland, P.S. (1995). The conservation of freshwater fish: past and present experience. *Biological Conservation*, 72, 259-270.

Magalhães, M.F., Beja, P., Schlosser, I.J. & Collares-Pereira, M.J. (2007). Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52, 1494-1510.

Magalhães, M. F., Ramalho, C. E. & Collares-Pereira (2008). Assessing biotic integrity in Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology*, 15, 273-289.

Matono, P., Ilhéu, M., Formigo, N., Ferreira, M. T., Raposo de Almeida, P., Cortes, R. & Bernardo, J.M. (2009). Desenvolvimento de um índice piscícola para os rios de Portugal Continental. *Recursos Hídricos*, 30 (2), 77-84.

Matono, P. (2012). Fish assemblages as biological indicators of ecology quality in portuguese rivers. Tese de Doutoramento em Ciências do Ambiente. Universidade de Évora, Évora, 204 pp.

Matono, P., Bernardo, J.M., Oberdorff, T. & Ilhéu, M. (2012). Effects of natural hydrological variability on fish assemblages in small Mediterranean streams: implications for ecological assessment. *Ecological Indicators*, 23, 467-481.

Matono, P., Bernardo, J.M., Costa, A.M. & Ilhéu, M. (2014). Fish response to anthropogenic pressures in temporary streams: the importance of environmental drivers. *River Research and applications*, artigo publicado online a 3 de Junho de 2014, em <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rra.2780/abstract>.

Moyle, P. & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78, 149-161.

Odum, E. (1971). *Fundamentos de Ecologia*. 6ª edição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

Olenin, S., Minchin, D. & Daunys, D. (2007). Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 379-394.

Panov, V. E., Alexandrov, B., Arbaciauskas, K., Binimelis, R., Copp, G. H., Grabowski, M., Lucy, F., Leuven, R. S., Nehring, S., Paunovic, M., Semenchko, V. & Son, M. O. (2009). Assessing the risks of aquatic species invasions via European inland waterways: from concepts to environmental indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5 (1), 110-126.

Pont, D., Hugueny, B. & Rogers C. (2007). Development of a fish-based index for the assessment of river health in European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology*, 14, 427-439.

Ribeiro, F., Collares-Pereira, M. & Moyle, P. (2009). Non-native fish in the fresh waters of Portugal, Azores e Madeira Islands: a growing threat to aquatic biodiversity. *Fisheries Management and Ecology*, 16, 255-264.

StatSoft Inc. (2004). *Statistica (Data analysis software system)*, version 7.

Silverman, B. W. (1952). *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Chapman and Hall. New York.

ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. (2002). *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.

Veiga, P.F. (2003). Contribuição para o estudo da ictiofauna do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António. Relatório de estágio da Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas. Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente – Universidade do Algarve, Faro. 105 pp.

Watson, D. F. & Philip, G. M. (1985). A refinement of Inverse Distance Weighted Interpolation. *Geoprocessing*, 2, 315-327.

Anexos

Anexo 1 – Descrição, escala de avaliação e métodos, critérios de atribuição dos scores, para as 10 variáveis desenvolvidas no âmbito do projecto FAME (*Fish-based Assessment Method for Ecological Status of European Rivers*) usadas para avaliar o nível de perturbação antropogénica nos locais amostrados

Variáveis	Descrição	Escala de avaliação	Score	Critério	Métodos
Uso do solo	Impacto de práticas agrícolas/silvícolas	Porção do segmento a montante do local	5	>40% Uso agrícola (agricultura intensiva), Impacto muito severo (arrozal)	Avaliação especializada no local, complementada com Corine Land Cover (2000, 2006) ^(a)
			4	>40% Forte Impacto (área com forte exploração florestal, incluindo cortes rasos)	
			3	<40% Impacto Moderado (hortas de subsistência, pastagens)	
			2	<40% Pequeno Impacto (montado, floresta de crescimento rápido)	
			1	<10% Sem Impactos significativos (matos e floresta natural)	
	Ocupação do solo e caracterização do bankface (a partir da margem)	Local	5	Culturas de regadio e /ou elevada carga animal	
			4	Culturas hortícolas, pastoreio semi-intensivo	
			3	Culturas em extensivo (por exemplo pastagens, culturas cerealíferas, pinhal, eucaliptal), pastoreio extensivo	
			2	Montado	
			1	Natural	
Área urbana	Impacto dos aglomerados urbanos	Porção do segmento a montante do local	5	Muito severo (local junto a uma urbe com carências ao nível do saneamento básico)	Avaliação especializada no local, complementada com Corine Land Cover (2000, 2006) ^(a)
			4	Vila	
			3	Aldeia	
			2	Lugarejo	
			1	Negligenciável	

Variáveis	Descrição	Escala de avaliação	Score	Critério	Métodos
Zona Ripária	Desvio relativamente ao estado natural da zona ripária	Porção do segmento a montante do local	5	Ausência de vegetação ripária arbustiva e arbórea (apenas presença de plantas anuais)	Avaliação especializada no local
			4	Vegetação fragmentada com silvados e/ou presença de caniços	
			3	Segunda etapa de substituição (dominância de silvado denso)	
			2	Primeira etapa de substituição (presença de estrato arbustivo ou arbóreo com algum estado de conservação)	
			1	Vegetação potencial (apresenta estratos arbustivo e arbóreo de acordo com a geo-série)	
Condição morfológica	Desvio relativamente ao estado natural do leito e das margens do rio	Local	5	Perfil transversal e longitudinal do canal completamente alterado, existem muito poucos habitats	Avaliação especializada no local
			4	Sector canalizado, faltam a maior parte dos habitats naturais	
			3	Sector canalizado, faltam alguns tipos de habitats naturais; mantém grande parte da forma do canal natural	
			2	Sector pouco modificado, mosaico de habitat próximo do natural	
			1	Alterações morfológicas ausentes ou desprezáveis	
Carga de sedimentos	Desvio relativamente à carga natural de sedimentos (tanto a transportada na coluna de água como a depositada no leito do rio)	Porção do segmento a montante do local E Local	5	>75% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)	Avaliação especializada no local
			4	50-75% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)	
			3	25-50% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)	
			2	5-25% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)	
			1	<5% das partículas grosseiras do leito estão cobertas por sedimentos finos (areia, silt, argila)	

Variáveis	Descrição	Escala de avaliação	Score	Critério	Métodos
Regime Hidrológico	Desvio relativamente ao regime hidrológico natural (padrão de escoamento e/ou quantidade). Inclui todas as fontes de alteração hidrológica, como por exemplo captações significativas de água	Local ^(c)	5	<50% e forte desvio da variação natural do regime de escoamentos	Avaliação especializada no local, complementada com informação do SNIRH
			4	<50% e desvio da variação natural do regime de escoamentos	
			3	>50% e duração próxima do natural dos períodos de cheia	
			2	>75% e duração próxima do natural dos períodos de cheia	
			1	>90% e duração natural dos períodos de cheia	
	Local ^(d)	5	<10% da carga média anual		
		4	<15% da carga média anual		
		3	>15% da carga média anual		
		2	>30% da carga média anual		
		1	>90% da carga média anual		
Captações / derivações de água que impliquem pequenas alterações de nível do rio	Local	3	Com captação de água por pivots para agricultura intensiva	Avaliação especializada no local, complementada com informação do SNIRH	
		2	Com captação de água para culturas hortícolas		
		1	Sem captação		
Níveis de acidificação e toxicidade	Desvio relativamente ao estado natural de condições de toxicidade, incluindo acidificação e níveis de oxigénio	Local	5	Constante/ períodos longos (meses) ou frequente ocorrência de fortes desvios relativamente às condições naturais (por exemplo pH <5,0, oxigénio dissolvido <30%)	Avaliação especializada no local, complementada com informação do SNIRH
			4	Constante/ períodos longos (meses) ou frequente ocorrência de fortes desvios relativamente às condições naturais (por exemplo pH <5,5, oxigénio dissolvido <30-50%)	
			3	Desvios ocasionais (medições únicas ou episódicas) relativamente às condições naturais (por exemplo pH <5,5, oxigénio dissolvido <30-50%)	
			2	Desvios ocasionais (medições únicas ou episódicas) relativamente às condições naturais (por exemplo pH <6,0)	
			1	Condições dentro do intervalo normal de variação	

Variáveis	Descrição	Escala de avaliação	Score	Critério	Métodos
Contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes	Desvio relativamente ao estado natural dos valores de CBO5 (carência biológica de oxigénio), CQO (carência química de oxigénio), concentrações de nitratos, fosfatos e amónia	Local	5	>20% dos valores na classe D ou E	SNIRH (classificação da qualidade da água para usos múltiplos, de acordo com as directrizes estabelecidas no Instituto Nacional da Água ^{b)} , complementado com avaliação especializada no local
			4	>10% dos valores na classe D ou E	
			3	>10% dos valores na classe C	
			2	Sinais pouco evidentes ou muito pequenos de eutrofização e carga orgânica	
			1	Não há sinais de eutrofização e carga orgânica	
Massas de água lânticas/artificiais	Impacto relacionado com a presença de massas de água superficiais a montante e/ou jusante do local (a montante, alteração do regime térmico e dos caudais; a jusante, invasão do troço por espécies exóticas de carácter lântico)	Local	5	Local imediatamente a jusante de uma grande albufeira ou na área de influência directa de um grande regolfo	SNIRH e cartografia disponível
			4	Local imediatamente a jusante de uma mini-hídrica ou na área de influência directa do regolfo	
			3	Local a jusante de uma grande massa lântica ou na área de influência da albufeira	
			2	Local a jusante de uma mini-hídrica ou na área de influência do regolfo	
			1	Sem influência de albufeiras	
Conectividade	Impacto de barreiras artificiais à migração piscícola	Bacia Hidrográfica / Segmento	5	Barreira artificial definitiva	SNIRH, cartografia disponível, dados documentais, e avaliação especializada no local
			4	Passagem ocasional de determinadas espécies piscícolas	
			3	Passagem para determinadas espécies piscícolas ou apenas em determinados anos	
			2	Passagem para a maior parte das espécies piscícolas na maioria dos anos	
			1	Não existem barreiras ou existência de um dispositivo de passagem eficaz	

^(a) Caetano *et al.* (2009)

^(b) Informação disponível em

<http://snirh.pt/snirh/.dados sintese/qualidadeanuario/boletim/tabela.classes.php>.

^(c) Classes para o desvio em relação ao padrão natural de escoamento

^(d) Classes para o desvio em relação à quantidade natural do escoamento