

**METODOLOGIAS PARA A AVALIAÇÃO INTEGRADA DOS
IMPACTOS CUMULATIVOS EM SISTEMAS FLUVIAIS DE
PEQUENAS BACIAS SUJEITAS A ELEVADAS PRESSÕES
ANTROPOGÉNICAS**

LILIANA ISABEL QUEIRÓS DE ALMEIDA CARVALHO

Dissertação de Doutoramento em Ciências do Meio Aquático

2008

LILIANA ISABEL QUEIRÓS DE ALMEIDA CARVALHO

**METODOLOGIAS PARA A AVALIAÇÃO INTEGRADA DOS
IMPACTOS CUMULATIVOS EM SISTEMAS FLUVIAIS DE
PEQUENAS BACIAS SUJEITAS A ELEVADAS PRESSÕES
ANTROPOGÉNICAS**

Dissertação de Candidatura ao grau de Doutor em Ciências do Meio Aquático, submetida ao Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar da Universidade do Porto.

Orientador – Professor Doutor Adriano Bordalo e Sá

Categoria – Professor Associado com Agregação

Afiliação – Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar da Universidade do Porto

Co-orientador – Professor Doutor Rui Manuel Victor Cortes

Categoria – Professor Catedrático

Afiliação – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Co-orientador – Professor Doutor Joaquim Poças Martins

Categoria – Professor Associado

Afiliação – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

À Daniela, ao Tiago e ao Paulo
Aos meus Pais

*“There is a phenomenal resiliency in
the mechanisms of the earth.
A river or lake is almost never dead. If
you give it the slightest chance... then nature
usually comes back”.*

Rene Dubos, 1981

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer ao Professor Doutor Adriano Bordalo e Sá a reunião de todas as condições indispensáveis à realização dos trabalhos conducentes à elaboração desta tese de dissertação, assim como o empenho e entusiasmo demonstrados e, ainda, o espírito crítico com que pautou a orientação deste trabalho.

Ao Professor Doutor Rui Manuel Victor Cortes por todo o apoio e disponibilidade, bem como pelas críticas pertinentes e construtivas indispensáveis à elaboração desta dissertação.

Ao Professor Doutor Joaquim Poças Martins pela prontidão e disponibilidade demonstradas aquando do início deste trabalho, nomeadamente em todo o apoio logístico prestado enquanto Presidente do Conselho de Administração da Empresa Águas de Gaia, EM.

Ao Dr. José Miranda de Sousa Maciel, actual Presidente do Conselho de Administração da Empresa Águas de Gaia, EM, pela continuidade do apoio logístico concedido para a realização do presente trabalho.

À Fundação para a Ciência e a Tecnologia pela concessão da bolsa com a referência: SFRH/BD/7073/2001.

Ao Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar da Universidade do Porto pela disponibilização de instalações e equipamento.

Aos funcionários, amigos e “colegas” da Empresa Águas de Gaia, EM, por todo o empenho, disponibilidade e ajuda prestados. A nível logístico, Dr. Emídio Sousa, Eng.^{ra} Eunice, D. Adelina Reis, Paulo Teixeira, António Silva, Irene, Daniela, D. Ana Maria e Sr. Carlos, e no reconhecimento do percurso das ribeiras, Sr. Valentim. Relativamente ao trabalho de campo e laboratorial, o meu agradecimento muito especial às amigas Ermelinda Barreiro e Carla Mota pela prontidão e incansável ajuda, e também ao Jorge Ribeiro. Ao Pedro Teiga, pela ajuda na primeira pré-amostragem de macroinvertebrados bentónicos.

À minha “Lab Family”, por toda a ajuda, carinho, incentivo e força, nas amostragens, trabalho laboratorial a análise de dados, Isabel Azevedo, Ana Machado, Rita Teixeira,

Ana Paula Mucha, Catarina Magalhães, Sandra Ramos, Catarina Teixeira, Deolinda Costa e Lurdes Lima. Em particular à Isabel, pelas longas horas de nutrientes e de “desabafos”; à Ana Machado, pela granulometria e matéria orgânica; à Rita pela ajuda nos nutrientes e clorofilas e à Sandra pelo CANOCO.

Ao Pedro Ferreira e ao Marco Magalhães (UTAD), pela disponibilidade, paciência, apoio, acompanhamento e ajuda com o ArcGIS e cálculo dos índices de fragmentação da paisagem.

A todos os meus familiares e amigos, pelo apoio e carinho demonstrados particularmente durante estes últimos anos.

Aos meus Avós, em especial ao meu jovem Padrinho de 88 anos, pelas douradas palavras de incentivo e por todo o carinho.

Aos meus Pais e irmão, por todo o apoio, amizade, acompanhamento e auxílio imprescindíveis, fontes de incentivo para a realização deste trabalho. Um beijinho para a Sandra, recentemente chegada à nossa família, pelas palavras de alento e pelo carinho.

Ao Paulo, à Daniela e ao Tiago, pela paciência, apoio incondicional, força e incentivo diários.

FCT Fundação para a Ciência e a Tecnologia

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR Portugal



Programa Operacional Ciência e Inovação 2010

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR



UNIÃO EUROPEIA

FUNDOS ESTRUTURAIS

GOVERNO DA REPÚBLICA PORTUGUESA



U. PORTO



INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOMÉDICAS ABEL SALAZAR
UNIVERSIDADE DO PORTO

RESUMO

As pequenas bacias hidrográficas localizadas próximo de grandes centros populacionais são particularmente vulneráveis a impactos antropogénicos, devido ao seu tamanho e às pressões a que estão sujeitas.

O rio Febros e a ribeira de Valadares, estudados neste trabalho, são dois pequenos cursos de água, localizados no concelho de Vila Nova de Gaia (NW Portugal), que se encontram altamente perturbados. O primeiro é uma sub-bacia hidrográfica que conflui para o rio Douro, sendo a ribeira de Valadares uma bacia hidrográfica que drena para o Oceano Atlântico, na praia de Valadares Sul.

Este trabalho teve por objectivo caracterizar ecologicamente duas bacias fortemente perturbadas, através do desenvolvimento de processos de caracterização ecológica específicos e inovadores com um carácter integrativo.

Foram realizadas campanhas de pré-amostragem com o objectivo de otimizar a estratégia das amostragens mensais. Estas últimas compreenderam água e sedimento, tendo sido efectuadas durante dois anos não consecutivos, entre Outubro de 2002 e Outubro de 2005. Os parâmetros físico-químicos e biológicos determinados permitiram caracterizar a água, o sedimento e o habitat, tendo-se procedido, igualmente, à recolha e identificação de macroinvertebrados bentónicos. Procedeu-se, também, à determinação da ocupação do solo em cada uma das bacias estudadas, tendo-se verificado, nos dois casos, um aumento da fragmentação e da heterogeneidade espacial da paisagem entre 1990 e 2000. As áreas agrícolas e urbanas estiveram sempre presentes em percentagens importantes mas, no caso específico do rio Febros, a floresta foi particularmente importante no troço a montante.

Com base nos dados obtidos foram determinados e integrados diversos índices: H' - Índice de Diversidade; IQA - Índice de Qualidade da Água; BMWP' - Biological Monitoring Working Party; ASPT - Average Score Per Taxa; EPT- Índice de Riqueza em Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; QBR - Índice de Qualidade do Bosque de Ribeira; ECOSTRIMED - ECOlogical STATUS River MEDiterranean e RHS - River Habitat Survey.

Para as duas linhas de água, as variações obtidas nos ciclos horários revelaram a inexistência de padrões diários e/ou sazonais, evidenciando, no entanto, a presença de descargas generalizadas associadas a fontes de poluição difusa.

Durante os dois anos de amostragens, a qualidade da água foi fraca ($26\% \leq \text{IQA} \leq 50\%$) e diminuiu para jusante, no rio Febros, sendo muito fraca ($10\% \leq \text{IQA} \leq 25\%$), mas melhorando para jusante, na ribeira de Valadares. Nesse mesmo período de tempo, as duas bacias apresentaram valores muito elevados de coliformes fecais (valores médios

sempre superiores ao Valor Máximo Admissível para águas de banho, que é de 2 000 ufc 100ml⁻¹), verificando-se valores superiores destes indicadores de contaminação fecal por esgoto doméstico a jusante, no rio Febros e a montante na ribeira de Valadares. Os dois rios apresentaram água eutrofizada durante o período em estudo, devido às elevadas concentrações de nutrientes, particularmente, de nitratos e ortofosfatos. O estado ecológico global (ECOSTRIMED) variou entre mau e muito mau, de montante para jusante, no rio Febros, e entre mau, na estação intermédia, e péssimo, a montante e a jusante, na ribeira de Valadares. A diversidade (H') da fauna macrobentónica foi baixa nos dois sistemas fluviais estudados, verificando-se, geralmente, o predomínio dos Oligoquetas, que são organismos típicos de sistemas muito poluídos.

A integração dos vários índices utilizados, que incluem diferentes parâmetros (físicos, químicos, microbiológicos, biológicos e habitat) permitiu observar uma diminuição da qualidade geral, de montante para jusante, no rio Febros, e uma diminuição da qualidade geral a jusante e a montante da estação intermédia, na ribeira de Valadares. Por outro lado, o índice especialmente desenvolvido para este fim KT_{FV} (estado de conservação final) permitiu verificar que no rio Febros, as classes de classificação foram iguais nos dois anos de amostragens para cada uma das estações, excepto na estação 4 (melhorou durante o segundo ano de amostragens), e o estado de conservação variou entre I (mais perturbado), a jusante, e IV, a montante, durante o primeiro ano de amostragens e entre I e V (menos perturbado), no mesmo sentido, no segundo ano de amostragens. Na ribeira de Valadares o índice KT_{FV} foi igual para os dois anos de amostragens, tendo variado entre I (mais perturbado), nas estações de jusante e de montante, e V (menos perturbado), na estação intermédia.

A abordagem utilizada neste trabalho realçou a importância de analisar holisticamente os vários componentes de sistemas perturbados, com o objectivo de avaliar a sua qualidade global (água, sedimento, biota, corredor ripário). Por outro lado, os dados obtidos sugerem que a estabilidade química e biológica destes sistemas fluviais resulta da saturação das respectivas faixas ripárias, que revelaram fracas capacidades para funcionarem como tampões dos impactos antropogénicos que os afectam.

As duas bacias hidrográficas estudadas estão sujeitas a alterações dramáticas e contínuas do uso do solo e cobertura vegetal, encontrando-se as conexões entre os elementos bióticos e abióticos, virtualmente, desfeitas, o que dificulta o desenvolvimento de abordagens integrativas relativamente à descrição ecológica de sistemas tão perturbados.

A curto prazo será conveniente recorrer a medidas de reabilitação (indicadas no final), quer a nível da bacia, como de modo mais localizado, designadamente no canal fluvial e na faixa ripária.

ABSTRACT

Small urbanized watersheds are particularly vulnerable to human impact due to their size and pressures.

The rivers Febros and Valadares, the object of this work, are two small watercourses, located in the municipality of Vila Nova de Gaia (NW Portugal), and are highly disturbed. The first is a sub-basin that drains into the River Douro, and the second is a watershed that drains into the Atlantic Ocean.

This study aims to characterize two small and highly perturbed catchments, through the development of specific, innovating and ecological integrative characterization processes. Pre-sampling surveys were carried out in order to optimize the monthly sampling strategy. The latter comprised water and sediment, and were made in two non consecutive years, between October 2002 and October 2005. The physical, chemical and biological parameters allowed the characterization of the water, sediment and habitat. Collection and identification of benthic macroinvertebrates were also performed. In each of the studied basins soil use was determined and, in both cases, fragmentation and spatial heterogeneity of the landscape increased between 1990 and 2000. The agricultural and urban areas were the major land use, but in the specific case of the river Febros, the forest was particularly important in the upper stretches of the river.

Based on obtained data, several indices were determined and integrated: H' - Diversity Index; WQI - Water Quality Index; BMWP' - Biological Monitoring Working Party Index; ASPT - Average Score Per Taxa; EPT- Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera Richness Index; QBR - Quality of Arboreal Riparian Strip Index; ECOSTRIMED - ECOlogical STATUS River MEDiterranean, and RHS - River Habitat Survey.

For the two water courses, variations found in the hourly surveys showed no coherent variability, emphasizing, however, the presence of generalized discharges associated with diffuse sources of pollution.

During the two sampling years, water quality was poor ($26\% \leq \text{WQI} \leq 50\%$) and decreased downstream, in the river Febros, and very low ($10\% \leq \text{WQI} \leq 25\%$), but improving downstream, in river Valadares. In the same period of time, in the two basins fecal coliforms values were very high (average values always over the Maximum Allowable for bathing water, which is 2 000 cfu 100ml⁻¹). In river Febros the higher values of these indicators of fecal contamination by domestic sewage were found downstream, whereas in river Valadares the higher contamination was found upstream. During the study period the water was eutrophic in the two rivers, due to high concentrations of nutrients, particularly nitrates and orthophosphates. The overall environmental status

(ECOSTRIMED) ranged between bad and very bad, downstream, in the river Febros; and between bad, in the middle station, and very bad, upstream and downstream, in the river Valadares. Macrofauna diversity (H') was low in both systems, being Oligochaets the dominant group, which is typical of very polluted bodies systems.

The integration of the studied indices, which include different parameters (physical, chemical, microbiological, biological and habitat) reveals a decline in overall quality downstream, in the river Febros, and a decline in overall quality upstream, but also downstream of the intermediate station in the river Valadares. Moreover, the index specially developed for this purpose KT_{FV} (final state of conservation) has shown that in the river Febros, the classification classes were equal in the two sampling years for each station, except in the 4 (improved during the second sampling year). The state of conservation varied from I (most disturbed), downstream, and IV, upstream, during the first sampling year and between I and V (less disturbed), in the same direction in the second sampling year. In the river Valadares, the index KT_{FV} was equal for the two sampling years, ranging from I (most disturbed), in downstream and upstream stations, and V (less disturbed), in the intermediate station.

The approach used in this work has highlighted the importance of holistically analyze the various components of disrupted systems, with the aim of assessing its overall quality (water, sediment, biota, riparian corridor). Moreover, data suggested the biological and chemical stability of these river systems to be a consequence of the saturation of their riparian strips, revealing a low ability to act as buffers to the human impacts. The two studied basins are submitted to continuous and dramatic changes of soil use and vegetation cover, where connections between the biotic and abiotic elements are virtually disrupted. This imposes serious constrains for the development of an integrative approach to describe ecologically such disturbed systems.

In the short term rehabilitation measures (listed at the end of this work) should be resorting, at the basin level, but also in the river channel and riparian strips.

RÉSUMÉ

Les petits bassins hydrographiques localisés aux alentours des grands centres urbains sont particulièrement vulnérables aux impacts anthropogéniques, dû à sa dimension et aux pressions auxquelles sont soumis.

Le fleuve Febros et la rivière de Valadares, étudiées dans ce travail, sont deux petits cours d'eau, localisés dans la commune de Vila Nova de Gaia (NW du Portugal), qui se trouvent hautement perturbés. Le premier est un sous-bassin hydrographique qui draine sur le fleuve Douro, tandis que la rivière de Valadares est un bassin hydrographique drainant sur l'Océan Atlantique, dans la plage de Valadares Sud.

L'objectif de ce travail était de caractériser les deux bassins hautement perturbés, à travers du développement de processus de caractérisation écologique spécifiques et innovateurs à un caractère intégrative.

Nous avons mis en route des campagnes de pré-échantillonnage avec l'objectif d'optimiser la stratégie des échantillonnages mensuels. Ces dernières ont compris le prélèvement d'eau et du sédiment, effectués au cours de deux ans non consécutifs, dans la période comprise entre Octobre de 2002 et Octobre de 2005. Les paramètres physico-chimiques et biologiques déterminés ont permis de caractériser l'eau, le sédiment et l'habitat, en ayant procédé, également, à la collecte et à l'identification de macroinvertébrés benthiques. Il s'est procédé, aussi, à la détermination de l'occupation du sol dans chacun des bassins étudiés, en ayant vérifié, dans les deux cas, une augmentation de la fragmentation et de l'hétérogénéité spatiale du paysage entre 1990 et 2000. Les aires agricoles et urbains ont été toujours présents dans des pourcentages importants mais, dans le cas spécifique du fleuve Febros, la forêt a été particulièrement importante dans le tronçon à mont.

À partir de la base des données obtenues, divers indices ont été déterminés et intégrés: H'- Indice de Diversité; IQA - Indice de Qualité de l'Eau; BMWP'- Biological Monitoring Working Party; ASPT - Average Score Per Taxa; EPT- Indice de Richesse dans Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera; QBR - Indice de Qualité de la Forêt de Rivière; ECOSTRIMED - ECOlogical Statut River MEDiterranean et RHS - River Habitat Survey. Pour les deux lignes d'eau, les variations obtenues dans les cycles horaires ont révélé l'inexistence de normes quotidiennes et/ou saisonnières; néanmoins, la présence de déchargements généralisés associés à des sources de pollution diffuse a été mise en évidence. Pendant les deux années d'échantillonnages, la qualité de l'eau était faible ($26\% \leq \text{IQA} \leq 50\%$) diminuant vers jusant, à le fleuve Febros, tandis qu'elle était très faible ($10\% \leq \text{IQA} \leq 25\%$) mais en s'améliorant vers jusant, dans la rivière de Valadares. Dans cette même période de temps, les deux bassins ont présenté des valeurs très

élevées de coliformes fécaux (valeurs moyens toujours supérieures à la Valeur Maximum Admissible pour des eaux de bain, qui est de 2 000 ufc 100ml⁻¹), en se vérifiant des valeurs supérieures de ces indicateurs de contamination fécale par les égouts domestiques en aval, à le fleuve Febros et à montant dans la rivière de Valadares. Les deux fleuves ont présenté de l'eau eutrophe pendant la période d'étude, dû aux élevées concentrations de sels nutritifs, particulièrement, de nitrates et d'orthophosphates. L'état écologique global (ECOSTRIMED) a varié entre mauvais et très mauvais, de montant vers jusant, au fleuve Febros, et entre mauvais, dans le poste intermédiaire, et très mauvais, à montant et en aval, dans la rivière de Valadares. La diversité (H') de la faune macrobenthique a été faible dans les deux systèmes fluviaux étudiés, en se vérifiant, en règle générale, la prédominance de l'Oligochètes, qui sont des organismes typiques de systèmes très pollués. L'intégration des plusieurs indices utilisés, qui incluent de différents paramètres (physiques, chimiques, microbiologiques, biologiques et habitat) ont permis d'observer une diminution de la qualité générale, de l'amont à l'aval du Febros, et une diminution de la qualité générale en aval et en amont de la station intermédiaire, dans la rivière de Valadares. D'autre part, l'indice spécialement développé pour cette fin KT_{FV} (état de conservation finale) a permis de vérifier qu'au fleuve Febros, les classes de classement ont été égales dans les deux années d'échantillonnages pour chacun des postes, sauf dans le poste 4 (il a amélioré pendant la seconde année d'échantillonnages), et l'état de conservation a varié entre I (plus aliéné), en aval, et IV, à montant, pendant la première année d'échantillonnages et entre I et V (moins dérangé), dans la même direction, dans la seconde année d'échantillonnages. Dans la rivière de Valadares l'indice KT_{FV} a été égal pour les deux années d'échantillonnages, en ayant varié entre I (plus dérangé), dans les postes de jusant et de montant, et de V (moins dérangé), dans le poste intermédiaire. L'abordage utilisé dans ce travail a mis en évidence l'importance d'analyser holistiquement les plusieurs éléments d'un système dérangé, avec l'objectif d'évaluer sa qualité globale (eau, sédiment, biote, couloir riparien). D'autre part, les données obtenues suggèrent que la stabilité chimique et biologique de ces systèmes fluviaux résulte de la saturation des respectives bandes ripariennes, qui ont révélé de faibles capacités pour fonctionner comme tampons vis-a-vis des impacts anthropiques qui les affectent. Les deux bassins hydrographiques étudiés sont soumis à des modifications dramatiques et continues de l'utilisation du sol et de la couverture végétale, en se trouvant les connexions entre les éléments biotiques et abiotiques, virtuellement, annulées, ce que rend difficile le développement d'approches d'intégration à l'égard de la description écologique de systèmes aussi aliénés. À court terme, il conviendra de faire appel à des mesures de réhabilitation (indiquées à la fin du travail), soit au niveau du bassin, soit d'une manière plus localisée, notamment sur le canal fluvial et sur la bande riparienne.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
RÉSUMÉ	xiii
ÍNDICE	xv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xvii
ÍNDICE DE TABELAS	xxi
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Dimensões de análise de um ecossistema fluvial.....	1
1.2. Zonas ripárias e sua importância	2
1.3. Principais efeitos antropogénicos em linhas de água	4
1.4. Monitorização ecológica.....	4
1.5. Reabilitação fluvial	7
1.6. Restauração de rios fortemente perturbados	10
1.7. Uso do solo, fragmentação da paisagem e SIG	17
1.8. Enquadramento e objectivos.....	19
2. MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1. Área de Estudo	23
2.1.1. Identificação das Bacias Hidrográficas.....	23
2.2. Utilização do CORINE Land Cover de 1990 e de 2000 na análise da ocupação do solo e cálculo das métricas de paisagem nas duas bacias hidrográficas em estudo	28
2.3. Estratégia de Amostragem.....	31
2.3.1. Pré-Amostragens, Amostragens e Ciclos Horários (19h)	31
2.4. Qualidade da Água	33
2.4.1. Amostras de Água	33
2.4.2. Amostras de Sedimento.....	36
2.4.3. Caracterização Biológica	36
2.4.4. Caracterização da área envolvente.....	37
2.5. Definição das escalas de avaliação.....	40
2.6. Adaptação do Índice KT	40
2.7. Análise de Dados	42
3. RESULTADOS	45

3.1. Pré-Amostragens	45
3.2. Ocupação do solo	56
3.2.1. Bacia Hidrográfica do Rio Febros.....	56
3.2.2. Bacia Hidrográfica da Ribeira de Valadares	66
3.3. Ciclos Horários.....	75
3.3.1. Bacia Hidrográfica do Rio Febros.....	75
3.3.2. Bacia Hidrográfica da Ribeira de Valadares	79
3.4. Amostragens Mensais.....	83
3.4.1. Bacia Hidrográfica do Rio Febros.....	83
3.4.2. Bacia Hidrográfica da Ribeira de Valadares	102
3.5. Integração dos Índices	120
4. DISCUSSÃO	123
4.1. Rio Febros	124
4.1.1. Ocupação do Solo	124
4.1.2. Qualidade da Água	124
4.1.3. Caracterização do Sedimento	128
4.1.4. Caracterização Biológica	129
4.1.5. Corredor Ripário e Habitat Fluvial	132
4.2. Ribeira de Valadares.....	134
4.2.1. Ocupação do Solo	134
4.2.2. Qualidade da Água	134
4.2.3. Caracterização do Sedimento	138
4.2.4. Caracterização Biológica	138
4.2.5. Corredor Ripário e Habitat Fluvial	140
4.3. Importância das abordagens integradas na gestão de sistemas fluviais	142
5. CONCLUSÕES.....	145
6. BIBLIOGRAFIA	151
ANEXO	169

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – Esquematização da intersecção dos 3 principais eixos de sucesso, da qual resultam projectos de restauração fluvial mais eficientes (adaptado de Palmer et al., 2005).	9
Figura 2.1 – Identificação das bacias hidrográficas do rio Febros e da ribeira de Valadares e localização das estações de amostragem e da ETAR do Febros.....	23
Figura 2.2 – Altimetria da bacia hidrográfica do rio Febros.	25
Figura 2.3 – Altimetria da bacia hidrográfica da ribeira de Valadares.	27
Figura 3.1 – Localização dos 12 pontos de amostragem relativos à segunda campanha de pré-amostragem no rio Febros (1- foz, 12 - nascente).	50
Figura 3.2 – Localização dos 15 pontos de amostragem relativos à segunda campanha de pré-amostragem na ribeira de Valadares (1- foz, 11 e 15 - nascentes).	50
Figura 3.3 – Localização dos 3 pontos de amostragem utilizados na monitorização da ribeira de Valadares (1 – foz, 3 – montante).	55
Figura 3.4 – Localização dos 4 pontos de amostragem utilizados na monitorização do rio Febros (1 – foz, 4 – montante).	56
Figura 3.5 – Carta de ocupação do solo em 1990, para o rio Febros. (Fonte: Corine Land Cover).	58
Figura 3.6 – Carta de ocupação do solo em 2000, para o rio Febros. (Fonte: Corine Land Cover).	59
Figura 3.7 – Utilização do solo na área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem, no rio Febros.	65
Figura 3.8 – Carta de ocupação do solo em 1990, para a ribeira de Valadares. (Fonte: Corine Land Cover).....	67
Figura 3.9 – Carta de ocupação do solo em 2000, para a ribeira de Valadares. (Fonte: Corine Land Cover).....	68
Figura 3.10 – Utilização do solo na área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem, na ribeira de Valadares, em 2002.	74
Figura 3.11 – Gráficos das variações horárias (19h) de CF, Caudal e Chla na foz do rio Febros, nas 4 estações do ano.	77
Figura 3.12 – Gráficos das variações horárias (19h) de Amónia, Ortofosfatos, Nitritos e Nitratos na foz do rio Febros, nas 4 estações do ano.	78
Figura 3.13 – Gráficos das variações horárias (19h) de CF, Caudal e Chla na foz da ribeira de Valadares, nas 4 estações do ano.	81
Figura 3.14 – Gráficos das variações horárias (19h) de Amónia, Ortofosfatos, Nitritos e Nitratos na foz da ribeira de Valadares, nas 4 estações do ano.	82
Figura 3.15 – Representação gráfica da variação espacial da condutividade específica no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.....	87

Figura 3.16 – Representação gráfica da variação espacial da temperatura no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	87
Figura 3.17 – Representação gráfica da variação espacial do pH no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	88
Figura 3.18 – Representação gráfica da variação espacial da turbidez no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	88
Figura 3.19 – Representação gráfica da variação espacial da Chla no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	89
Figura 3.20 – Representação gráfica da variação espacial dos nitratos no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	89
Figura 3.21 – Representação gráfica da variação espacial dos nitritos no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	90
Figura 3.22 – Representação gráfica da variação espacial da amónia no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	90
Figura 3.23 – Representação gráfica da variação espacial dos ortofosfatos no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	91
Figura 3.24 – Representação gráfica da variação espacial da razão N:P no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	91
Figura 3.25 – Representação gráfica da variação espacial de CF no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	92
Figura 3.26 – Gráficos da Análise dos Componentes Principais (PCA) para as estações de amostragem (A), 1 (jusante) - 4 (montante), e para as estações do ano (B), nos 2 anos de amostragens.	93
Figura 3.27 – Representação gráfica da variação espacial do IQA no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	94
Figura 3.28 – Representação das percentagens médias (dos 2 anos de amostragens) de cada tipo de substrato, nas 4 estações de amostragem do rio Febros (1 – foz, 4 – montante).	95
Figura 3.29 – Representação gráfica da variação da matéria orgânica (M.O.) nas 4 estações de amostragem do rio Febros (1 – foz, 4 – montante). 2002: O – Outubro; D – Dezembro; 2003: F – Fevereiro; A – Abril; J – Junho; A – Agosto; O – Outubro; 2004: N – Novembro; 2005: J – Janeiro; M – Março; M – Maio; J – Julho; S – Setembro.	96
Figura 3.30 – Ordenação das amostras em 2D utilizando o nMDS baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as famílias de macroinvertebrados recolhidos no rio Febros nos 2 anos de amostragens. 1 a 4 – estações de amostragem; 02 a 05 – anos de amostragem (2002 a 2005).	97
Figura 3.31 – Análise Canónica de Correspondência dos parâmetros ambientais, amostras e famílias de macroinvertebrados, no rio Febros. Amostras (1 – estação 1; 2 – estação 2; 3 – estação 3, e 4 – estação 4). Variáveis ambientais (vectores): C – caudal; Tu – turbidez; Am – areia média. Famílias: Psy – Psychodidae; Hal – Haliplidae; Erp – Erpobdellidae; Nai – Naididae; Chi – Chironomidae; Glo – Glossiphonidae; Lib – Libellulidae; Sph –	

Sphaeriidae; Tub – Tubificidae; Lci – Lumbricidae; Anc – Ancyliidae; Dug – Dugesidae; Sim – Simuliidae; Bae – Baetidae; Dys – Dysticidae; Cal – Calopterigidae; Hydp – Hydropsychidae; Hydb – Hydrobiidae; Lcu – Lumbriculidade; Phy – Physidae.	99
Figura 3.32 – Representação gráfica da variação espacial da condutividade específica na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	106
Figura 3.33 – Representação gráfica da variação espacial da temperatura na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	106
Figura 3.34 – Representação gráfica da variação espacial do pH na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	107
Figura 3.35 – Representação gráfica da variação espacial da turbidez na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	107
Figura 3.36 – Representação gráfica da variação espacial da Chla na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	108
Figura 3.37 – Representação gráfica da variação espacial dos nitratos na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	108
Figura 3.38 – Representação gráfica da variação espacial dos nitritos na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	109
Figura 3.39 – Representação gráfica da variação espacial da amónia na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	109
Figura 3.40 – Representação gráfica da variação espacial dos ortofosfatos na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	110
Figura 3.41 – Representação gráfica da variação espacial da razão N:P na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	110
Figura 3.42 – Representação gráfica da variação espacial de CF na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	111
Figura 3.43 – Gráficos da Análise dos Componentes Principais (PCA) para as estações de amostragem (A), 1 (jusante) – 3 (montante), e para as estações do ano (B), nos 2 anos de amostragens.	112
Figura 3.44 – Representação gráfica da variação espacial do IQA na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.	113
Figura 3.45 – Representação das percentagens médias (dos 2 anos de amostragens) de cada tipo de substrato, nas 3 estações de amostragem da ribeira de Valadares (1 – foz, 3 – montante).	114
Figura 3.46 – Representação gráfica da variação da matéria orgânica (M.O.) nas 3 estações de amostragem da ribeira de Valadares (1 – foz, 3 – montante). 2002: O – Outubro; D – Dezembro; 2003: F – Fevereiro; A – Abril; J – Junho; A – Agosto; O – Outubro; 2004: N – Novembro; 2005: J – Janeiro; M – Março; M – Maio; J – Julho; S – Setembro.	115
Figura 3.47 – Ordenação das amostras em 2D utilizando o nMDS baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as famílias de macroinvertebrados recolhidos na ribeira	

de Valadares nos 2 anos de amostragens. 1 a 3 – estações de amostragem; 02 a 05 – anos de amostragem (2002 a 2005).....116

Figura 3.48 - Análise Canónica de Correspondência dos parâmetros ambientais, amostras e famílias de macroinvertebrados, na ribeira de Valadares. Amostras (1 – estação 1; 2 – estação 2, e 3 – estação 3). Variáveis ambientais (vectores): C – caudal; T – temperatura; Agr – areia grossa. Psy – Psycodidae; Phy – Physidae; Chi – Chironomidae; Cer – Ceratopogonidae; Hydb – Hydrobiidae; Glo – Glossiphoniidae; Erp – Erpobdelidae; Bae – Baetidae; Tub – Tubificidae; Lcu – Lumbriculidae; Nai – Naididae.....118

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1 – Principais perturbações e efeitos negativos da urbanização nos sistemas fluviais. Enumeração dos principais aspectos a considerar na restauração/reabilitação de rios urbanos.	12
Tabela 1.2 – Principais objectivos da vigilância de rios urbanos, tipos de poluição considerada no URS (Urban River Survey) e identificação dos componentes da intervenção no canal (Davenport et al., 2004).	14
Tabela 1.3 – Principais perturbações e efeitos negativos da agricultura nos sistemas fluviais. Enumeração dos principais aspectos a considerar na restauração/reabilitação de rios agrícolas.	16
Tabela 2.1 – Caracterização da bacia hidrográfica do rio Febros.	24
Tabela 2.2 – Caracterização da bacia hidrográfica da ribeira de Valadares.	26
Tabela 2.3 – Esquema de amostragens seguido no presente trabalho:  - Pré-amostragens de água;  - Pré-amostragens de água e sedimento; * - Amostragens quinzenais de água (entre 15 de Julho e 1 de Outubro);  - Ciclos horários (19h);  - Amostragens de água, sedimento e macroinvertebrados;  - Amostragens de água.	33
Tabela 2.4 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados laboratorialmente, réplicas, metodologias e respectivas referências bibliográficas.	34
Tabela 2.5 – Peso individual (w_i) atribuído a cada parâmetro para o cálculo dos IQAs.	36
Tabela 2.6 – Determinação do estado ecológico (ECOSTRIMED) através da combinação dos valores do índice de qualidade BMWP' e do índice QBR.	38
Tabela 2.7 – Categoria descritiva do canal, segundo os valores de HMS e correspondente classe HMI, e descrição da qualidade do habitat segundo a pontuação e respectiva classe do HQA.	40
Tabela 2.8 – Variáveis (FQM, B_i e H_i) utilizadas no cálculo do Índice KT_{FV} , sendo FQM – variáveis físico-químicas e microbiológicas, agrupadas no IQA; B_i – variáveis biológicas, com base nos índices BMWP', H' , ASPT e EPT; H_i – variáveis de habitat, incluídas nos índices QBR, HMSm e HQAm.	41
Tabela 2.9 – Classes de classificação do estado de conservação final KT_{FV}	42
Tabela 3.1 – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos com a sonda multiparamétrica, na primeira campanha de pré-amostragem realizada no rio Febros (4 e 10 de Abril de 2002), em 23 pontos de amostragem. E. A. – Estação de Amostragem; OD – Oxigénio Dissolvido; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; POR – Potencial de Oxidação-Redução; os números colocados a seguir ao local/rua significam uma localização a montante do ponto anterior (1- ponto a jusante, 2 e 3 – pontos a montante).	46
Tabela 3.2 – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos com a sonda multiparamétrica, na primeira campanha de pré-amostragem realizada na ribeira de Valadares (16 e 28 de Novembro de 2001), em 52 pontos de amostragem. E. A. – Estação de Amostragem; OD – Oxigénio Dissolvido; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; POR – Potencial de Oxidação-	

Redução; Est. Elev. – Estação Elevatória; os números colocados a seguir ao local/rua significam uma localização a montante do ponto anterior (1- ponto a jusante, 2 e seguintes – ponto(s) a montante).....	48
Tabela 3.3 – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos com a sonda multiparamétrica, na 2ª campanha de pré-amostragem realizada no rio Febros (8 e 10 de Maio de 2002), em 12 pontos de amostragem. E. A. – Estação de Amostragem; OD – Oxigénio Dissolvido; POR – Potencial de Oxidação-Redução.	51
Tabela 3.4 – Síntese dos resultados médios obtidos na segunda campanha de pré-amostragem do rio Febros, realizada a 8 e 10 de Maio de 2002. OD – Oxigénio Dissolvido; POR – Potencial de Oxidação-Redução; CQO – Carência Química de Oxigénio; CBO5 – Carência Bioquímica de Oxigénio; CF – Coliformes Fecais; Chla – Clorofila a; N – Número de estações; SE – Erro Padrão.....	52
Tabela 3.5 – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos com a sonda multiparamétrica, na 2ª campanha de pré-amostragem realizada na ribeira de Valadares (17 e 18 de Dezembro de 2001), em 15 pontos de amostragem. E. A. – Estação de Amostragem; OD – Oxigénio Dissolvido; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; POR – Potencial de Oxidação-Redução; Est. Elev. – Estação Elevatória.	53
Tabela 3.6 – Síntese dos resultados médios obtidos na segunda campanha de pré-amostragem da ribeira de Valadares, realizada a 17 e 18 de Dezembro de 2001. SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; OD – Oxigénio Dissolvido; POR – Potencial de Oxidação-Redução; CQO – Carência Química de Oxigénio; CBO5 – Carência Bioquímica de Oxigénio; CF – Coliformes Fecais; Chla – Clorofila a; N – Número de estações; SE – Erro Padrão.	54
Tabela 3.7 – Distribuição da ocupação do solo para os anos de 1990 e 2000 no rio Febros.....	57
Tabela 3.8 – Índices de paisagem para 1990 e 2000, para o rio Febros.	60
Tabela 3.9 – Índices de paisagem para o ano de 1990, por classes de ocupação do solo, para o rio Febros. (NºM – Nº de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); CVDM - Coeficiente de Variação da Dimensão das Manchas (%); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens (m/ha); IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área).....	62
Tabela 3.10 – Índices de paisagem para o ano de 2000, por classes de ocupação do solo, para o rio Febros. (NºM – Nº de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); CVDM - Coeficiente de Variação da Dimensão das Manchas (%); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens (m/ha); IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área).....	63
Tabela 3.11 – Percentagem de ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Febros em 2002...64	

Tabela 3.12 – Percentagem de utilização do solo na área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem, no rio Febros, em 2002. As áreas urbanas/social incluem habitações e indústrias.	64
Tabela 3.13 – Distribuição da ocupação do solo para os anos de 1990 e 2000 na ribeira de Valadares.	66
Tabela 3.14 – Índices de paisagem para 1990 e 2000, para a ribeira de Valadares.	70
Tabela 3.15 – Índices de paisagem para o ano de 1990, por classes de ocupação do solo, para a ribeira de Valadares. (NºM – Nº de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); CVDM - Coeficiente de Variação da Dimensão das Manchas (%); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens (m/ha); IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área).	71
Tabela 3.16 – Índices de paisagem para o ano de 2000, por classes de ocupação do solo, para a ribeira de Valadares. (NºM – Nº de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); CVDM - Coeficiente de Variação da Dimensão das Manchas (%); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens (m/ha); IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área).	72
Tabela 3.17 – Percentagem de ocupação do solo na bacia hidrográfica da ribeira de Valadares, em 2002 (franja litoral ocupa 1,4%).	72
Tabela 3.18 – Percentagem de utilização do solo na área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem, na ribeira de Valadares, em 2002. As áreas urbanas/social incluem habitações e indústrias, e as áreas improdutivas incluem praias e pedreiras.	73
Tabela 3.19 – Média aritmética $\pm$ SE e Valores Mínimos e Máximos dos parâmetros seleccionados, para os 2 anos de amostragens, no rio Febros. E. A. - Estações de Amostragem.	86
Tabela 3.20 – Valores médios $\pm$ SE do índice IQA e respectivas classes de avaliação (House & Ellis, 1987), para as 4 estações de amostragem (E. A.) do rio Febros, para os 2 anos de amostragens (1 – foz, 4 – montante).	94
Tabela 3.21 – Valores médios $\pm$ SE de H' , ASPT e EPT, para as 4 estações de amostragem do rio Febros, nos 2 anos de amostragens (1 – foz, 4 – montante).	97
Tabela 3.22 – Resultados da Análise Canónica de Correspondência para o rio Febros.	98
Tabela 3.23 – Avaliação da qualidade da água nas 4 estações de amostragem do rio Febros, nos 2 anos de amostragens (1 – foz, 4 – montante), por comparação dos índices: BMWP' (Valores médios $\pm$ SE); QBR; ECOSTRIMED; RHS – HQAm e HMSm. A. E. C. – Água Extremamente Contaminada; A. M. C. – Água Muito Contaminada; A. C. – Água Contaminada; Desc. Cat. Canal – Descrição da Categoria do Canal; O. M. – Obviamente Modificado; S. N. – Semi-Natural.	101

Tabela 3.24 – Média aritmética $\pm$ SE e Valores Mínimos e Máximos dos parâmetros seleccionados, para os 2 anos de amostragens, na ribeira de Valadares. E. A. - Estações de Amostragem.	105
Tabela 3.25 – Valores médios $\pm$ SE do índice IQA e respectivas classes de avaliação (House & Ellis, 1987), para as 3 estações de amostragem (E. A.) da ribeira de Valadares, para os 2 anos de amostragens (1 – foz, 3 – montante).	113
Tabela 3.26 – Valores médios $\pm$ SE de H', ASPT e EPT, para as 3 estações de amostragem da ribeira de Valadares, nos 2 anos de amostragens (1 – foz, 3 – montante).	116
Tabela 3.27 - Resultados da Análise Canónica de Correspondência para a ribeira de Valadares.	117
Tabela 3.28 – Avaliação da qualidade da água nas 3 estações de amostragem da ribeira de Valadares, nos 2 anos de amostragens (1 – foz, 3 – montante), por comparação dos índices: BMWP' (Valores médios $\pm$ SE); QBR; ECOSTRIMED; RHS – HQAm e HMSm. A. E. C. – Água Extremamente Contaminada; A. M. C. – Água Muito Contaminada; A. C. – Água Contaminada; Desc. Cat. Canal – Descrição da Categoria do Canal; S. M. – Significativamente Modificado; S. N. – Semi-Natural; P. N. M. – Predominantemente Não Modificado.	120
Tabela 3.29 – Valores padronizados dos índices utilizados para caracterizar o estado global de cada uma das estações de amostragem do rio Febros (1 – foz, 4 – montante): IQA; BMWP'; H'; ASPT; EPT; QBR; 1/HMSm – inverso do HMS modificado; HQAm, entre o 1º (A) e o 2º (B) ano de amostragens.	121
Tabela 3.30 – Valores padronizados dos índices utilizados para caracterizar o estado global de cada uma das estações de amostragem da ribeira de Valadares (1 – foz, 3 – montante): IQA; BMWP'; H'; ASPT; EPT; QBR; 1/HMSm – inverso do HMS; HQAm, entre o 1º (A) e o 2º (B) ano de amostragens.	122
Tabela 3.31 – Classes de classificação do estado de conservação final KT_{FV} para cada estação de amostragem do rio Febros (F) e da ribeira de Valadares (V), para cada um dos anos de amostragem. Classe I – mais perturbado; Classe V – menos perturbado.	122

1. INTRODUÇÃO

1.1. *Dimensões de análise de um ecossistema fluvial*

Os cursos de água são sistemas tridimensionais (Petts & Amoros, 1996), sendo os rios caracterizados por intensos gradientes hidrológicos (regime fluvial e sua variação temporal e espacial), geomorfológicos (degradação do canal fluvial) e hidráulicos (tensão de arrastamento e poder energético), o que gera gradientes biológicos (Petts, 2001). Deste modo, a geologia e a geomorfologia da bacia hidrográfica, latitude, altitude e a natureza da vegetação ripária são determinantes para as características básicas dos ecossistemas de águas correntes (Winterbourn & Townsend, 1991). Todos os ecossistemas lóticos possuem três relações espaciais: lateral (canal - zona ripária - área inundável); longitudinal (linha de água de menor ordem – linha de água de maior ordem, montante para jusante) e vertical (interacções atmosfera – superfície – água de fundo), cuja importância relativa varia espacial e temporalmente (Novotny et al., 2005). Os rios são também ecossistemas únicos e complexos que contêm uma grande diversidade de recursos e habitats (Townsend, 1996), são dinâmicos, apresentam grande variabilidade anual, bem como múltiplos estados de equilíbrio (Williams et al., 1997). Para além disso, cada rio é mais do que a simples soma das várias partes que o constituem, fluindo continuamente da sua nascente até à foz (Vannote et al., 1980). Assim, segundo estes autores, a compreensão do que se passa num determinado ponto de um rio está intrinsecamente relacionada com o que ocorre a montante, e com as contribuições ao longo da bacia hidrográfica. De facto, as actividades humanas podem influenciar a integridade de toda a bacia hidrográfica, desde a nascente até à foz.

As bacias hidrográficas ou de drenagem formam-se através dos desníveis dos terrenos que orientam os cursos de água, sempre de áreas mais elevadas para as mais baixas, evidenciando a hierarquização dos rios, isto é, a sua organização natural – nascentes, divisores de águas, cursos de água principais (afluentes, ou rios de maior porte) e secundários (subafluentes), bem como a sua localização (litoral ou interior).

De realçar, também, o importante papel que a variabilidade hidrológica dos rios (natural – resultante da sazonalidade atmosférica, ou antropogénica – induzida pela acção do Homem) tem na repartição espacial das comunidades aquáticas, ao gerar uma heterogeneidade espacial e temporal em cada sistema, influenciando os outros factores que caracterizam os sistemas lóticos, nomeadamente, a morfologia do canal, o tipo e a estabilidade do substrato, a disponibilidade de nutrientes e de habitats, etc. (Statzner et al., 1988; Norris & Thoms, 1999). Por outro lado, as alterações abióticas e bióticas que ocorrem nas linhas de água em consequência da sua grande variabilidade hidrológica

anual (relacionada com a alternância de épocas secas com épocas de chuva) conferem-lhes uma maior vulnerabilidade às perturbações antropogénicas (García de Jalón et al., 1992; Allan, 1995). Assim, é vulgar assistir: ao aumento de transporte de sedimentos e detritos; à alteração da distribuição dos materiais do substrato e da matéria orgânica do canal; ao arrastamento de vegetação ripária; ao aparecimento de novas zonas de erosão e de deposição; a alterações morfológicas do canal; à homogeneização de parâmetros de qualidade de água e, em última análise, e em situações extremas, à diminuição ou eliminação da fauna aquática por afastamento ou morte, quando se verifica um aumento significativo do caudal dos rios, durante a época das chuvas (Boulton & Lake, 1992; Death, 1996; Mosich & Bunn, 1997; Downes et al., 1998). Contrariamente, na época mais seca podem-se encontrar os seguintes efeitos: aumento da evapotranspiração e consequentemente da concentração de materiais dissolvidos (Boulton & Lake, 1990), redução do habitat disponível para os organismos aquáticos (Stanley et al., 1997), e redução do fluxo de água, que implica a formação de zonas descontínuas e acelera a deterioração da qualidade da água devido ao aumento da temperatura e à depleção de oxigénio. Deste modo, ocorre a fragmentação dos processos ecológicos longitudinais, comprometendo não só o transporte de nutrientes como a circulação natural dos biota (Jesus, 2001). No entanto, a adopção de determinados mecanismos, tais como, estratégias reprodutivas e comportamentais e adaptação dos ciclos de vida e anátomo-fisiológicas, permitem que as comunidades bióticas que habitam os rios mediterrânicos se mantenham e consigam responder a diferentes níveis de variação de caudal (Jesus, 2001).

1.2. Zonas ripárias e sua importância

As zonas ripárias (corredores ripários, ecótonos ripários) correspondem aos corredores que ladeiam os cursos de água, estendendo-se entre o local de menor profundidade de água e a zona de limite de cheia, até à porção de superfície terrestre que vai desse limite de cheia até à zona onde a vegetação ainda pode ser influenciada por enchentes maiores ou depende da capacidade do solo para reter a água (Naiman & Décamps, 1997). Normalmente, são o componente do ecossistema mais sensível a alterações do ambiente envolvente, sendo caracterizadas por elevados níveis de variabilidade e heterogeneidade de comunidades e espécies vegetais (Lyon & Gross, 2005).

Tal como Lazdinis & Angelstam (2005) referem, duas das cinco principais funções dos corredores em geral (habitat, canal, filtro, fonte, retenção) devem ser enfatizadas quando

se fala de corredores ripários relacionados com animais e plantas terrestres – habitat e canal.

Os ecótonos ripários permitem uma ligação muito estreita entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, através de processos físicos e fluxos de energia e de nutrientes (Gregory et al., 1991), funcionando como poderosos indicadores de qualidade da bacia hidrográfica (Richards et al., 1993) e manutenção da biodiversidade (Lazdinis & Angelstam, 2005). Para além disso, a vegetação ripária é extremamente importante para a manutenção dos processos ribeirinhos naturais (Rios & Bailey, 2006). De facto, a grande variedade faunística e vegetal dos ecossistemas ripários proporciona importantes entradas de matéria orgânica, energia e nutrientes nos ecossistemas aquáticos (Bunn et al., 1999), podendo essas áreas funcionar como tampão de áreas adjacentes, retendo sedimento, nutrientes e outros contaminantes (Lowrance et al., 1984; Mander et al., 1995; Lovell & Sullivan, 2006). Por outro lado, a vegetação ribeirinha proporciona o ensombramento adequado à manutenção da temperatura da água e contribui para um melhor estado geral do ecossistema ribeirinho (Bunn et al., 1999).

Deste modo, as zonas ripárias desempenham um importante papel económico e ecológico, nomeadamente no controlo de cheias e na qualidade da água, e podem ser influenciadas por diversas práticas, tais como: regulação de rios, drenagem e cheias, estabelecimento de zonas tampão, existência de materiais em decomposição próximo da linha de água (madeira, folhagem, etc.), fogos florestais, uso de fertilizantes agrícolas e disposição de lixo. Uma vez que estas zonas actuam como filtros naturais de nutrientes, zonas de deposição de sedimento, reguladores climáticos e refúgio de vida selvagem (Lyon & Gross, 2005), os efeitos da sua alteração podem-se reflectir na estrutura e funcionamento dos ecossistemas de águas correntes (Winterbourn & Townsend, 1991; Tabacchi et al., 2000). Isto é particularmente crítico em áreas de agricultura intensiva ou práticas florestais, bem como em áreas urbanas onde a vegetação natural tenha sido eliminada. Em termos geomorfológicos, a influência da vegetação também é muito importante, uma vez que afecta a: resistência ao caudal; consolidação das margens; acumulação de sedimento; estabilidade do leito e morfologia da linha de água. Para além disso, da vegetação depende, também, o funcionamento de todo o sistema aquático (Webb & Erskine, 2003; Vogt et al., 2004), e a conservação da biodiversidade (Lazdinis & Angelstam, 2005). Efectivamente, as interações entre os ecossistemas florestais e aquáticos envolvem factores biológicos, químicos e hidrológicos, estendendo-se ao nível das bacias hidrográficas e das regiões biogeográficas (Vogt et al., 2004). No entanto, permanece em discussão até que ponto a zona tampão criada por estas faixas ripárias é efectiva em cursos de água altamente enriquecidos (Lyon & Gross, 2005; Lovell & Sullivan, 2006).

1.3. Principais efeitos antropogénicos em linhas de água

Normalmente, os centros urbanos estão associados aos rios, utilizando-os como locais de escoamento de águas torrenciais, esgotos de vários tipos de resíduos e fontes de água para consumo e actividades recreativas. Para além disso, a intervenção humana pode alterar os sistemas ribeirinhos, nomeadamente, através de remoção sistemática de pedras e resíduos dos rios, regularização das margens (alterações de caudal), artificialização das margens (tal como acontece nos rios canalizados), com a correspondente destruição da cortina ripária, e sedimentação e erosão das margens devido ao pastoreio nos ecossistemas ripários (Winterbourn & Townsend, 1991). Estas, e outras práticas de gestão alteraram muitos ecossistemas ribeirinhos, com perda da sua capacidade para reter eficientemente a matéria orgânica. De facto, o estado ecológico das massas de água urbanas está comprometido por numerosos factores, incluindo alterações na qualidade e quantidade de água, hidrologia, hidráulica e habitat (Brown, 2005). Em termos gerais, pode, então, afirmar-se que a degradação dos cursos de água doce resulta do aumento dos assoreamentos, da crescente entrada de nutrientes e poluentes provenientes de práticas agrícolas, da desflorestação, das áreas urbanas (Carpenter et al., 1998, Maddock, 1999, Palmer et al., 2002) e da indústria (Paul & Meyer, 2001, Mokaya et al., 2004, Azrina et al., 2006). Assim, os impactos agrícolas e urbanos encontram-se amplamente distribuídos (Allan, 2004), alterando a qualidade da água (Sweeting, 1994) e, consequentemente, reduzindo a diversidade dos ecossistemas aquáticos (Maddock, 1999).

1.4. Monitorização ecológica

Os componentes chave da gestão de bacias hidrográficas consistem em encontrar as causas da deterioração da integridade e desenvolvimento e implementação de soluções. No entanto, a avaliação dos impactos ecológicos em rios urbanos, onde ocorre degradação química e física, pode ser extremamente difícil, uma vez que alguns dos efeitos dos contaminantes podem ser amplificados por influências mais fortes de canalizações, perda de vegetação ripária ou outros agentes físicos causadores de impactos (Rogers et al., 2002). Apesar dos avanços significativos no controlo de fontes de poluição pontual (esgotos domésticos ou efluentes industriais) e de poluição difusa (escorrências agrícolas, urbanas e criação de gado), estas ainda constituem um problema recorrente em muitas bacias hidrográficas (Williams et al., 1997, Mainstone & Parr, 2002). De facto, nas bacias hidrográficas, a pressão resultante das actividades

humanas provoca uma maior superfície de impermeabilização, cuja taxa de escorrência depende essencialmente do uso do solo, cobertura vegetal e estrutura da área inundável (Geraldes & Boavida, 2003), conduzindo ao aumento da eutrofização e, conseqüentemente, ameaçando a qualidade da água (Allan et al., 1997, Mokaya et al., 2004).

Quando se faz monitorização em sistemas fluviais é frequente comparar troços com diferentes graus de perturbação com locais prístinos ou menos perturbados (locais de referência). Esta é a metodologia preconizada pela Directiva Quadro da Água (DQA) (Directiva 2000/60/CE), que implica a prévia definição da tipologia, uma vez que a comparação só é lícita para o mesmo tipo de massas de água. Contudo, será possível seguir este procedimento quando toda a bacia hidrográfica se encontra marcadamente afectada por pressões antropogénicas intensas e os locais de referência estão virtualmente ausentes? Segundo Reynoldson et al. (1997) podem-se estabelecer alguns locais de referência tendo em atenção as opiniões de profissionais experientes evitando, desse modo, a necessidade de fazer comparações com locais de controlo específicos. No entanto, se não existirem locais de referência, o que é comum em áreas altamente urbanizadas ou em regiões marcadamente agrícolas, as condições de referência podem ser seleccionadas a partir de um conjunto de locais que se verifique estarem ecologicamente menos perturbados. Esta abordagem foi desenvolvida, por exemplo por Karr et al. (1986) para o Índice de Integridade Biótica (IBI). Segundo Chovanec et al. (2000), as condições de referência devem ser teoricamente construídas através da combinação de dados históricos (por exemplo, mapas antigos ou registos biológicos anteriores à perturbação humana) e por modelação.

No caso dos rios, segundo a DQA, os elementos de qualidade utilizados na definição de estado ecológico são: elementos de qualidade biológicos (flora aquática, invertebrados bentónicos e peixes); elementos de qualidade hidromorfológicos (regime hidrológico, condições morfológicas e continuidade do rio), e elementos físico-químicos (condições gerais e poluentes específicos). Contudo, cada elemento de qualidade possui indicadores operacionais específicos que permitem a sua avaliação e posterior utilização na definição de estado ecológico ou potencial ecológico (no caso de rios fortemente modificados). Deste modo, no caso dos rios, (i) para o elemento de qualidade biológico, os indicadores operacionais são: fitoplâncton (abundância, composição taxonómica e frequência e intensidade de “*blooms*” de algas); macrófitas e fitobentos (composição taxonómica e abundância); invertebrados bentónicos (composição taxonómica, abundância, razão espécies sensíveis/tolerantes e nível de diversidade), e peixes (composição taxonómica, abundância, presença de espécies sensíveis e estrutura etária), (ii) para o elemento de qualidade hidromorfológico: regime hidrológico (caudais, condições de escoamento e

ligações às águas subterrâneas), e condições morfológicas (profundidade/variação de profundidade, largura do leito, velocidade de escoamento, estrutura e substrato do leito e estrutura/estado de conservação da zona ripária), e (iii) para o elemento de qualidade físico-químico: temperatura; balanço de oxigénio; pH; salinidade; capacidade de neutralização e ácidos; teor em nutrientes; poluentes sintéticos, e poluentes não sintéticos. Importa referir que a monitorização preconizada pela DQA tem essencialmente duas finalidades: avaliar o estado das águas (classificação e apresentação de resultados), correspondendo neste caso a uma monitorização de vigilância, e diagnosticar problemas (desenvolvimento de soluções e acompanhamento da evolução resultante dos programas de medidas aplicados), tratando-se neste caso de uma monitorização operacional. Como complemento destas monitorizações existe a monitorização de investigação, aplicável quando não se conhecem as causas do não cumprimento de objectivos e para avaliar a extensão e impacto da poluição accidental.

No âmbito da monitorização, existem, portanto, vários índices que podem ser utilizados para caracterizar a qualidade da água e do sedimento, para classificar as zonas ripárias, destinados a avaliar a qualidade de todo o ecossistema fluvial, e caracterizar o habitat fluvial como um todo. O recurso a esses índices constitui uma das metodologias mais utilizadas na apresentação de resultados relativos a questões de gestão ambiental, principalmente porque representam a condensação de múltiplas informações (por ex. vegetação ripária, qualidade biológica da água, qualidade química da água) num único valor numérico (Washington, 1984). Embora os índices tenham algumas limitações associadas, uma vez que podem reduzir uma grande quantidade de informação num único valor, com a consequente perda de informação e simplificação conceptual (Verneaux, 1984; Metcalfe, 1989; Charvet, 1995; Charvet, 1999), são amplamente utilizados porque proporcionam informação de forma única, reproduzível e adaptável, utilizando uma escala de valores universalmente compreensível, o que os torna extremamente importantes para os gestores.

É, pois, conveniente criar mais índices de avaliação holística através de métodos mais expeditos e envolvendo conceitos multidisciplinares (Maddock, 1999), uma vez que todas as questões ambientais deveriam ser analisadas simultaneamente (Brown, 2005).

Em termos gerais, a utilização de índices na avaliação da qualidade ambiental constitui uma abordagem conveniente, que permite a integração de diferentes parâmetros e a comparação dentro de, e/ou entre, diversos gradientes e tipos de pressão, independentemente da área geográfica.

1.5. Reabilitação fluvial

A restauração consiste no restabelecimento da estrutura e funções dos ecossistemas (National Research Council, 1992), e a restauração ecológica é o processo pelo qual um ecossistema regressa tanto quanto possível às condições e funções que tinha antes de ter sido perturbado (FISRWG, 1998). Nesta última definição está implícita a natureza dinâmica dos ecossistemas, o que impossibilita, portanto, que os sistemas sejam exactamente recreados. Assim, os processos de restauração restabelecem a estrutura, a função e a dinâmica gerais, mas não a capacidade de auto-suficiência do ecossistema (FISRWG, 1998). Por outro lado, a reabilitação consiste em recuperar a utilidade de uma área após ter sido perturbada, o que envolve a recuperação das funções e processos do ecossistema de um habitat degradado (Dunster & Dunster, 1996). Portanto, a reabilitação não implica necessariamente o restabelecimento das condições existentes antes da perturbação, mas envolve o estabelecimento de paisagens geológica e hidrologicamente estáveis que suportam o mosaico natural do ecossistema (FISRWG, 1998). Deste modo, a restauração é diferente da reabilitação, uma vez que a primeira é um processo holístico não alcançável através da manipulação isolada de elementos individuais, e que visa o regresso do ecossistema a uma condição natural previamente existente, e a segunda implica uma nova utilização ou uma utilização diferente da paisagem para diversos fins humanos (National Research Council, 1992).

Sabe-se que os rios saudáveis e auto-sustentáveis proporcionam bens e serviços ecológica e socialmente importantes e dos quais depende a vida humana (Palmer et al., 2005). Para além disso, reconhece-se que a restauração fluvial se tornou um fenómeno mundial e um projecto próspero (Henry et al., 2002; Ormerod, 2003).

Palmer et al. (2005) resumem os principais critérios de avaliação da restauração ecologicamente bem sucedida de um sistema fluvial, apresentando as principais linhas de avaliação, respectivos indicadores e referências bibliográficas mais importantes. Para além disso, realçam que a grande prioridade deve ser a conservação dos sistemas fluviais evitando, sempre que possível, a sua degradação. No entanto, se esta falhar deve proceder-se à sua restauração ecológica (Dobson et al., 1997; Ormerod, 2003), dando preferência à utilização dos métodos mais simples e menos dispendiosos (Palmer et al., 2005).

Os gestores fluviais estão a recorrer cada vez mais a actividades de restauração baseadas na ecologia, em detrimento de soluções de engenharia “dura”, de modo a recuperar os sistemas degradados (Palmer et al., 2005). Nota-se, contudo, que os projectos de restauração fluvial visam manter ou aumentar os bens e serviços dos

ecossistemas, sem grande preocupação em proteger os ecossistemas de jusante e costeiros (Palmer et al., 2005).

Embora se verifique um crescente interesse na aplicação de técnicas de restauração fluvial para resolver problemas ambientais, ainda é escasso o consenso relativamente ao que se entende por esforço bem sucedido dessa mesma restauração (Palmer et al., 2005). No entanto, é urgente atingir esse consenso devido à rápida taxa de degradação global de águas doces (Gleick, 2003).

Neste âmbito, Palmer et al. (2005) defendem a necessidade da existência de critérios, uma vez que a evolução da ciência e da prática de restauração fluvial tem sido dificultada pela falta de concordância relativamente aos parâmetros de avaliação do sucesso ecológico. Para além disso, os projectos de restauração só devem ser considerados de restauração ecológica, se obedecerem aos 5 critérios de medição do sucesso da restauração fluvial que propõem (Figura 1.1), e que enfatizam a perspectiva ecológica. Assim, um projecto de restauração ecológica fluvial deve: basear-se numa referência para o sistema mais dinâmico e saudável que poderá existir nesse local (o rio deve aproximar-se o mais possível de condições menos degradadas e do estado ecologicamente mais dinâmico, tendo em consideração o seu contexto regional); a condição ecológica (físico-química e biológica) do rio deverá ser consideravelmente melhorada; o sistema fluvial deverá atingir um modo de auto-suficiência e resistência às perturbações externas que implique apenas uma manutenção de vigilância mínima; a fase de intervenção não deverá danificar ainda mais o ecossistema; o processo deverá ser completamente avaliado antes e depois das intervenções, e as informações deverão ser disponibilizadas ao público. Para além disso, estes autores recomendam a elaboração de um protocolo de avaliação para determinar se estes 5 critérios foram seguidos em cada projecto. Depois de atingido o consenso quanto aos critérios de sucesso, deverão ser definidos indicadores para avaliar uma restauração ecologicamente bem sucedida (Palmer et al., 2005). Estes devem ser fáceis de medir, sensíveis às perturbações do sistema, demonstrarem respostas previsíveis ao *stress* (por ex. intervenções de restauração) e, de preferência, serem integráveis. Para além disso, os indicadores devem ser seleccionados segundo duas perspectivas: os que se afastam de estados degradados (ou seja, melhoram quando a qualidade da água se aproxima das condições pré-restauração), e os que se aproximam de alguma condição desejada (por ex. demonstram que a qualidade da água se aproxima dos valores dos locais de referência).



Figura 1.1 – Esquematização da intersecção dos 3 principais eixos de sucesso, da qual resultam projectos de restauração fluvial mais eficientes (adaptado de Palmer et al., 2005).

Segundo Palmer et al. (2005), a protecção de infra-estruturas e a criação de parques são actividades importantes, no entanto, não são exemplos de restauração ecológica, verificando-se casos em que intervenções dessa natureza degradam outras linhas de água que se encontram nas proximidades. Por outro lado, projectos apelidados como sucessos de restauração não devem ser assumidos como sucessos ecológicos. Contudo, numa situação ideal, os projectos que satisfaçam as necessidades das partes interessadas e proporcionem avanços científicos e práticos na restauração fluvial (sucesso de aprendizagem) também podem ser considerados sucessos ecológicos. Todavia, atingir os objectivos propostos não é um pré-requisito para validar um projecto. Referem, ainda, que actualmente muita da informação relacionada com esforços de restauração se encontra inacessível, e muitos dos projectos não foram objecto de monitorização pós-restauração. Defendem, portanto, que a avaliação da restauração é crucial para o futuro da restauração ecológica, tal como outros autores, por ex. Bradshaw (1993), Dahm et al. (1995), Hobbs & Norton (1996), Hobbs & Harris (2001) e Lake (2001). Deve ter-se em atenção, também, que não existe um tipo de restauração de utilização universal devido, essencialmente, a diferenças regionais relacionadas com geologia, clima, vegetação, uso do solo e distribuição de espécies (Palmer et al., 2005).

Convém, ainda, referir que a restauração é uma intervenção que provoca impactos no sistema, e que estes podem ser extremos (por ex. reconfiguração do canal), no entanto, mesmo nestas situações, uma restauração ecológica bem sucedida minimiza os impactos a longo prazo para o rio (Palmer et al., 2005). Para além disso, a restauração ecologicamente bem sucedida de um rio cria condições hidrológicas, geomorfológicas e

ecológicas que permitem ao rio restaurado funcionar como um sistema resistente e auto-suficiente, e capaz de recuperar de alterações rápidas e de *stress* (Holling, 1973). Todavia, a menos que algum nível de resistência seja restaurado, os projectos requerem, normalmente, uma gestão e reparação contínuas, o que é o oposto da auto-suficiência. Por isso, Palmer et al. (2005) recomendam que para serem ecologicamente bem sucedidos, os projectos devem recorrer à restauração de processos fluviais naturais (por ex. trajecto do canal, interacções rio-zonas inundáveis, retenção de matéria orgânica, dispersão biótica).

1.6. Restauração de rios fortemente perturbados

A detecção de impactos humanos nos sistemas fluviais é desafiante, devido à diversidade dos componentes envolvidos, biológicos, químicos, hidrológicos e geofísicos (Gergel et al., 2002), sendo a alteração da utilização do solo uma das influências antropogénicas mais frequentes (Dale et al., 2000).

Muitas vilas e cidades estabeleceram-se ao longo de rios e ribeiras, porque estes lhes forneciam alimento, água e transporte. Como consequência, a urbanização passou a ser reconhecidamente uma das ameaças mais severas para os ecossistemas fluviais (Miller & Boulton, 2005), e considerada uma das mais prejudiciais e persistentes (Malmqvist & Rundle, 2002), implicando o desenvolvimento de esforços no sentido de encontrar métodos que permitam enfrentar os seus impactos negativos (Miller & Boulton, 2005).

A tabela 1.1 resume as principais perturbações e efeitos negativos da urbanização nos sistemas fluviais, enumerando os principais aspectos a considerar na sua restauração, bem como as principais referências consultadas.

Neste âmbito, vários estudos recentes têm identificado as alterações que ocorrem nas linhas de água durante os processos de urbanização, no entanto, reconhece-se a escassez de estudos ecológicos que explorem as respostas ao nível do ecossistema, centrando-se, normalmente, em variáveis de estado tal como a abundância de invertebrados (Miller & Boulton, 2005). Todavia, para muitos rios urbanos a sucessão de alterações resultantes da urbanização está bem documentada (por ex. Booth & Jackson, 1997; Grimm et al., 2000; Paul & Meyer, 2001). De salientar, no entanto, que a degradação depende não só da quantidade da bacia hidrográfica que se encontra urbanizada, mas também da quantidade de superfícies impermeáveis existentes na área urbana (Miller & Boulton, 2005), e que na reabilitação de linhas de água urbanas é muito importante identificar as causas dos impactos e não apenas os seus sintomas (Walsh, 2000). Para além disso, nos projectos de restauração, os principais objectivos são

melhorar a estabilidade do leito e das margens, no entanto, nos meios urbanos há uma maior preocupação com o controlo das cheias e da erosão (Larson et al., 2001). Miller & Boulton (2005) consideram que os mecanismos através dos quais a vegetação ripária atenua os efeitos da urbanização estão pouco compreendidos, mas devem estar relacionados com a capacidade da matéria orgânica se ligar aos metais pesados (reduzindo a sua biodisponibilidade e toxicidade), e desta funcionar como barreira para as escorrências difusas, como tampão térmico e como fonte de habitat e de alimento. Assim, atendendo ao vasto conjunto de papéis críticos desempenhados pelas zonas ripárias (Naiman & Décamps, 1997; Walsh, 2000; Groffman et al., 2003), torna-se evidente que um dos elementos fundamentais da restauração de rios urbanos seja a sua recuperação (Miller & Boulton, 2005). Efectivamente, as técnicas de restauração são, frequentemente, direccionadas para o restabelecimento do ambiente físico natural, nomeadamente das zonas ripárias (Naiman & Décamps, 1997; Piégay & Landon, 1997; Harper et al., 1999). Segundo Goode (1989), nos ambientes urbanos a estrutura da zona ripária é particularmente importante, podendo os rios funcionar como autênticos “corredores de vida selvagem”. Assim, vários autores demonstraram que a recomposição dos ecótonos ripários é responsável pela melhoria substancial da qualidade da água (Mander et al., 1995; Vought et al., 1995; Robertson & Rowling, 2000) e, conseqüentemente, das comunidades aquáticas (Vought et al., 1995; Thoms & Sheldon, 2000; Paul & Meyer, 2001; Lazdinis & Angelstam, 2005).

No entanto, na restauração de rios urbanos, a preocupação com os aspectos estruturais e químicos deve ser complementada com o conhecimento ecológico de processos-chave dos ecossistemas aí presentes, consistindo o desafio para os gestores na identificação de potenciais factores de degradação, das suas interacções e das suas influências nas funções do ecossistema (Miller & Boulton, 2005). Por outro lado, Walsh (2004) defende que os componentes biológicos dos rios urbanos beneficiariam mais com a redução dos sistemas de drenagem do que com a restauração da integridade ripária. Para além disso, em termos de gestão, pode-se questionar sobre a viabilidade de reabilitar uma bacia hidrográfica altamente perturbada e/ou modificada.

Tabela 1.1 – Principais perturbações e efeitos negativos da urbanização nos sistemas fluviais. Enumeração dos principais aspectos a considerar na restauração/reabilitação de rios urbanos.

<i>Urbanização</i>			
<i>Principais perturbações</i>	<i>Principais efeitos negativos</i>	<i>Restauração/Reabilitação</i>	<i>Referências</i>
- uniformidade da vegetação ripária (escassa ou ausente, árvores exóticas); - forma e estrutura do canal fluvial (constrangimentos/reforços); - baixa diversidade macrobentónica; - desflorestação (construção de edifícios e estradas); - compactação do solo; - aumento da quantidade de superfícies impermeáveis; - escorrências; - “secas hidrológicas” e abaixamento do nível da água (afectam zonas ripárias).	- alteração de regimes de caudal e da estabilidade do canal; - diminuição da qualidade da água (águas pluviais, efluentes domésticos e industriais, nutrientes, contaminação bacteriológica, metais pesados, pesticidas, hidrocarbonetos, sólidos suspensos, condutividade eléctrica, temperatura da água e poluentes em geral); - redução da diversidade biológica; - prejudica a dinâmica natural da matéria orgânica; - na hidrologia: aumento na frequência e magnitude de inundações severas; aumento do volume anual de escorrências superficiais e maiores velocidades da água; tipo de solo; padrões anuais de precipitação; cobertura vegetal; - na geomorfologia: alargamento e erosão vertical do canal; aumento da erosão das margens; perda de sequências de poços/rápidos; fases de acumulação e erosão de sedimento; entubamentos; aquedutos; canalizações; - poluição (efluentes domésticos e industriais, escorrências, estradas).	- perceber interações entre hidrologia, padrão de drenagem (escorrência), entrada de folhagem e atributos biológicos; - gestão prudente: prevenção de degradações futuras; monitorização (antes e após a restauração); utilização de recursos adequados; - geomorfologia do canal (a nível do transecto); - recuperação dos papéis da vegetação ripária; - tipos de protecção dos canais: ausentes; biodegradáveis (ex. canas/juncos, madeira, salgueiros); matriz aberta (ex. rip-rap, gabiões, entulho) e sólidos (ex. cimento, tijolo, pedra); - considerar as características do canal intervencionado ou a intervencionar e as características físicas do habitat.	- Schueler, 1994; - Booth & Jackson, 1997; - Grimm et al., 2000; - Beavan et al., 2001; - Paul & Meyer, 2001; - Walsh et al., 2001; - Groffman et al., 2003; - Morse et al., 2003; - Neddeau et al., 2003; - Davenport et al., 2004; - Gray, 2004; - Walsh, 2004; - Miller & Boulton, 2005.

Segundo Paul & Meyer (2001) tem sido dada pouca atenção à compreensão dos processos dos ecossistemas nos rios urbanos. De igual modo, para Davenport et al. (2004), os rios urbanos têm sido subvalorizados e pouco estudados, porque os sistemas correntes de classificação de rios têm incluído este grupo numa categoria homogénea de qualidade “má” ou “fraca”. No entanto, a DQA europeia define a categoria de “massas de água modificadas” (que inclui os rios urbanos), e defende que para essas massas de água devem ser desenvolvidas condições de referência para estabelecer os objectivos da sua restauração (Pollard & Huxham, 1998).

Davenport et al. (2004) desenvolveram um novo método de vigilância (ao nível do transecto), uma série de índices sintéticos e várias classificações, desenvolvida especialmente para ser aplicada em rios urbanos (o URS - Urban River Survey). Esses índices sintéticos descrevem as características dos troços dos rios urbanos em termos de materiais, habitat físico e vegetação, sendo a abordagem de vigilância conduzida de acordo com o objectivo com que é feita, nomeadamente: escala espacial (vigilâncias em pontos específicos, transectos de rios, ou sectores de cadeias de rios); grau de referenciação para permitir a repetição exacta das vigilâncias, e natureza das propriedades do rio que são registadas. Na tabela 1.2 enumeram-se os principais objectivos da vigilância de rios urbanos, tipos de poluição considerada no URS, e identificação dos componentes da intervenção no canal, tendo por base o trabalho desses autores.

Vários trabalhos desenvolveram vigilâncias de habitat com vista a detalhar as características geomorfológicas e a composição ecológica do canal e da zona ripária circundante, de modo a proporcionar uma abordagem mais integrada da avaliação do canal. Todavia, apesar das abordagens à classificação do habitat fluvial terem incorporado progressivamente os impactos antropogénicos, ainda dão mais ênfase aos rios relativamente naturais e predominantemente rurais (cf. Davenport et al., 2004). De facto, muito poucas metodologias de vigilância foram desenvolvidas especialmente para rios urbanos ou muito intervencionados (Newson, 2002), contudo, existem algumas excepções, nomeadamente, Suren et al. (1998) e Anderson (1999).

Tabela 1.2 – Principais objectivos da vigilância de rios urbanos, tipos de poluição considerada no URS (Urban River Survey) e identificação dos componentes da intervenção no canal (Davenport et al., 2004).

Vigilância de rios urbanos	<i>Objectivos</i>	- Elaborar inventários de características específicas e das suas alterações; - Recolher dados para sustentar a classificação de tipos de rios ou avaliar recursos atendendo a certos critérios; - Identificar locais que possuem qualidades específicas ou podem requerer tipos especiais de gestão.
Poluição considerada no URS	<i>Tipos</i>	- Odor da água e do sedimento; - Óleos; - Espumas superficiais; - Poluição mais grosseira (lixo); - Transparência da água; - Número de canos/tubos de esgoto doméstico, bueiros, escorrências agrícolas e industriais; - Número de pontos de escorrência.
Intervenção no canal	<i>Identificação</i>	- Alterações do trajecto do rio: semi-natural; a direito; sinuoso; recuperado; - Intervenções ao nível da secção transversal do canal: semi-natural; restaurada; vazia; alargada, resecionada; - Reforço do leito do rio e das margens: sem reforço; apenas no leito; só uma margem; leito e uma margem; apenas as duas margens; total (leito e duas margens).

Segundo Miller & Boulton (2005), a influência de alterações hidrológicas e da morfologia do canal em processos fundamentais do ecossistema (por ex. decomposição e transporte de restos de folhas) são menos conhecidos em sistemas fluviais urbanos regionais do que próximo de linhas de água agrícolas.

As principais perturbações e efeitos negativos da agricultura nos sistemas fluviais, bem como os principais aspectos que se devem considerar para restaurar rios agrícolas, e respectivas referências bibliográficas, encontram-se resumidos na tabela 1.3.

Na monitorização de rios agrícolas os parâmetros medidos são, normalmente (Lester & Boulton, 2008): elementos de habitat dentro da linha de água (frequência de poças, rápidos, etc.); diversidade e abundância piscícola; diversidade, densidade ou biomassa

da comunidade de macroinvertebrados; estabilidade das margens, sedimentação e, ainda, quantidade de matéria orgânica; absorção de nutrientes, e alterações nos perfis de velocidade.

Lester & Boulton (2008) defendem que a reintrodução de madeira é uma técnica de restauração transitória viável para rios agrícolas, que visa a rápida melhoria da sua condição, desde que as fontes de colonizadores estejam viáveis e a qualidade da água seja apropriada, realçando como principal vantagem da utilização desta técnica o facto de ser mais económica e de exigir pouca manutenção. Para além disso, a sua importância também se repercute a nível de: (i) morfologia da linha de água (perfil de velocidade da água, relacionado com padrões locais de erosão e sedimentação; controlo da resistência ao caudal, sedimentação, consistência das margens, alteração da morfologia do canal); (ii) química da água (aumento da turbulência associada ao aumento da aerificação – aumento da concentração de oxigénio dissolvido; fixação de azoto ou outros biofilmes; quantidade e fontes de carbono disponível; acumulação de matéria orgânica – folhas; favorecimento do movimento vertical da água entre caudais superficiais e subsuperficiais, o que induz o aumento da complexidade do canal, melhora os tempos de retenção da água e favorece o processamento de nutrientes na zona hiporreica (Boulton, 2007; Kasahara & Hill, 2007)), e (iii) diversidade de habitats e biológica (aumento do habitat disponível para colonização por vários organismos (Davies et al., 2000), relacionado com a criação de orifícios, aumento da diversidade de profundidade e perfis de velocidade (Harmon et al., 1986), os restos de folhagens e plantas à deriva também proporcionam habitat adicional para macroinvertebrados aquáticos (Scealy et al., 2007)).

Estes autores apresentam uma importante sinopse do exemplo de publicações sobre projectos de restauração que utilizaram a adição de madeira em linhas e água, salientando, contudo, que os resultados obtidos com este tipo de restauração são variáveis em função da localização, do uso do solo e da ordem da linha de água em questão. Todavia, referem, também, que apesar da grande variedade de linhas de água, tipos de terreno e objectivos de reabilitação, a maior parte dos autores recomenda a utilização de madeira como uma ferramenta de reabilitação de sistemas fluviais (por ex. Hilderbrand et al., 1997; Brooks et al., 2004; Kail et al., 2007; Roberts et al., 2007). Realçam, ainda, que os projectos futuros devem ter em consideração a medição do sucesso ecológico da reabilitação, bem como tentar identificar o mecanismo de resposta (Jansson et al., 2005).

Tabela 1.3 – Principais perturbações e efeitos negativos da agricultura nos sistemas fluviais. Enumeração dos principais aspectos a considerar na restauração/reabilitação de rios agrícolas.

Agricultura			
<i>Principais perturbações</i>	<i>Principais efeitos negativos</i>	<i>Restauração/Reabilitação</i>	<i>Referências</i>
- desbaste das bacias hidrográficas e zonas ripárias (materiais de construção, incêndios, desenvolvimento urbano); - canalização das linhas de água (irrigação); - regulação e extracção de caudais (irrigação, drenagem, represas e barragens); - aumento da poluição (fertilizantes, herbicidas, pesticidas); - disseminação do pastoreio (alterações de habitats ripários e aquáticos); - remoção de grandes restos naturais de madeira do interior das linhas de água.	- modificações em grande escala das bacias hidrográficas; - elevadas concentrações de nutrientes e de sedimentos suspensos; - perda de vegetação ripária (diminuição do ensombramento e aumento da temperatura da água); - alteração da hidrologia (diminuição do nº de pequenas cheias e de inundações moderadas, aumento do período e da consistência das estações secas); - incisão do canal; - sedimentação excessiva; - diminuição da qualidade da água (eutrofização - depleção de O₂ e alterações de pH); - perda de complexidade e biodiversidade (habitat e biota); - diminuição da condição e da conectividade fluvial (homogeneização do perfil longitudinal do leito, uniformização de profundidades, velocidades e diversidade estrutural); - alteração da estabilidade das margens; - diminuição do recrutamento de espécies nativas; - alteração da quantidade e qualidade de matéria orgânica disponível.	- colocação de sebes para evitar o pastoreio; - revegetação de zonas ripárias; - declives mais íngremes (escarpas); - criação de zonas tampão (redução da entrada de sedimento e nutrientes); - reintrodução de madeira natural (restauração da complexidade do habitat).	- Triska, 1984; - Platts & Nelson, 1985; - Shields et al., 1994; - Brock et al., 1999; - Leonard et al., 1999; - Hendry et al., 2003; - Brooks et al., 2004; - Boulton, 2007; - Lester & Boulton, 2008.

1.7. Uso do solo, fragmentação da paisagem e SIG

Segundo Bertrand (1968), “A Paisagem é, numa porção de espaço, o resultado da combinação dinâmica, logo instável, de elementos físicos, biológicos e antropogénicos que, reagindo dialecticamente entre si, tornam a Paisagem um conjunto único e indissociável”.

Durante as últimas décadas a paisagem portuguesa sofreu muitas alterações, devido, essencialmente, à entrada em vigor da Política Agrícola Comum (PAC) e da Agenda 2000, que apoiam o abandono do cultivo de terrenos agrícolas marginais (conversão em espaços florestais arborizados ou abandono). Para além disso, convém referir outras perturbações antropogénicas responsáveis por alterações profundas na estrutura e diversidade das comunidades, particularmente no último século, tais como, a desflorestação e o sobrepastoreio. Contudo, paralelamente a estas perturbações antropogénicas existe um regime natural de perturbação dos ecossistemas, que é característico do próprio sistema, sendo constituído por condições ambientais de seca estival, fogo e ciclos de erosão, apesar da sua intensidade e frequência serem extremamente variáveis (Rundel, 1998).

A importância do estudo do uso do solo numa bacia hidrográfica prende-se com o facto de que todas as alterações do seu uso, que ocorrem dentro do limite de uma determinada bacia hidrográfica, têm impacto ao nível dos seus ecossistemas aquáticos, devido ao facto do balanço hídrico da bacia hidrográfica estar fortemente dependente da ocupação do solo.

Para as duas bacias hidrográficas em estudo, a paisagem foi analisada através da quantificação da sua estrutura e da sua evolução, utilizando a classificação do coberto vegetal – uso do solo, recorrendo à cartografia CORINE Land Cover dos anos de 1990 e 2000. Procurou-se, sempre que possível, encontrar alguma relação entre as alterações ocorridas no uso do solo e as variáveis ambientais (físico-químicas) estudadas.

Relativamente ao Programa CORINE (Co-ordination of Information on the Environment) convém referir que foi criado em 1985 pela União Europeia, com o objectivo de desenvolver um sistema de informação (sistema CORINE) sobre o estado do ambiente a nível europeu (Heymann et al., 1994). Assim, um dos seus principais componentes foi o projecto CORINE Land Cover (CLC), que visava produzir uma cartografia de ocupação e uso do solo para o espaço da União Europeia (CORINE Land Cover 1990), podendo a data de referência variar entre 1985 e 1990 de acordo com o País (Caetano et al., 2005). Em 1999, a Agência Europeia do Ambiente e o Centro Comum de Investigação da União Europeia (JRC) lançaram o Projecto IMAGE and CORINE Land Cover 2000 (I & CLC

2000) com o objectivo de actualizar, para o ano de 2000, a cartografia existente, e que abrange, actualmente, 29 países (Perdigão & Annoni, 1997).

Imagens dos satélites Landsat, bem como informação auxiliar relacionada com ocupação do solo, proveniente de diversas instituições, constituíram a base da criação dos produtos cartográficos CORINE and Land Cover. Para além disso, como objectivo de obter produtos com as características técnicas requeridas recorreram a sistemas de informação geográfica e a *software* de processamento digital de imagens, para a interpretação dos dados e informações (Caetano et al., 2005).

O Instituto do Ambiente (IA) e a Comissão Europeia (CE) financiaram o CLC2000 Portugal, que foi coordenado pelo Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa (ISEGI-UNL) em colaboração com o Instituto Geográfico Português (IGP) (Caetano et al., 2005).

As especificações básicas do produto resultante do projecto CLC são: Escala nominal: 1/100 000; Nomenclatura: hierárquica com 3 níveis (Nível 3: 44 classes, Nível 2: 15 classes, Nível 1: 5 classes); Área mínima a fotointerpretar (MMU) = 25 ha; 56 folhas (Portugal Continental).

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) podem ser considerados como casos especiais de sistemas de informação em geral, servindo de apoio à decisão que envolve a integração de dados geo-referenciados em ambientes orientados para a resolução de problemas (Cowen, 1988) e funcionando como uma tecnologia de informação que armazena, analisa e exhibe dados espaciais e não espaciais (Parker, 1988). Para além disso, um SIG permite integrar informação relativa a pontos, linhas e áreas, disponibilizando ferramentas para a realização de *queries* ou análise espacial (Dueker, 1979). No entanto, existem múltiplas definições de SIG (Abrantes, 1998; Breternitz, 2001), relacionadas com diferentes áreas e disciplinas, dada a sua multidisciplinaridade e aplicabilidade numa vasta diversidade de campos. Por exemplo, segundo Abler (1988), os SIG são para a análise regional e para a síntese de dados espaciais o que o telescópio, o microscópio e os computadores foram para outras ciências. Contudo, também outros autores os definem como ferramentas (Burrough, 1986; Clarke, 1999), e, ainda, como: sistemas de informação (Dueker, 1979; Star & Esteves, 1990; Worboys, 1995); um *continuum* entre ferramenta e ciência (Wright et al., 1997), e possuindo um papel na sociedade (Chrisman, 1999). Segundo Breternitz (2001), os SIG possuem cinco componentes básicos: *hardware*; *software*; dados; método, e pessoal, prendendo-se a sua importância, essencialmente, com as suas possibilidades de integrar dados espaciais e de outros tipos num único sistema, conectar diversas actividades, com base na sua proximidade geográfica, aumentar o conhecimento sobre a disponibilidade de certos recursos em determinadas áreas geográficas, reduzir o tempo necessário para a

elaboração de relatórios, gráficos e mapas, facilitar o planeamento de futuras pesquisas (disponibilizando dados já existentes), facultar respostas mais céleres aos pedidos de informação (maior acessibilidade da informação), produzir novas informações através da manipulação, por computador, de dados anteriormente disponíveis, facilitar o desenvolvimento de modelos dinâmicos de apoio ao planeamento, bem como, utilizar de um modo mais adequado, os recursos humanos disponíveis para recolher e analisar os dados, eliminando redundâncias e sobreposições de dados e esforços. Segundo Abrantes (1998), um mesmo SIG deve servir simultaneamente diferentes objectivos e vários tipos de utilizadores. Relativamente aos seus objectivos, salientam-se os seguintes: visualização de informações; organização e geo-referenciação dos dados; integração de dados de várias fontes; análise de dados e previsão de ocorrências. Para tal, são várias as áreas dos sistemas informáticos que um SIG abrange, nomeadamente: desenho assistido por computador (CAD); cartografia automática; bases de dados e detecção remota. Assentando a estruturação dos dados espaciais fundamentalmente em 2 modelos, *raster* (matricial) e *vectorial* (cf. Tori & Rech, 1995; Breternitz, 2001).

Sendo a geo-referenciação (geo-codificação) dos dados geográficos o processo que permite determinar, directa ou indirectamente, a posição de uma entidade geográfica na superfície terrestre, para localizar qualquer lugar no mundo utilizam-se sistemas e coordenadas, a partir de um *datum* de referência, para posicionamento de pontos sobre uma dada superfície. A esses pontos associados a uma projecção cartográfica atribui-se o nome de sistemas de projecção ou sistemas geodésicos. No presente trabalho utilizou-se o sistema de projecção Datum 73 Hayford-Gauss IPCC.

Neste trabalho, o SIG foi, ainda, utilizado para criar o Modelo Digital do Terreno (MDT) de cada um das bacias estudadas. Segundo Matos (2007), MDT consiste num “conjunto de dados em suporte numérico que, para uma dada zona, permita associar a qualquer ponto definido sobre o plano cartográfico um valor correspondente à sua altitude”.

1.8. Enquadramento e objectivos

O concelho de Vila Nova de Gaia (NW Portugal) possui cerca de 400 Km de rios, ribeiras e linhas de água doce, dos quais, grande parte apresenta fortes índices de poluição. Cerca de 42% da sua população distribui-se na área entre a auto-estrada A1 e o mar, correspondendo às freguesias de Arcozelo, Canidelo, Grijó, Gulpilhares, Madalena, Perosinho, São Félix da Marinha, Sermonde, Serzedo, Valadares e Vilar do Paraíso (Caldeira, 2000). Segundo dados do Instituto Nacional de Estatística (INE), verifica-se, no entanto, que a pressão antropogénica se tornou mais evidente a partir dos anos 20 do

século passado (1920 = 85 900 habitantes), tendo-se acelerado nos últimos 30 anos (1970 = 180 875 habitantes e 2006 = 307 444 habitantes). Consequentemente, este aumento da população implicou o incremento da utilização de água doce, verificando-se um consumo de água abastecida pela rede pública de 15 283 m³, em 2005, de acordo com dados do INE. Actualmente, a rede pública de abastecimento de água atinge um total de cerca de 1 455 Km, cobrindo praticamente todo o território municipal (32 reservatórios), sendo que em 2005, 94% da população era servida por sistemas de abastecimento de água. Para além disso, o número de clientes de saneamento ronda os 122 000 (em 2005, 92% da população encontrava-se servida por estações de tratamento de águas residuais).

A realização deste trabalho prende-se, essencialmente, com a necessidade de definir normas de monitorização e de requalificação em rios fortemente perturbados, sendo o caso de Gaia um *case study*. Para tal, seleccionaram-se dois cursos de água – Rio Febros e Ribeira de Valadares, ambos altamente perturbados, embora não regulados.

Das várias linhas de água (mais de 12) existentes neste concelho, escolheram-se duas atendendo ao volume final de trabalho (de campo, laboratorial e tratamento de dados) e à viabilidade da execução do trabalho no período de tempo estipulado para o desenvolvimento de uma tese de doutoramento. Por outro lado, teve-se em atenção o facto de uma das linhas de água, a Ribeira de Valadares, drenar para o Oceano Atlântico, numa conhecida praia de V. N. Gaia (Praia de Valadares Sul) e outra para o Rio Douro (rio de importância internacional), o Rio Febros. Segundo as definições que constam da DQA, a primeira linha de água referida é uma bacia hidrográfica que desemboca numa única foz, sendo o Rio Febros uma sub-bacia hidrográfica que conflui para o Rio Douro, pertencendo ambas à Região Ibérico-Macaronésica. Durante a realização do presente trabalho foi registado um acréscimo do número de ligações ao saneamento doméstico e industrial, pela Empresa Águas de Gaia, EM.

Neste âmbito, o presente trabalho teve como principais objectivos:

- Definir uma metodologia integrativa para a caracterização ecológica dos dois rios em questão, que atravessam zonas densamente povoadas;
- Estudar o seu dinamismo temporal e espacial;
- Estabelecer a ligação entre o habitat físico e a qualidade da água, bem como com as comunidades aquáticas, utilizando a fauna bentónica como referência;
- Estabelecer a interacção entre a utilização da bacia de drenagem e as perturbações nos ecossistemas aquáticos;

- Aplicar sistemas integrativos de monitorização que combinem diferentes componentes do ecossistema, desde os biota, à qualidade da água e meio físico (habitat, sedimentos);
- Possibilitar a aquisição de um conhecimento mais aprofundado e integrado das características gerais e do dinamismo ecológico de dois rios fortemente alterados do concelho de Vila Nova de Gaia, e passível de ser utilizado em estudos posteriores, a realizar noutras bacias hidrográficas com características semelhantes.

Deste modo, o trabalho pretendeu caracterizar, de forma integrada, a qualidade da água e do sedimento do Rio Febros e da Ribeira de Valadares e, ainda, classificar as suas zonas ripárias e avaliar o seu estado ambiental geral, visando a proposta de possíveis medidas de restauração ecológica em troços específicos das referidas linhas de água.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

2.1.1. Identificação das Bacias Hidrográficas

A cidade de Vila Nova de Gaia, 41° 08' N e 08° 36' W, localiza-se na margem esquerda do Rio Douro e é a maior (167 Km²) e mais populosa (307 444 hab) na área do Grande Porto. Neste município predomina o granito e as rochas do complexo xisto-grauváquico, estabelecido desde o Velho Massivo, cuja origem ocorreu antes do final do Paleozóico (Pedrosa et al., 1985).

A figura 2.1 mostra as duas bacias hidrográficas estudadas, bem como a localização das estações de amostragem, que foram geo-referenciadas (GPS, Magellan 315).

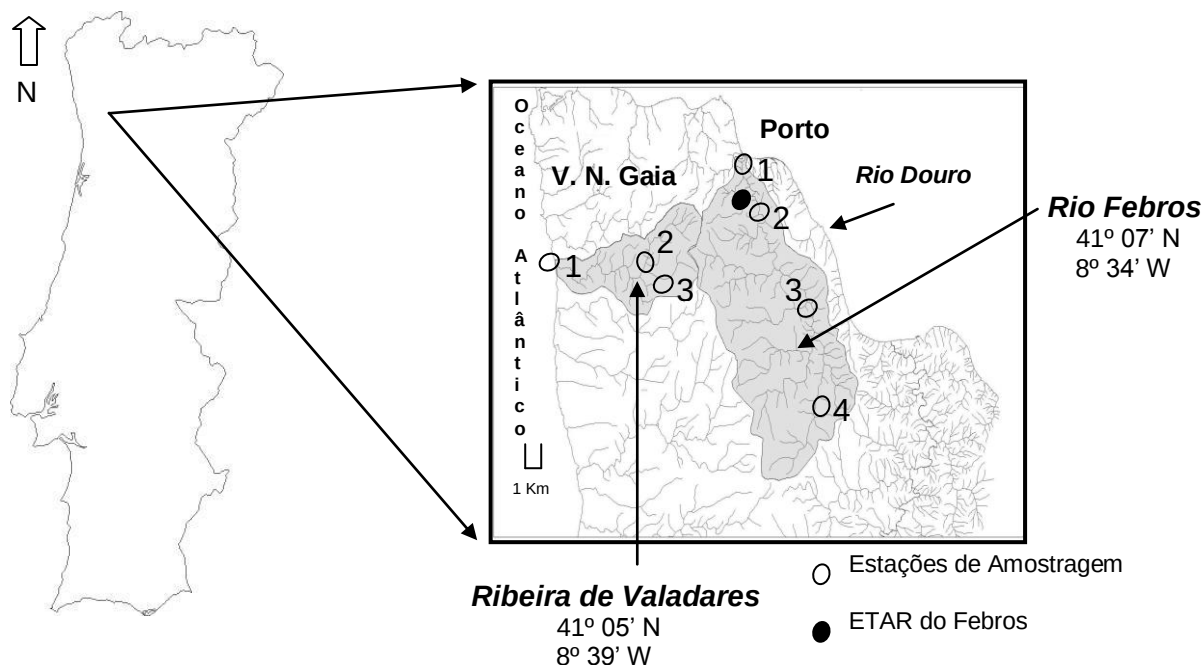


Figura 2.1 – Identificação das bacias hidrográficas do rio Febros e da ribeira de Valadares e localização das estações de amostragem e da ETAR do Febros.

2.1.1.1. Rio Febros

A bacia hidrográfica do rio Febros segue uma orientação Sul-Norte e possui uma área de 35,4 Km² (Tabela 2.1), atravessando, essencialmente zonas xistosas. A sua nascente situa-se em Seixezelo, próximo do limite sul do município de Gaia, e a sua foz localiza-se em Avintes (Figura 2.1). O seu vale apresenta características específicas, sendo a sua margem esquerda mais abrupta do que a direita (Pedrosa et al., 1985). Possui uma altitude média de 77,20 m (Figura 2.2) e o seu declive médio situa-se entre as cotas 0-50

e 200-250 m (Almeida, 1986). O índice de compacidade (K_c), que corresponde à razão entre o perímetro e a raiz quadrada da área da bacia, deste rio é 1,32, o factor de forma (K_f), que relaciona a forma da bacia com a de um rectângulo, correspondendo à razão entre a área de drenagem da bacia e o comprimento do seu eixo, é 0,15 e a sua densidade de drenagem (λ), que representa a relação entre o comprimento total dos cursos de água da bacia hidrográfica e a área ocupada pela mesma, é 1,043 Km Km⁻² (Ribeiro, 2002). Ao longo do seu trajecto o Febros atravessa zonas de elevada densidade populacional (população total $\approx$ 63 000), e importantes zonas industriais e terrenos agrícolas. Próximo da sua foz existe, também, uma praia fluvial (Areíño). Nesta bacia hidrográfica o trabalho foi realizado em quatro estações de amostragem (Figura 2.1 e Anexo), incluindo a foz do rio Febros e mais três locais, sujeitos a diferentes tipos de intervenção humana, entre 0,1 Km (foz) e 11,1 Km (estação mais a montante). Estas quatro estações foram escolhidas após a realização de pré-amostragens efectuadas inicialmente em 23 pontos, e posteriormente num total de 12 pontos ao longo do curso principal do rio. Para tal, teve-se em consideração as diferentes pressões a que todo o curso de água estava sujeito, inerente às diferentes ocupações dos solos adjacentes, nomeadamente o aumento das áreas urbanas/social em direcção a jusante e o aumento dos solos agrícolas para montante (cf. Resultados). Na figura 2.1 pode-se observar, também, a localização aproximada da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) do Febros, dimensionada para uma população equivalente de 80 000 hab, e que pode tratar um caudal de 39 605 m³ dia⁻¹.

Tabela 2.1 – Caracterização da bacia hidrográfica do rio Febros.

Bacia	Area	Perímetro	Comprimento	Nascente	Foz
Hidrográfica	(Km ²)	(Km)	(Km)		
Febros	35,4	28,14	15,3	Seixezelo	Cais do Esteiro (Rio Douro)

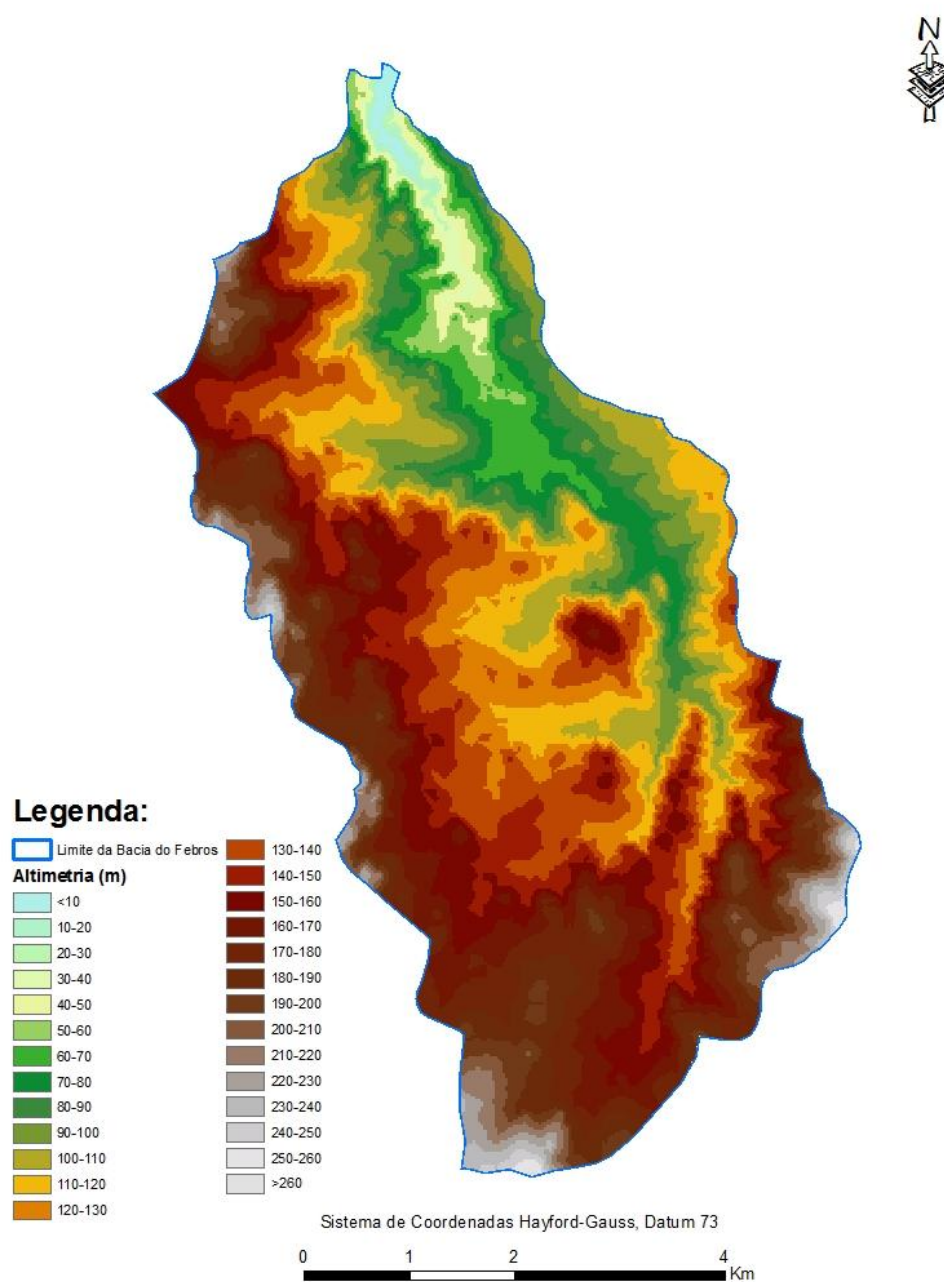


Figura 2.2 – Altimetria da bacia hidrográfica do rio Febros.

2.1.1.2. Ribeira de Valadares

A bacia hidrográfica da ribeira de Valadares segue uma orientação Este-Oeste (Figura 2.1), atravessando zonas de declive pouco acentuado (entre 5 e 190m, Figura 2.3), com dominância de zonas graníticas e com uma área total de 11,14 Km² (Tabela 2.2). O índice de compacidade (K_c , razão entre o perímetro e a raiz quadrada da área da bacia) desta ribeira é 1,37, o seu factor de forma (K_f , razão entre a área de drenagem da bacia e o comprimento do seu eixo) é 0,15, e a sua densidade de drenagem (λ , razão entre o comprimento total dos cursos de água da bacia hidrográfica e a área ocupada pela mesma) é 2,364 Km Km⁻² (Ribeiro, 2002). O seu percurso, por vezes sinuoso, é acompanhado por uma densidade populacional elevada (população média de 41 000 habitantes), algumas zonas industriais, um elevado número de terrenos agrícolas e um cemitério (Carvalho, 2002). As culturas predominantes são semelhantes às existentes ao longo do rio Febros (vinha, milho, batatas, vegetais, pomares e pastagens). Na ribeira de Valadares o trabalho foi realizado em três estações de amostragem (Figura 2.1 e Anexo), incluindo a sua foz e locais susceptíveis de serem restaurados, entre 0,5 Km (foz) e 7,7 Km (estação mais a montante). Estas três estações foram escolhidas após a realização de várias campanhas de pré-amostragem, inicialmente efectuadas em 52 pontos e posteriormente em 15 pontos, localizados ao longo do curso principal e das ramificações da ribeira. Para esta escolha considerou-se a diferente forma de ocupação do solo, pois, apesar de ser predominantemente urbana, verifica-se um aumento das áreas urbanas/social em direcção a montante, paralelamente a um decréscimo das áreas agrícolas no mesmo sentido (cf. Resultados).

Tabela 2.2 – Caracterização da bacia hidrográfica da ribeira de Valadares.

Bacia	Area	Perímetro	Comprimento	Nascente	Foz
Hidrográfica	(Km ²)	(Km)	(Km)		
Valadares	11,14	16,28	8,7	Mafamude	Praia de Valadares (Oceano Atlântico)

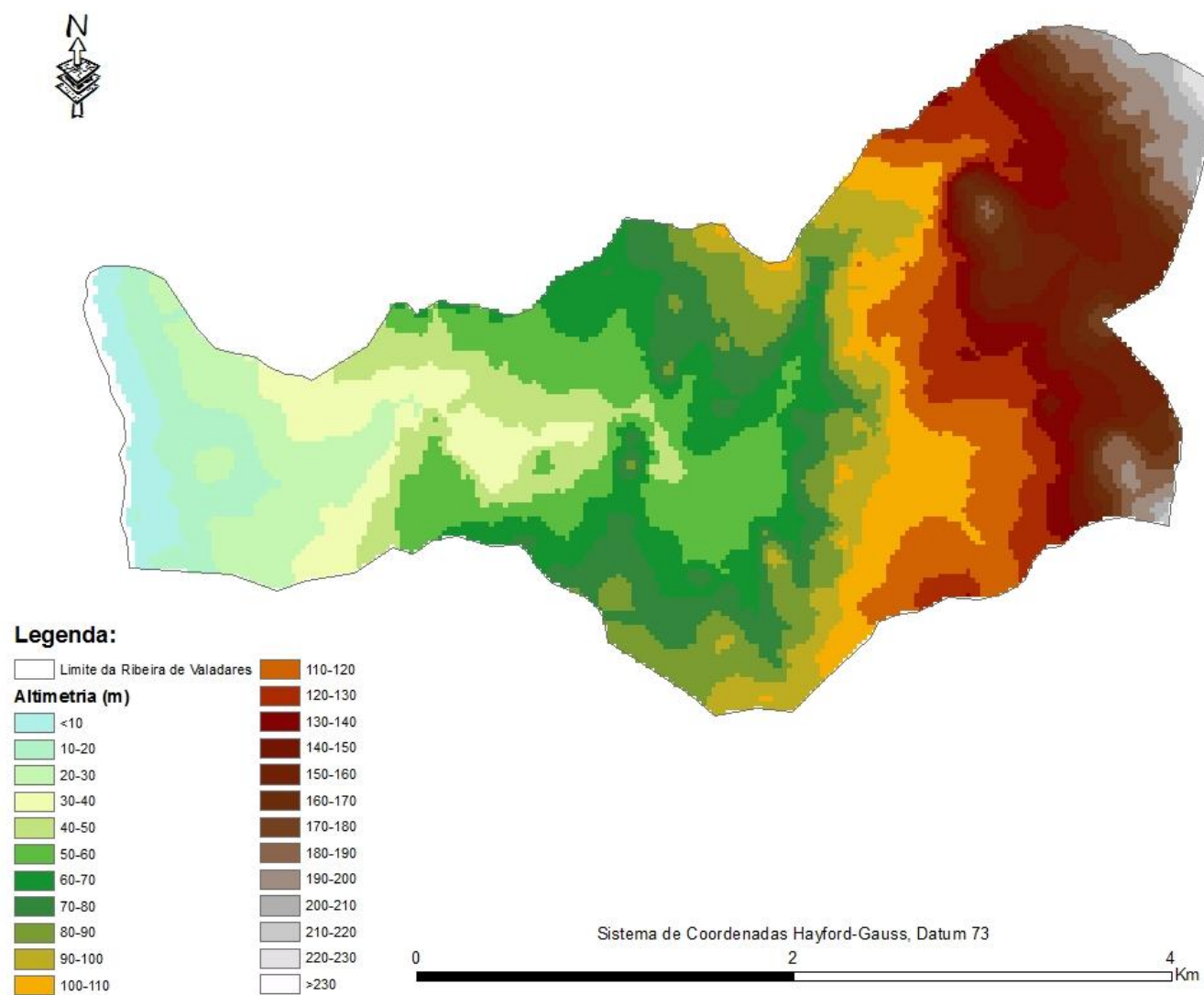


Figura 2.3 – Altimetria da bacia hidrográfica da ribeira de Valadares.

2.2. Utilização do CORINE Land Cover de 1990 e de 2000 na análise da ocupação do solo e cálculo das métricas de paisagem nas duas bacias hidrográficas em estudo

Uma vez que o número de classes da legenda original da CORINE Land Cover é elevado (44), optou-se numa primeira fase, por reclassificar essa mesma legenda em dezasseis classes distintas para o rio Febros: Tecido urbano contínuo; Tecido urbano descontínuo; Indústria, comércio e equipamentos gerais; Redes viárias e ferroviárias e espaços associados; Áreas de extracção mineira; Áreas em construção; Culturas anuais de sequeiro; Culturas anuais de regadio; Culturas anuais associadas às culturas permanentes; Sistemas culturais e parcelares complexos; Agricultura com espaços naturais; Florestas de folhosas; Florestas de resinosas; Florestas mistas; Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações, e Linhas de água. E em treze classes distintas para a ribeira de Valadares: Tecido urbano contínuo; Tecido urbano descontínuo; Indústria, comércio e equipamentos gerais; Áreas de extracção mineira; Áreas em construção; Culturas anuais de sequeiro; Agricultura com espaços naturais; Florestas de resinosas; Florestas mistas; Matos; Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações; Praias, dunas e areais, e Mar e oceano.

Posteriormente, importaram-se as duas cartas de ocupação e uso do solo, obtidas para os anos de 1990 e 2000, para o *software Arc View* de modo a ser possível analisar os padrões espaciais para a quantificação da estrutura da paisagem a partir da extensão PATCH ANALYST (Elkie et al., 1999). Esta aplicação é uma extensão do *Software* de SIG *ArcView* 3.2, que permite calcular quase todos os índices do *software* Fragstats, acrescentando outras funcionalidades. O procedimento adoptado foi igual para os dois mapas (1990 e 2000).

Para esta quantificação consideraram-se a extensão em área e a distribuição espacial dos polígonos, dentro do mosaico de paisagem desejada. De acordo com Carrão et al. (2001), as métricas ou indicadores de paisagem podem incluir duas categorias gerais: métricas de composição, e métricas de configuração da paisagem. Deste modo, das métricas disponíveis no programa utilizado, seleccionaram-se as que se mostraram mais sensíveis para caracterizar a área de estudo: N^oM – N^o de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens; IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área; IDS – Índice de Diversidade de Shannon, e IEDS – Índice de Equidade de Distribuição de Shannon.

Relativamente a cada uma das métricas utilizadas pode dizer-se, resumidamente, que o Nº de Manchas indica o número total de manchas, representando um indicador da configuração da paisagem, apesar de não ser espacialmente explícito. É um indicador da heterogeneidade da paisagem, ou seja, quanto maior for o número de manchas, menor é o grão da paisagem, verificando-se que a heterogeneidade espacial ocorre a uma menor escala (Forman, 1995). A Dimensão Média das Manchas, isto é, a área de cada mancha na paisagem é, possivelmente, a informação mais útil e importante que uma paisagem contém, possibilitando ainda, comparar, de um modo interessante, diferentes classes, atendendo a que a redução progressiva da dimensão dos habitats é uma componente fundamental da fragmentação da paisagem. Importa, também, referir que a magnitude dos valores é comandada pelo grão da paisagem, a que corresponde a dimensão mínima das manchas (neste caso é de 30 metros, devido ao formato *raster* da classificação – imagens Landsat). O Desvio Padrão da Dimensão das Manchas é uma medida da variação absoluta, que varia em função da dimensão média das manchas e da diferença de tamanho entre manchas (Forman, 1995). Esta estatística de 2ª ordem traduz um aspecto essencial da heterogeneidade da paisagem, que não pode ser quantificado com as estatísticas de 1ª ordem (Dimensão Média das Manchas), permitindo, assim, medir a heterogeneidade da heterogeneidade (Casimiro, 1993). Segundo Forman (1995), a quantidade Total de Margens é um bom indicador da configuração da paisagem, apesar de não ser um índice espacialmente explícito. Contudo, de uma forma natural, quanto maior for o número de manchas, maior a extensão das suas margens, o que implica uma maior heterogeneidade e maior fragmentação da paisagem a uma escala mais “fina”. A Densidade das Margens é um índice semelhante ao Total de Margens, relativizado, no entanto, pela dimensão total da paisagem, sendo, por isso mesmo, expresso em metros por hectare. Este facto facilita a comparação de paisagens com diferentes dimensões (Casimiro, 1993). Assim, os seus valores e amplitudes de variação são iguais aos valores absolutos de margem existente na paisagem. O Índice Médio de Forma baseia-se na relação entre o perímetro e a área de cada uma das manchas, medindo a complexidade da forma das manchas em função duma forma básica que representa um mínimo de complexidade. Deste modo, segundo Casimiro (1993) quanto maior for o valor do IMF, maior é a complexidade das manchas na paisagem. O Índice Médio de Forma Ponderado pela Área das manchas baseia-se, tal como o índice anterior, na relação entre o perímetro e a área das manchas, medindo igualmente a complexidade da forma das manchas em função duma forma básica, mas efectuando uma ponderação em função da dimensão de cada mancha. Assim, quanto maior for a mancha, maior é a ponderação (Forman, 1995). Segundo Casimiro (1993), um fractal é (de um modo muito simples) uma forma geométrica que tem uma estrutura espacial igual a várias escalas, auto-

semelhança. Assim, a dimensão fractal de um objecto que possui uma determinada forma pode ser calculada por um método de perímetro-área, que quantifica a complexidade dessa forma. Para além disso, o grau de complexidade de um polígono é caracterizado por uma dimensão fractal (D) tal que o perímetro (P) de uma mancha é relacionado com a área (A) da mesma mancha do seguinte modo:

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

Para formas Euclidianas simples (por ex. círculos, quadrados e rectângulos), P é igual à raiz quadrada da área e a dimensão fractal é igual a 1. Com o aumento da complexidade dos polígonos o perímetro também aumenta, ocupando uma área cada vez maior e $P \approx A$ com D a tender para 2, afastando-se duma geometria Euclidiana. Logo, segundo Forman (1995), quanto mais complexa for a forma e quanto maior for a sua margem, maior é a dimensão fractal da mancha. A Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área resulta do índice anterior, sendo que, quanto maior for a dimensão fractal média das manchas, maior é a ponderação. O Índice de Diversidade de Shannon quantifica a composição da paisagem, através da sua diversidade. Com base na teoria da informação (como conceito matemático excepcionalmente abstracto) este é o índice mais popular, e o seu valor representa a quantidade de “informação” por mancha. São duas as componentes que influenciam este índice: riqueza – número de classes de manchas presentes, associada à composição da diversidade, e equidade de distribuição - proporção de área das diferentes classes, associada à componente estrutural da diversidade. Assim, o índice é igual a zero quando a paisagem só contém uma classe de manchas, e aumenta com o respectivo aumento do número de classes, conforme a distribuição de área pelas várias classes se torna mais equitativa, ou quando as duas aumentam (Forman, 1995). Tal como já foi referido, para uma paisagem a equidade de distribuição refere-se à proporção da distribuição de área por cada classe de manchas, sendo expressa como o grau de diversidade, dividido pela diversidade máxima possível para uma determinada riqueza de manchas. Para qualquer nível de riqueza, a diversidade máxima de riqueza tem por base uma distribuição igual de área para as várias classes de manchas. Deste modo, para um determinado número de classes de manchas, a diversidade observada dividida pela diversidade máxima (ou seja, distribuição igual), representa a redução proporcional no Índice de Diversidade, atribuível à falta de equidade na distribuição das áreas (Casimiro, 1993). Assim, o Índice de Equidade é igual a zero quando a paisagem só contém uma mancha (nenhuma diversidade), e aproxima-se de zero quando a distribuição de área entre as várias classes de manchas se torna cada vez menos equilibrada (domínio de uma classe). Por outro lado, quando a distribuição de área entre as várias classes é

absolutamente igual (abundâncias proporcionais iguais para todas as classes) o índice é igual a um.

O programa utilizado permite obter métricas da paisagem a três escalas (níveis) distintas (os): mancha; cada uso do solo, e paisagem. Neste trabalho, os índices foram aplicados de um modo temporal, para analisar a sua variação entre as duas datas (1990 e 2000), tanto para a Paisagem como um todo, como para cada uso. Utilizaram-se estes dois anos para se avaliar a existência da fragmentação da paisagem e obter uma perspectiva da alteração/evolução do uso do solo durante a década em questão. Por outro lado, são as coberturas aéreas mais próximas do início das amostragens efectuadas para a realização deste trabalho.

Tal como se pode verificar no capítulo dos Resultados, o cálculo da ocupação do solo foi feito segundo duas abordagens distintas: para toda a bacia hidrográfica, através da utilização do CORINE Land Cover de 1990 e de 2000 (escala 1:100 000) e manualmente utilizando fotografias aéreas de 2002 (Febros, escala 1:8 000 e Valadares, escala 1:4 500), e para *buffers* de 1 Km de raio em cada uma das estações de amostragem, recorrendo às mesmas fotografias aéreas de 2002 e ao ArcGIS. Como sistema de apoio ao trabalho desenvolveu-se um SIG que permitiu criar bases de dados geo-referenciadas para as bacias hidrográficas em estudo. Deste modo, diversas operações comuns em ambiente ArcGIS (ArcInfo 9.0) possibilitaram a integração, gestão, criação e manipulação das informações pretendidas.

2.3. Estratégia de Amostragem

2.3.1. Pré-Amostragens, Amostragens e Ciclos Horários (19h)

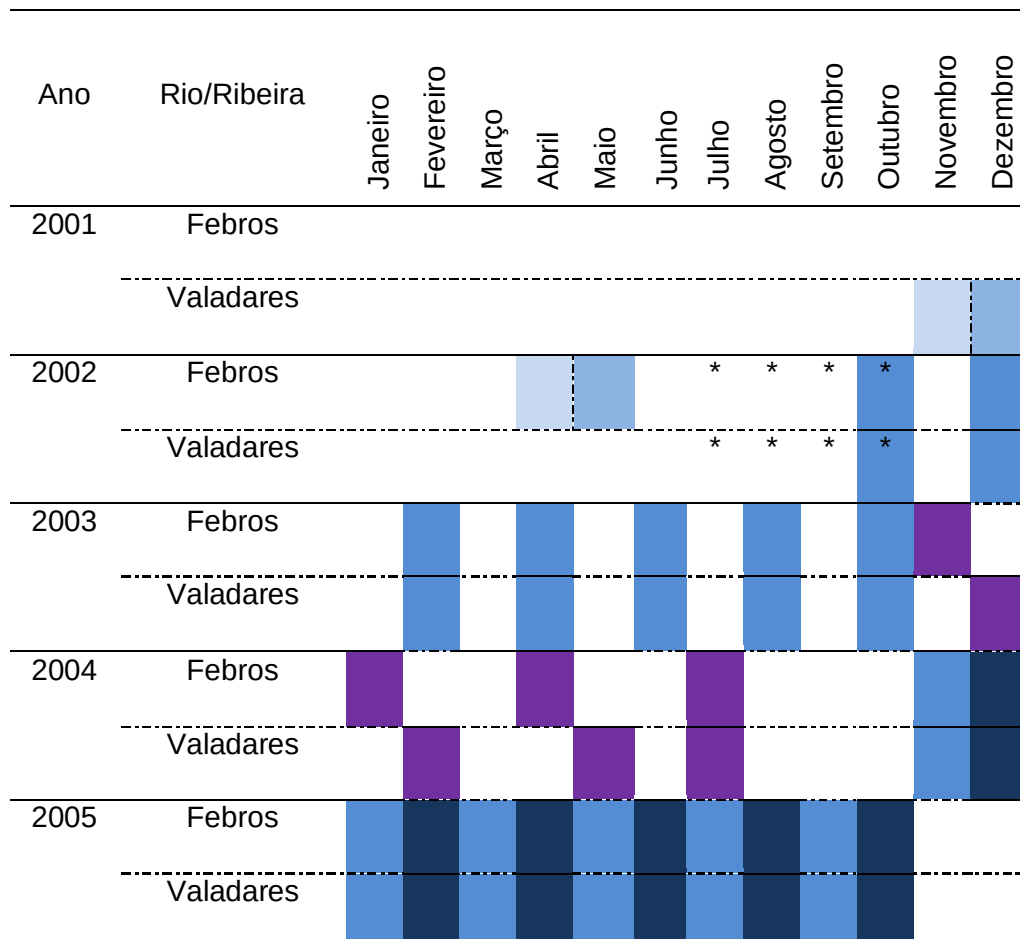
A 16 e 28 de Novembro de 2001, em 52 pontos da ribeira de Valadares, e a 4 e 10 de Abril de 2002, em 23 pontos do rio Febros, realizaram-se as primeiras campanhas de pré-amostragem, durante as quais se efectuou a caracterização física e química da água (Tabela 2.3).

Nas campanhas de pré-amostragem seguintes, realizadas a 17 e 18 de Dezembro de 2001, na ribeira de Valadares e a 8 e 10 de Maio de 2002, no rio Febros, o elevado número de pontos de amostragem foi reduzido para 15 e 12, respectivamente, em cada uma das bacias hidrográficas, de modo a facilitar e viabilizar os respectivos trabalhos de campo e laboratorial. Nestas pré-amostragens procedeu-se à caracterização física, química, biológica e bacteriológica da água e, ainda, à recolha de sedimento, para uma identificação preliminar de macroinvertebrados bentónicos (Tabela 2.3).

Após a amostragem de 30 de Outubro de 2002 passaram a amostrar-se 3 pontos na ribeira de Valadares e 4 no rio Febros, tendo em atenção os factores previamente mencionados, bem como a sua maior acessibilidade e maior possibilidade de serem recuperados. Para além disso, foram acrescentados dois novos parâmetros: o número de bactérias heterotróficas viáveis aeróbias (VHBA) e a percentagem de matéria orgânica, tendo-se eliminado a determinação da sílica. O esquema de amostragens seguido neste trabalho pode ser observado na tabela 2.3.

Uma vez que as pequenas bacias hidrográficas estudadas no presente trabalho estão sujeitas a múltiplos factores, como é habitual em cursos de água que atravessam áreas densamente urbanizadas, realizaram-se, ainda, amostragens de 19 h (das 6h às 24h), na foz de cada uma destas bacias. Estes ciclos horários de 19h foram efectuados em cada uma das estações do ano, de modo a avaliar variações de curta duração (de hora a hora), nomeadamente no que se refere aos CF (relacionados com o lançamento de esgotos), caudal (variável ao longo do dia e com as estações do ano), teor em clorofila *a* e nutrientes químicos - amónia, ortofosfatos, nitritos e nitratos (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 – Esquema de amostragens seguido no presente trabalho:  - Pré-amostragens de água;  - Pré-amostragens de água e sedimento; * - Amostragens quinzenais de água (entre 15 de Julho e 1 de Outubro);  - Ciclos horários (19h);  - Amostragens de água, sedimento e macroinvertebrados;  - Amostragens de água.



2.4. Qualidade da Água

2.4.1. Amostras de Água

Para a caracterização da água utilizou-se uma sonda multiparamétrica (YSI 600 XL), obtendo-se, *in situ*, os seguintes parâmetros: temperatura, condutividade relativa e específica, sólidos suspensos totais (SST), oxigénio dissolvido e percentagem de saturação, pH e potencial de oxi-redução (POR).

As amostras de água foram recolhidas submergindo frascos de vidro (para as bactérias) e de plástico (para os nutrientes químicos e Clorofila *a*) em água corrente, no sentido

contrário ao fluxo do rio para minimizar a contaminação pelo operador. Todo o material foi lavado e preparado de acordo com a metodologia padronizada.

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados laboratorialmente neste trabalho, bem como as metodologias utilizadas encontram-se resumidos na tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados laboratorialmente, réplicas, metodologias e respectivas referências bibliográficas.

Parâmetro (unidades)	Réplicas	Metodologia	Referência Bibliográfica
Caudal (Q) ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)		$Q = \text{Velocidade (V)} \times \text{Secção (A)}$	
Ortofosfatos (PO_4^{3-}) (μM)	triplicado	Método de Koroleff – reacção dos iões ortofosfatos com uma solução de molibdato de amónia, originando ácido fosfomolibdico que é reduzido com solução de ácido ascórbico, produzindo o complexo fosfórico molibdato.	Grasshoff et al., 1983
Nitritos (NO_2^-) (μM)	triplicado	Reacção do nitrito com a sulfanilamida, originando um composto diazotado que se liga a uma segunda amina aromática (N-(1-naftil)-etilenodiamina).	Grasshoff et al., 1983
Nitratos (NO_3^-) (μM)	triplicado	Adaptação da técnica da redução do cádmio esponjoso, subtraindo o valor de nitrito do total.	Jones, 1984
Amónia (NH_4^+) (μM)	triplicado	Método de Koroleff – reacção da amónia com o hipoclorito formando o composto monocloramina.	Grasshoff et al., 1983
Clorofila (Chla) (mg m^{-3})		Espectrofotometria após extracção com acetona a 90 % com homogenização celular, utilizando a equação tricromática da SCOR-UNESCO (1966).	Parsons et al., 1984; SCOR-UNESCO, 1966
Carência Química de Oxigénio (CQO) (mg l^{-1})		Termo-reacção (Merck TR320) e fotometria (SPECTROQUANT 118)	
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO ₅) (mg l^{-1})	duplicado	Determinação do oxigénio dissolvido através do método de Winkler modificado, antes e após 5 dias de incubação a $20 \pm 1^\circ\text{C}$, ao abrigo da luz.	Carpenter, 1965; Carrit & Carpenter, 1966
Turbidez (FTU)		Fotómetro (C114, Hanna Instruments)	
Coliformes Fecais (CF) (ufc 100 ml^{-1})	duplicado	Inoculação em mFC agar (Difco 0677 – 179), contagem após incubação de 24 h a $44,4 \pm 0,1^\circ\text{C}$.	Bordalo, 1993
Bactérias Heterotróficas Viáveis Aeróbias (BHVA) (ufc ml^{-1})	duplicado	Inoculação em agar nutritivo (OXOID CM19), contagem após incubação de 7 dias à temperatura ambiente.	Bordalo, 1993
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg l^{-1})		Filtração através de membrana filtrante de $0,4 \mu\text{m}$, secagem a 105°C (24h) e pesagem.	APHA, 1992

Foi seleccionado o Índice de Qualidade da Água Escocês modificado – IQA (SDD, 1976) por conter um índice flexível (que integra vários parâmetros físicos, químicos e orgânicos/microbiológicos) que, com adaptações específicas, tem sido aplicado a um vasto leque de ambientes, de temperados a tropicais (Bordalo et al., 2001; Bordalo et al., 2006). A utilização deste tipo de índices permite avaliar a qualidade da água das bacias estudadas, bem como a comparação da sua qualidade nas diferentes estações de amostragem. Neste trabalho, a versão original para água fria foi retida, com a redução do número de parâmetros inicial de 10 para 9. Deste modo, o IQA utilizado resulta da agregação de três grupos de parâmetros: físicos (temperatura, condutividade, sólidos suspensos), químicos (pH, amónia, oxigénio dissolvido) e orgânicos/microbiológicos (coliformes fecais, carência bioquímica de oxigénio, carência química de oxigénio) (Bordalo et al., 2006). O método escolhido para a agregação de sub-índices (média aritmética ponderada) é particularmente adequado para a indexação da qualidade geral da água (House, 1989). Na tabela 2.5 encontram-se os pesos relativos atribuídos a cada parâmetro para o cálculo dos IQAs (Bordalo et al., 2006). O IQA final obtém-se a partir dos valores da qualidade da água (q_i) e do peso de cada parâmetro individual (w_i), de acordo com a equação 1. No IQA usado, 0% representa a pior qualidade da água, e 100% a melhor. No presente trabalho, adoptaram-se as classes de avaliação de House & Ellis (1987): 10-25% altamente poluída; 26-50% poluída; 51-70% razoável; 71-90% boa e 91-100% muito boa.

$$IQA = 1/100 \left(\sum_{i=1}^9 q_i w_i \right)^2 \quad (\text{Eq. 1})$$

onde,

q_i – valores da qualidade da água;

w_i – peso de cada parâmetro individual.

Tabela 2.5 – Peso individual (w_i) atribuído a cada parâmetro para o cálculo dos IQAs.

	Parâmetro	Peso individual (w_i)
Físico	Temperatura	0,05
	Condutividade	0,06
	Sólidos suspensos	0,07
Químico	pH	0,09
	Amónia	0,12
	Oxigénio dissolvido	0,19
Orgânico/Microbiológico	Coliformes Fecais	0,12
	Carência Bioquímica de Oxigénio	0,15
	Carência Química de Oxigénio	0,15

2.4.2. Amostras de Sedimento

A recolha de sedimento foi efectuada manualmente, com uma pá, nos troços menos profundos dos rios. O sedimento não fixado foi tratado de modo a ser determinada a percentagem de matéria orgânica, secando as amostras a 105 °C (24 h), colocando-as de seguida na mufla, a 500 °C (4 h) (APHA, 1992).

A granulometria foi determinada peneirando as amostras e dividindo o sedimento em sete fracções: limo e argila (< 0,063 mm); areia muito fina (0,063 – 0,125 mm); areia fina (0,125 – 0,250 mm); areia média (0,250 – 0,5 mm); areia grossa (0,5 – 1 mm); areia muito grossa (1 - 2 mm), e areão (> 2 mm). Após essa separação, cada fracção foi pesada e expressa como uma percentagem do peso total.

2.4.3. Caracterização Biológica

Para a recolha de macroinvertebrados bentónicos utilizou-se uma rede de mão com uma abertura rectangular de 40 cm de comprimento x 20 cm de largura e malhagem de 500 µm. A recolha efectuou-se após um esforço constante de ressuspensão de sedimento, durante 3 minutos em cada estação de amostragem (Fontoura, 1993; Cortes et al., 2002). De seguida, o volume de sedimento recolhido foi fixado, *in situ*, numa solução (4%) de formaldeído e Rosa de Bengala e colocado num saco hermeticamente fechado. Uma vez

no laboratório, estas amostras foram lavadas com água corrente e filtradas (rede de 500 µm de malha), de modo a proceder-se à separação, contagem e identificação dos macroinvertebrados (Elliott & Mann, 1979; Fontoura, 1993; Macan, 1977; Tachet et al., 1994; Vidal Abarca & Luísa Suarez, 1985). Posteriormente identificaram-se os macroinvertebrados até à família, utilizando uma lupa binocular (Leica MZ12-5) com um aumento total entre 8 e 100x. Após a identificação, todos os macroinvertebrados foram preservados numa solução de álcool a 70% v/v. A determinação da qualidade biológica da água baseada nos macroinvertebrados foi feita através da utilização do Índice BMWP' – Biological Monitoring Working Party modificado (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), intensivamente utilizado na Península Ibérica e que se obtém adicionando a pontuação correspondente a cada família, atendendo ao seu nível de tolerância à contaminação orgânica. Para além da simplicidade que lhe está associada (Rico et al., 1992), mostra ser eficiente na quantificação do enriquecimento orgânico. Calculou-se, também, o Average Score Per Taxa (ASPT, que corresponde à razão entre o valor do BMWP' e o número total de taxa) (Armitage et al., 1983). Utilizou-se, ainda, o Índice de Riqueza Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT) (Barbour et al., 1999). Os resultados obtidos com este índice são indicativos da qualidade da água e permitem comparações entre locais. Valores baixos (poucas taxa EPT) podem indicar que a água apresenta uma qualidade degradada e, inversamente, valores elevados de EPT significam uma maior qualidade da água. A diversidade da macrofauna foi calculada utilizando o Índice de Diversidade de Shannon, H' (Shannon & Weaver, 1963), baseado na teoria da informação e que se refere à riqueza específica e à distribuição das frequências de distribuição dos diversos taxa em cada local.

2.4.4. Caracterização da área envolvente

2.4.4.1. Qualidade do Bosque Ripário (QBR)

Para avaliar o estado de conservação do sistema ribeirinho utilizou-se o Índice de Qualidade do Bosque de Ribeira (QBR) (Munné et al., 1998), através da classificação da composição e da estrutura do corredor ripário dos ecossistemas fluviais. A pontuação final deste índice varia entre 0 (qualidade mínima) e 100 (qualidade máxima), tendo-se em conta a geomorfologia do segmento do curso de água. O cálculo do valor deste índice é feito com base no preenchimento de uma tabela, dividida em quatro secções que sintetizam diferentes aspectos qualitativos do estado do bosque de ribeira: percentagem de cobertura vegetal; estrutura da cobertura vegetal; grau de naturalidade no que se refere às espécies e comunidades vegetais existentes, e grau de alteração física do

canal. Cada secção tem a mesma importância na pontuação final e possui uma pontuação independente que varia entre 0 (mínimo) e 25 (máximo). O resultado final deste índice obtém-se após a soma das pontuações de cada secção, variando entre 0 e 100, como já foi referido. Os valores assim obtidos são posteriormente comparados com uma tabela onde estão definidas as várias classes de qualidade. Paralelamente, utilizou-se o Índice ECOlogical STatus RIver MEDiterranean (ECOSTRIMED) (Prat et al., 2000) para avaliar a qualidade de todo o ecossistema fluvial (Tabela 2.6). Este índice pertence à família dos índices rápidos de qualidade da água (RBP: Rapid Bioassessment Protocol), uma vez que implica a utilização de amostragens simplificadas obtidas num curto período de amostragem. Para os rios mediterrânicos, o estado ecológico calcula-se combinando os valores de índices de qualidade do habitat fluvial e de qualidade da água. Neste caso, adoptou-se um índice de qualidade biológico baseado nos macroinvertebrados (BMWP'), e o índice de valorização do estado de conservação do sistema ribeirinho (QBR).

Tabela 2.6 – Determinação do estado ecológico (ECOSTRIMED) através da combinação dos valores do índice de qualidade BMWP' e do índice QBR.

BMWP'	QBR		
	> 75	45 – 75	< 45
> 100	Muito bom	Bom	Medíocre
61 – 100	Bom	Medíocre	Mau
36 – 60	Medíocre	Mau	Muito mau
< 36	Mau	Muito mau	Muito mau

2.4.4.2. River Habitat Survey (RHS)

Procedeu-se a uma análise detalhada das condições físicas dos habitats ribeirinhos e do corredor ripário utilizando uma adaptação do River Habitat Survey (RHS) (Raven et al., 1998). Este método permite quantificar as modificações da qualidade do habitat fluvial e ribeirinho (índice HQA – Habitat Quality Assessment), e a extensão da modificação (artificialização) do canal (índice HMS – Habitat Modification Score). Neste trabalho utilizou-se uma modificação do HQA (HQAm), bem como uma modificação do HMS (HMSm). O RHS constitui um suporte sistemático para o armazenamento e análise de dados associados à estrutura física dos cursos de água e pode ser considerado como

uma medida abrangente da diversidade e “naturalidade” da estrutura do habitat num determinado local (Raven et al., 1998). A recolha original de dados baseia-se em dois tipos de observações: uma observação contínua padronizada ao longo de 500 m de comprimento do canal do rio (varrimento), e por 10 transectos (*spot checks*) separados por 50 m. No entanto, como foi mencionado, neste trabalho a colheita de informação para a determinação do RHS foi alterada em relação ao processo original: diminuiu-se o troço amostrado, que passou a ter um comprimento de 50 m, compreendendo, 5 transectos separados de 10 m, tendo-se efectuado o varrimento ao longo da distância definida para esse segmento. A redução da área de caracterização do habitat permitiu a sua melhor ligação com a fauna macrobentónica, visando obter uma interacção adequada entre os dados biológicos e os descritores do habitat. De facto, já vários autores demonstraram uma fraca relação entre o RHS e dados biológicos, que foi atribuída a diferentes escalas de análise: enquanto os dados biológicos, tais como a fauna bentónica, são obtidos a partir de um grupo de micro-habitats; o RHS utiliza uma escala maior, de um ou mais meso-habitats (Tickner et al., 2000; Davenport et al., 2004; Cortes et al., 2008).

Na tabela 2.7 encontram-se as categorias descritivas do canal de acordo com os valores de HMS e a correspondente classe HMI, bem como a descrição da qualidade do habitat atendendo à pontuação do HQA e respectivas classes. De salientar que a qualidade do HQA deve ser comparada com situações de referência para as mesmas condições hidrogeomorfológicas e que, para cada local, o valor do HQA resulta da soma dos valores de todos os componentes de diferentes categorias (estrutura da vegetação das margens, tipo de corrente, árvores, características das margens e do canal, substrato do canal, vegetação do canal, uso do solo, acumulações de areia e características especiais), podendo variar entre 10 e 80 (Szozzkiewicz et al., 2006). Para além disso, uma maior pontuação do HQA corresponde a um habitat de maior qualidade, contrariamente ao que ocorre com o HMS (Tabela 2.7). De facto, os valores de HMS variam, normalmente, entre 0 (ausência de atributos característicos de modificação) e 100 (presença de muitos atributos característicos de modificação) (Szozzkiewicz et al., 2006).

Tabela 2.7 – Categoria descritiva do canal, segundo os valores de HMS e correspondente classe HMI, e descrição da qualidade do habitat segundo a pontuação e respectiva classe do HQA.

Pontuação	Categoria descritiva do canal	Classe	Pontuação	Classe	Descrição
HMS		HMI	HQA	HQA	Qualidade Habitat
0	Pristino	1			
0 – 2	Semi-natural		10 – 26	5	Muito pobre
3 – 8	Predominantemente não modificado	2	27 – 34	4	Pobre
9 – 20	Obviamente modificado	3	35 – 41	3	Razoável
21 – 44	Significativamente modificado	4	42 – 48	2	Elevada
45 – 100	Severamente modificado	5	49 – 80	1	Muito elevada

2.5. Definição das escalas de avaliação

Os valores obtidos com os diferentes índices, IQA, BMWP', ASPT, EPT, H', QBR, HMSm e HQAm, foram utilizados conjuntamente, de modo a calcular classes médias de valores para cada estação. Para cada índice foram estabelecidas as classes destinadas a quantificarem o *stress* ambiental de modo a maximizarem a natureza relativa dos dados entre as estações. Deste modo, para cada um dos índices, todos os valores foram padronizados numa gama entre 0 e 10, utilizando a seguinte fórmula:

$$\text{Valor Escalado} = [(\text{valor} - \text{mínimo}) / (\text{máximo} - \text{mínimo})] \times 10$$

A média dos valores padronizados foi, depois, utilizada, para estimar o estado global de cada uma das estações de amostragem. De salientar que, para o cálculo das classes do HMSm utilizaram-se os valores inversos, uma vez que a pontuação deste índice diminui com o aumento da degradação ambiental.

Tal como acontece com qualquer outro processo de classificação, existe um certo grau de subjectividade. Contudo, este procedimento proporciona uma forma válida de integrar os vários índices, possibilitando uma caracterização do estado global, bem como a comparação das estações estudadas e a análise de tendências espaciais.

2.6. Adaptação do Índice KT

Para a determinação do estado de conservação das bacias hidrográficas em estudo foi utilizada uma adaptação do Índice KT, desenvolvido no Plano Nacional da Água e

aplicado previamente noutras bacias (Cortes et al., 2002), podendo ser considerada uma pré-classificação do estado de conservação dos ecossistemas (Fernandes et al., 2007).

A partir desta adaptação foi produzido e calculado um índice final (KT_{FV} – Índice do Estado de Conservação para o Febros e Valadares) que integra factores abióticos e bióticos, de modo a permitir classificar o estado global dos cursos de água estudados (Cortes et al., 2002). Para tal utilizaram-se 3 tipos de variáveis (Tabela 2.8), que foram combinadas para se determinar a condição ecológica global dos rios estudados.

Tabela 2.8 – Variáveis (FQM, B_i e H_i) utilizadas no cálculo do Índice KT_{FV} , sendo FQM – variáveis físico-químicas e microbiológicas, agrupadas no IQA; B_i – variáveis biológicas, com base nos índices BMWP', H' , ASPT e EPT; H_i – variáveis de habitat, incluídas nos índices QBR, HMSm e HQAm.

Variável		Índices utilizados	Nº Índices integrados
FQM	IQA	Integra parâmetros físico-químicos e microbiológicos	1
B_i	BMWP' H' ASPT EPT	Integra parâmetros biológicos	4
H_i	QBR 1/HMSm HQAm	Integra parâmetros de habitat	3

Para o cálculo do KT_{FV} teve-se em consideração que o valor final deveria ser independente do número de variáveis com informação disponível, bem como da sua variação relativa em cada caso. De facto, este índice combina informação discreta ou local (por ex. índice biótico ou qualidade da água), extrapolada para todo o curso de água, o qual é caracterizado de forma contínua (Cortes et al., 2002). Utilizou-se a fórmula da equação 2, que integra uma dupla padronização.

$$KT_{FV} = FQM + \sum \left(\frac{Bi - \overline{Bi}}{s(\overline{Bi})} \right) / nBi + \sum \left(\frac{Hi - \overline{Hi}}{s(\overline{Hi})} \right) / nHi \quad (\text{Eq. 2})$$

onde,

n – número de índices que cada variável integra;
s – desvio padrão.

Com o objectivo de todas as variáveis terem uma importância idêntica para a definição da classificação final do estado de conservação (KT_{FV}), dado que apresentam valores muito díspares entre si, cada uma delas foi classificada em 5 classes, entre Classe I – Muito perturbado e Classe V – Pouco perturbado (Tabela 2.9).

Tabela 2.9 – Classes de classificação do estado de conservação final KT_{FV} .

Variação	Classes
349 – 944	I (Muito Perturbado)
945 – 1539	II
1540 - 2134	III
2135 - 2729	IV
2730 - 3324	V (Pouco Perturbado)

2.7. Análise de Dados

Todas as análises químicas e bacteriológicas foram realizadas em triplicado e duplicado, respectivamente, sendo os resultados os valores médios dessas réplicas. Os dados relativos aos Coliformes Fecais (CF) e Bactérias Heterotróficas Viáveis Aeróbias (BHVA) foram logaritmizados de modo a estabilizar a variância. Os mapas 2D de variação temporal e espacial da amónia, nitrato, CF e IQA foram obtidos com o *software* do SURFER, utilizando o *kriging* como método de interpolação. Para a caracterização das margens e dos canais dos dois rios em estudo utilizou-se o *software* do River Habitat Survey (RHS), versão 3.3, através do HQA e HMS. De modo a determinar o efeito das estações de amostragem e da sazonalidade nas variáveis ambientais, utilizaram-se métodos paramétricos como a análise de variância ANOVA, através do STATISTICA 6.0., complementadas com o teste *a posteriori* Tukey HSD para determinar diferenças significativas entre pares de médias. Aplicou-se o coeficiente de correlação de Pearson para identificar relações significativas entre as variáveis ambientais, entre os índices e também entre estes últimos e as variáveis ambientais. Os métodos não paramétricos utilizados envolveram várias análises multivariadas realizadas com o *software* do

PRIMER 5 – (Clarke & Warwick, 1994): as variáveis ambientais foram examinadas utilizando a Análise de Componentes Principais (PCA) e utilizou-se a ordenação de Escalonamento Multi-Dimensional não métrico (nMDS) com base na medida de similaridade de Bray-Curtis para determinar padrões temporais nos dados biológicos (Bray & Curtis, 1957). Os dados relativos às famílias de macroinvertebrados foram transformados [$\log_{10} (x+1)$] de modo a reduzir a influência das famílias abundantes. A influência das variáveis ambientais na variação da abundância dos macroinvertebrados bentônicos foi avaliada através da Análise Canônica de Correspondência (CCA), que consiste na análise directa de gradientes (Ter Braak, 1986), utilizando-se o *software* CANOCO 4.5. A abundância de famílias de macroinvertebrados foi transformada [$\log_{10} (x+1)$] e procedeu-se, igualmente, ao *downweighting* das famílias menos abundantes (atribuição de pesos inferiores). A significância dos eixos obtidos pelo modelo canónico foi obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo (Ter Braak & Smilauer, 2002). Utilizaram-se os coeficientes de correlação *inter-set* (correlações entre as variáveis ambientais e a localização gráfica das amostras, que varia com a respectiva localização gráfica das espécies) para avaliar a importância das variáveis ambientais, considerando-se que estas são biologicamente importantes quando o *inter-set* $\geq 10,41$ (Hair et al., 1984; Rakocinski et al., 1996). Na delimitação das bacias hidrográficas, definição dos *buffers* de 1 Km de raio e cálculo do uso do solo utilizou-se o ArcGIS (ArcInfo 9.0). Para o cálculo dos índices do *software* Fragstats utilizou-se a extensão PATCH ANALYST (Elkie et al., 1999) do *software* de SIG Arcview 3.2.

3. RESULTADOS

3.1. *Pré-Amostragens*

Os dados relativos às primeiras campanhas de pré-amostragem encontram-se nas tabelas 3.1 e 3.2, para o rio Febros e ribeira de Valadares, respectivamente. Estas amostragens foram realizadas inicialmente em 23 pontos do rio Febros (a 4 e 10 de Abril de 2002) e 52 pontos da ribeira de Valadares (a 16 e 28 de Novembro de 2001), com o principal objectivo de identificar as duas bacias hidrográficas (conhecer o seu trajecto, da foz até às respectivas nascentes) e caracterizar físico-quimicamente a sua água (criação de uma base de dados). Esta primeira abordagem revelou-se essencial ao prosseguimento do trabalho, devido à escassez de dados relativos ao rio Febros e à inexistência dos mesmos no caso da ribeira de Valadares. Paralelamente à recolha de dados com a sonda multiparamétrica, procedeu-se ao registo fotográfico de cada ponto de amostragem, para facilitar a sua identificação posterior.

Em relação ao rio Febros, verificou-se que os valores dos parâmetros obtidos com a sonda registaram oscilações relacionadas, certamente, com as condições climatéricas (Primavera), hora do dia em que as amostragens foram efectuadas, grau de ensombramento dos pontos de amostragem, proximidade de campos agrícolas e tipo de solo atravessado por este curso de água. Estes factores explicam, portanto, as pequenas variações da temperatura da água (entre 11,96 e 14,10 °C), a condutividade obtida ao longo do rio, bem como os restantes parâmetros (Tabela 3.1). De um modo geral a água encontrava-se bem oxigenada, com valores de oxigénio dissolvido entre 97,6 e 145,3 %, verificando-se um predomínio de valores mais elevados a montante. O pH apresentou valores semelhantes ao longo de todo o rio, salientando-se, contudo, um valor mais elevado no 3º ponto do Parque Biológico (8,32), e valores ligeiramente inferiores nas estações localizadas mais a montante (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos com a sonda multiparamétrica, na primeira campanha de pré-amostragem realizada no rio Febros (4 e 10 de Abril de 2002), em 23 pontos de amostragem. E. A. – Estação de Amostragem; OD – Oxigénio Dissolvido; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; POR – Potencial de Oxidação-Redução; os números colocados a seguir ao local/rua significam uma localização a montante do ponto anterior (1- ponto a jusante, 2 e 3 – pontos a montante).

E. A.	Local/Rua	Temp. (°C)	Cond. Esp. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	SDT (g l^{-1})	OD (%)	OD Conc. (mg l^{-1})	pH	POR (mV)
1	Foz	12,30	291	0,19	97,6	10,44	7,37	194
2	R. das Ceifeiras	13,03	291	0,19	112,9	11,88	7,39	233
3	R. da Giesta	12,66	283	0,18	126,4	13,41	7,22	300
4	R. da Balsa	12,61	284	0,18	114,6	12,18	7,34	240
5	Ponte da Pedra	12,83	296	0,19	117,2	12,38	7,04	319
6	Parque Biológico 1	12,12	275	0,18	116,0	12,46	7,23	194
7	Parque Biológico 2	12,13	273	0,18	127,7	13,72	7,27	171
8	Parque Biológico 3	11,96	278	0,18	116,8	12,59	8,32	95
9	R. Ponte Pereira	12,69	248	0,16	145,3	15,40	7,33	227
10	R. Costa de Cima 1	12,86	260	0,17	116,1	12,26	7,17	284
11	R. Costa de Cima 2	12,86	260	0,17	113,0	11,94	7,14	254
12	Pontão da Alheira	13,32	249	0,16	125,4	13,11	7,15	212
13	R. dos Namorados	13,16	224	0,14	122,9	12,90	7,09	238
14	R. do Rio do Lobo	13,57	196	0,13	141,9	14,76	7,20	215
15	R. da Carreira	13,69	228	0,15	123,4	12,79	7,41	221
16	R. de Remar	13,57	255	0,17	120,6	12,53	7,04	341
17	R. do Rio da Serra	13,54	251	0,16	131,1	13,64	7,12	190
18	R. do Carvalho	13,45	243	0,16	119,3	12,43	6,98	180
19	R. dos Salgueiros	13,43	242	0,16	119,0	12,41	6,83	162
20	R. do Ameal	13,09	269	0,18	107,0	11,24	6,91	114
21	R. da Vessada	13,17	322	0,21	119,2	12,50	6,80	148
22	Nascente 1	14,10	268	0,17	116,3	11,95	6,35	158
23	Nascente 2	14,32	334	0,22	126,2	12,90	6,06	276

No que se refere à ribeira de Valadares, as oscilações registadas nos vários parâmetros ao longo do seu trajecto também devem estar relacionadas com os mesmos factores que se referiram para o rio Febros. No entanto, convém salientar que as temperaturas da

água foram, de um modo geral, inferiores às do rio Febros, porque as amostragens foram realizadas no fim do Outono. Por outro lado, os valores de condutividade foram, no geral, bastante superiores aos que se obtiveram no rio Febros, o que está directamente relacionado com o tipo de solo que esta ribeira atravessa (granito). A quantidade de sólidos dissolvidos também foi superior neste curso de água. Independentemente do número de pontos de amostragem ter sido maior do que no rio Febros, registou-se uma maior variação nos valores de oxigénio dissolvido, entre 72,2 e 138,4 % (Tabela 3.2), sem, contudo, se verificar nenhum tipo de padrão de variação. Os valores de pH também oscilaram (entre 6,77 e 8,28), mantendo-se, normalmente, acima de 7. Efectivamente, os valores inferiores e superiores a 7 foram esporádicos (Tabela 3.2).

Posteriormente, realizaram-se novas campanhas de pré-amostragem em cada um dos cursos de água em estudo, cujos resultados se encontram sintetizados nas tabelas 3.3 e 3.4. Nestas segundas campanhas de pré-amostragem, realizadas a 8 e 10 de Maio de 2002 no rio Febros (Figura 3.1), e a 17 e 18 de Dezembro de 2001 na ribeira de Valadares (Figura 3.2), o número de pontos de amostragem foi de 12 e 15, respectivamente. Esta diminuição do número de pontos de amostragem prendeu-se, essencialmente, com a viabilização dos trabalhos de campo e laboratoriais e para evitar redundância de informação, tendo sido efectuada após a análise cuidada dos resultados obtidos nas primeiras campanhas de pré-amostragem. Paralelamente, procedeu-se não só à caracterização físico-química da água, mas também à sua caracterização biológica e bacteriológica, e, ainda, à recolha de sedimento para uma observação preliminar dos macroinvertebrados bentónicos.

Tabela 3.2 – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos com a sonda multiparamétrica, na primeira campanha de pré-amostragem realizada na ribeira de Valadares (16 e 28 de Novembro de 2001), em 52 pontos de amostragem. E. A. – Estação de Amostragem; OD – Oxigénio Dissolvido; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; POR – Potencial de Oxidação-Redução; Est. Elev. – Estação Elevatória; os números colocados a seguir ao local/rua significam uma localização a montante do ponto anterior (1- ponto a jusante, 2 e seguintes – ponto(s) a montante).

E. A.	Local/Rua	Temp. (°C)	Cond. Esp. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	SDT (g l^{-1})	OD (%)	OD Conc. (mg l^{-1})	pH	POR (mV)
1	Foz 1	9,44	512	0,33	100,2	11,44	7,74	109
2	Foz 2	9,35	522	0,34	102,9	11,78	7,71	143
3	Passeio pedonal 1	9,59	521	0,34	101,0	11,49	7,64	134
4	Passeio pedonal 2	10,21	510	0,33	105,2	11,80	7,59	92
5	Moleiro	9,82	516	0,34	105,0	11,88	7,63	136
6	Lugar das Untreiras	10,11	303	0,20	104,3	11,74	7,66	148
7	Lugar de Noitias/Barreiros1	11,12	507	0,33	122,9	13,49	7,28	206
8	Lugar de Noitias/Barreiros2	11,24	497	0,32	134,6	14,74	7,33	217
9	Vila Chã, R. de Tartumil	11,60	511	0,33	72,2	7,84	7,19	156
10	Cultura de Agrieiras 1	11,57	514	0,33	77,7	8,45	7,27	165
11	Cultura de Agrieiras 2	11,68	526	0,34	81,5	8,84	7,35	169
12	Cultura de Agrieiras 3	11,35	511	0,33	87,1	9,51	7,22	161
13	Vila Chã, R. do Rio	11,75	506	0,33	80,3	8,69	7,23	223
14	R. Rio de Valadarinhos 1	12,30	526	0,34	100,4	10,73	7,37	148
15	R. Rio de Valadarinhos 2	11,89	535	0,35	107,2	11,57	7,26	222
16	R. Rio de Valadarinhos 3	12,47	549	0,36	114,2	12,16	7,22	227
17	R. do Motel Tropicana 1	12,43	538	0,35	105,3	11,23	7,28	254
18	R. do Motel Tropicana 2	12,42	522	0,34	104,0	11,09	7,33	300
19	Rio do Paço 1	12,25	521	0,34	112,8	12,07	7,17	303
20	Rio do Paço 2	10,18	259	0,17	105,6	11,86	7,24	305
21	Quinta da Formiga (Rubete)	12,57	588	0,38	104,4	11,09	7,41	253
22	Quinta da Formiga (Cemitério)	11,86	578	0,38	76,0	7,78	7,24	129
23	Cadavão 1	11,09	444	0,29	106,7	11,73	8,04	98
24	Cadavão 2	12,18	474	0,31	96,9	10,39	7,25	83
25	Fábrica Tintas Flamingo	10,95	444	0,29	123,9	13,66	7,45	205
26	Cadavão 3	9,73	444	0,29	122,2	13,87	7,70	202
27	Cadavão 4	11,34	401	0,26	128,0	13,99	7,41	240

28	Pedreira das Lages 1	10,46	511	0,33	125,0	13,93	7,71	234
29	Pedreira das Lages 2	11,52	540	0,35	138,4	15,06	7,58	145
30	R. das pontes 1	13,54	630	0,41	127,1	13,21	7,40	126
31	R. das pontes 2	13,12	630	0,41	93,1	9,77	7,20	134
32	R. das pontes 3	13,11	622	0,40	115,1	12,07	7,45	53
33	Campo agrícola	13,36	641	0,42	98,2	10,24	7,93	35
34	VL13 1	12,23	549	0,36	120,9	12,95	7,21	148
35	VL13 2	13,96	710	0,46	74,2	7,63	8,28	102
36	Ramo das Pedreiras	15,05	818	0,53	111,7	11,22	7,79	160
37	Ramo direito (principal)	14,58	527	0,34	114,1	11,59	7,43	127
38	R. de Trás 1	14,92	513	0,33	108,9	10,98	7,21	176
39	R. de Trás 2	16,84	239	0,16	110,8	10,74	7,22	207
40	"Nascente" Ramo das Pedreiras	15,21	253	0,16	114,8	11,52	6,77	244
41	Azenha 1	13,60	448	0,29	113,1	11,75	7,42	229
42	Azenha 2	13,46	416	0,27	107,3	11,18	7,20	289
43	Azenha 3	13,48	406	0,26	116,1	12,09	7,51	237
44	Azenha 4	13,27	415	0,27	124,3	13,01	7,61	209
45	R. de S. Caetano 1	12,91	384	0,25	97,3	10,26	7,05	207
46	R. de S. Caetano 2	12,95	383	0,25	107,3	11,31	7,26	238
47	Traseiras da cooperativa 1	12,58	386	0,25	107,2	11,39	8,12	162
48	Traseiras da cooperativa 2	12,02	402	0,26	108,6	11,68	7,26	173
49	Est. Elev. da Charneca 1	14,25	370	0,24	108,1	11,07	7,33	200
50	Est. Elev. da Charneca 2	13,26	411	0,27	93,2	9,75	7,45	188
51	Est. Elev. da Charneca 3	13,31	353	0,23	117,2	12,25	6,88	169
52	"Nascente" Ramo da Azenha	16,37	301	0,20	112,6	11,02	7,03	184

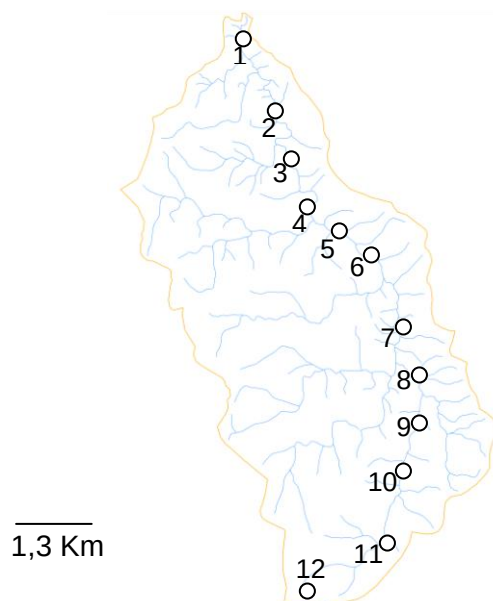


Figura 3.1 – Localização dos 12 pontos de amostragem relativos à segunda campanha de pré-amostragem no rio Febros (1- foz, 12 - nascente).

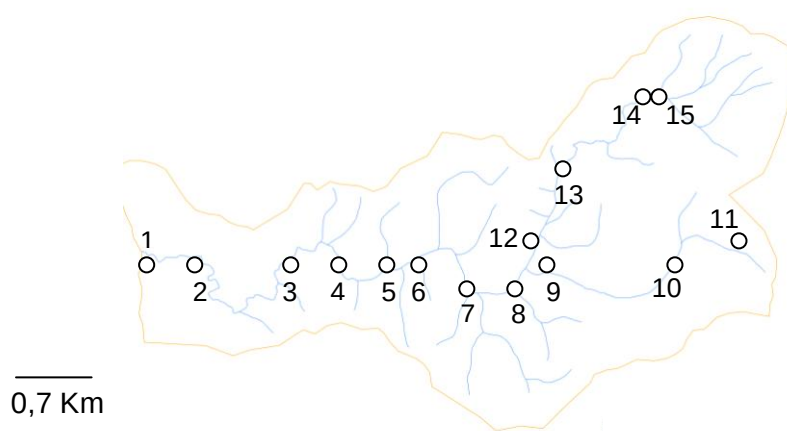


Figura 3.2 – Localização dos 15 pontos de amostragem relativos à segunda campanha de pré-amostragem na ribeira de Valadares (1- foz, 11 e 15 - nascentes).

Aquando da 2ª campanha de pré-amostragem realizada no rio Febros os eléctrodos de oxigénio (%) e dos sólidos dissolvidos totais não funcionaram devidamente, tendo ocorrido a falha do seu registo no *logger* da sonda, motivo pelo qual não se encontram discriminados na tabela 3.3.

Relativamente aos restantes parâmetros, registaram-se valores de temperatura superiores aos da 1ª pré-amostragem, apesar desta ainda se ter realizado, novamente,

em período de Primavera. As únicas excepções verificaram-se na Rua do Rio da Serra e na Rua do Carvalho, onde as temperaturas foram ligeiramente inferiores às que se tinham obtido em Abril (Tabela 3.3). Assim, nesta amostragem a temperatura variou entre 12,6 e 15,1 °C (Tabela 3.3). Os valores de condutividade obtidos nesta 2ª pré-amostragem também foram, de um modo geral, superiores aos da 1ª pré-amostragem (Tabela 3.3). Quanto às concentrações de oxigénio estas foram inferiores às da 1ª pré-amostragem, revelando uma água menos oxigenada, no entanto, estes valores podem não ser completamente fiáveis, uma vez que o eléctrodo do oxigénio não se encontrava em pleno funcionamento, tal como já foi referido. O pH apresentou, novamente, valores semelhantes ao longo do rio, com valores ligeiramente inferiores nas estações de montante (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos com a sonda multiparamétrica, na 2ª campanha de pré-amostragem realizada no rio Febros (8 e 10 de Maio de 2002), em 12 pontos de amostragem. E. A. – Estação de Amostragem; OD – Oxigénio Dissolvido; POR – Potencial de Oxidação-Redução.

E. A.	Local/Rua	Temp. (°C)	Cond. Esp. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	OD Conc. (mg l^{-1})	pH	POR (mV)
1	Foz	13,79	342	5,97	7,20	180
2	Junto à ETAR	13,82	337	8,13	6,99	233
3	R. da Balsa	13,92	320	7,82	7,29	206
4	Parque Biológico	13,67	304	6,77	7,11	165
5	R. Ponte Pereira	13,73	259	8,79	7,25	165
6	R. Costa de Cima	14,00	259	8,31	7,40	180
7	Pontão da Alheira	13,36	222	7,95	8,09	123
8	R. do Rio do Lobo	13,61	192	8,74	7,79	175
9	R. do Rio da Serra	12,62	220	8,24	7,33	125
10	R. do Carvalho	13,44	325	5,09	7,06	176
11	R. do Ameal	13,54	307	4,90	6,85	141
12	Nascente	15,10	491	4,78	6,35	203

Uma vez que durante esta 2ª pré-amostragem também se determinaram outros parâmetros para além dos fornecidos pela sonda, procedeu-se ao cálculo das médias de todos eles (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 – Síntese dos resultados médios obtidos na segunda campanha de pré-amostragem do rio Febros, realizada a 8 e 10 de Maio de 2002. OD – Oxigénio Dissolvido; POR – Potencial de Oxidação-Redução; CQO – Carência Química de Oxigénio; CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigénio; CF – Coliformes Fecais; Chla – Clorofila a; N – Número de estações; SE – Erro Padrão.

Parâmetros	Unidades	N	Média	SE	Mínimo	Máximo
Temperatura	°C	12	13,72	0,16	12,62	15,10
Condutividade Específica	µS cm ⁻¹	12	0,30	0,02	0,19	0,49
OD	mg l ⁻¹	12	7,13	0,45	4,78	8,79
pH		12	7,23	0,13	6,35	8,09
POR	mV	12	159,17	15,89	18,00	233,00
CQO	mg l ⁻¹	12	39,49	15,66	8,10	160
CBO ₅	mg l ⁻¹	10	5,79	1,07	2,99	13,55
CF	ufc 100 ml ⁻¹	12	317 800	143 625	1 100	1 684 000
Turbidez	FTU	12	32,03	27,65	1,04	336
Chla	mg m ⁻³	12	5,24	1,16	1,28	16,49
Amónia	µM	12	361,27	99,43	15,62	1224,27
Ortofosfatos	µM	12	22,75	6,37	1,18	81,92
Nitritos	µM	12	14,90	2,42	0,76	28,63
Nitratos	µM	12	132,97	35,67	5,86	440,41
Sílica	µM	12	226,82	9,00	159,12	279,51

Tal como se pode observar na tabela 3.4, a temperatura média registada durante esta segunda pré-amostragem foi de $13,7 \pm 0,2$ °C, uma vez que foi realizada durante a Primavera. De salientar que a média de CF ultrapassou em 159 vezes o VMA para águas de banho ($2\,000$ ufc 100 ml^{-1}).

A média da turbidez foi de 32 ± 28 FTU, essencialmente devido ao elevado valor obtido no ponto 1 (336 FTU), em consequência de intervenções feitas a montante desse ponto e que provocaram ressuspensão do sedimento. A média da CBO₅ foi de $5,8 \pm 1,1$ mg l⁻¹, sendo que a elevada correlação CQO/CBO₅, com $R=0,76$; $p<0,0001$, revela que as fontes de poluição devem ser as mesmas. A média da biomassa (estimada a partir dos valores da clorofila) foi de $5,2 \pm 1,2$ mg m⁻³, o que se revelou um pouco baixo para uma situação de Primavera. Verificou-se, também, que os valores médios de amónia foram 2,7 vezes superiores aos valores dos nitratos, indicando eutrofização. Por outro lado, os elevados valores de ortofosfatos indiciam uma forte contaminação por compostos de fósforo. A razão molar N/P (média = 22,38) é indicativa da existência de um excesso de azoto disponível não claramente utilizado pelo fitoplâncton (média da biomassa = $5,2 \pm 1,2$ mg m⁻³).

No que se refere à ribeira de Valadares, durante a 2ª campanha de pré-amostragem registaram-se temperaturas inferiores às da 1ª campanha, uma vez que foi realizada

próxima do Inverno (Tabela 3.5). Por outro lado, os valores de condutividade continuaram elevados, devido ao tipo de solo que esta ribeira atravessa (granito). Relativamente aos valores dos sólidos dissolvidos e do oxigénio, estes foram semelhantes aos da 1ª pré-amostragem, revelando uma água bem oxigenada (Tabela 3.5). Os valores de pH também oscilaram entre os vários pontos de recolha, mas com valores ligeiramente inferiores aos de Novembro, entre 6,41 e 8,12 (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 – Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos com a sonda multiparamétrica, na 2ª campanha de pré-amostragem realizada na ribeira de Valadares (17 e 18 de Dezembro de 2001), em 15 pontos de amostragem. E. A. – Estação de Amostragem; OD – Oxigénio Dissolvido; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; POR – Potencial de Oxidação-Redução; Est. Elev. – Estação Elevatória.

E. A.	Local/Rua	Temp. (°C)	Cond. Esp. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	SDT (g l^{-1})	OD (%)	OD Conc. (mg l^{-1})	pH	POR (mV)
1	Foz	5,37	546	0,36	108,8	13,74	8,12	232
2	Lugar das Untreiras	5,60	538	0,35	118,1	14,82	7,23	317
3	Vila Chã, R. de Tartumil	7,57	556	0,36	116,7	13,95	7,60	236
4	R. Rio de Valadarinhos	7,98	542	0,35	112,5	13,31	6,87	328
5	R. do Motel Tropicana	7,73	519	0,34	148,4	17,66	6,95	332
6	Rio do Paço	8,14	513	0,33	175,9	20,73	7,07	250
7	Quinta da Formiga	7,74	494	0,32	137,8	16,35	6,98	271
8	Cadavão	7,87	494	0,32	137,8	16,35	6,98	271
9	Pedreira das Lages	6,61	530	0,34	109,1	13,36	7,49	221
10	Urtigueira	12,79	756	0,49	105,0	11,09	6,41	117
11	"Nascente" Ramo das Pedreiras	14,52	265	0,17	110,9	11,29	6,99	205
12	Azenha	8,28	451	0,29	126,4	14,85	7,54	126
13	Traseiras da cooperativa	9,05	410	0,27	111,8	12,9	6,95	191
14	Est. Elev. da Charneca	12,15	369	0,24	100,5	10,79	6,41	205
15	"Nascente" Ramo da Azenha	15,74	315	0,21	104,5	10,36	6,79	207

Tendo em consideração que durante a 2ª pré-amostragem se determinaram outros parâmetros para além dos fornecidos pela sonda, as médias de todos eles encontram-se sintetizadas na tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Síntese dos resultados médios obtidos na segunda campanha de pré-amostragem da ribeira de Valadares, realizada a 17 e 18 de Dezembro de 2001. SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; OD – Oxigénio Dissolvido; POR – Potencial de Oxidação-Redução; CQO – Carência Química de Oxigénio; CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigénio; CF – Coliformes Fecais; Chla – Clorofila a; N – Número de estações; SE – Erro Padrão.

Parâmetros	Unidades	N	Média	SE	Mínimo	Máximo
Temperatura	°C	15	9,10	0,81	5,40	15,70
Condutividade Específica	µS cm ⁻¹	15	488,40	30,16	265,00	756,00
SDT	g l ⁻¹	15	0,30	0,02	0,20	0,50
% OD	%	15	120,50	5,16	100,50	175,90
OD	mg l ⁻¹	15	14,00	0,71	10,40	20,70
pH		15	7,10	0,12	6,40	8,10
POR	mV	15	223,00	18,39	107,00	332,00
CQO	mg l ⁻¹	15	17,71	4,04	3,30	69,40
CBO ₅	mg l ⁻¹	15	10,94	4,49	1,36	70,20
CF	ufc 100 ml ⁻¹	15	213 857	86 977	100	1 264 000
Turbidez	FTU	15	4,91	0,61	1,06	34,40
Chla	mg m ⁻³	15	1,39	0,40	0,24	5,13
Amónia	µM	15	364,01	60,80	2,29	652,13
Ortofosfatos	µM	15	18,92	3,06	0,85	43,68
Nitritos	µM	15	10,45	2,08	0,06	26,09
Nitratos	µM	15	82,83	8,84	47,23	144,63
Sílica	µM	15	156,14	7,59	94,73	240,45

Tal como se pode observar na tabela 3.6, a temperatura média registada ($9,1 \pm 0,8$ °C), revelou-se normal para a época do ano em que decorreu esta segunda pré-amostragem na ribeira de Valadares (fim de Outono). Dos resultados obtidos para esta ribeira convém salientar que a média de CF ultrapassou em 107 vezes o Valor Máximo Admissível (VMA) para águas de banho ($2\,000$ ufc 100 ml^{-1}), verificando-se que as suas nascentes (estações 11 e 15) foram os pontos que apresentaram uma melhor qualidade bacteriológica da água. A média de CBO₅ foi de $10,9 \pm 4,5$ mg l⁻¹, sendo a elevada correlação CQO/CBO₅, $R=0,96$; $p<0,0001$, indicativa de que as fontes de poluição deverão ser as mesmas. A média da biomassa (estimada a partir dos valores da clorofila) foi de $1,4 \pm 0,4$ mg m⁻³, o que é considerado normal para uma situação de fim de Outono. Os valores médios de amónia foram 4 vezes superiores aos valores dos nitratos, indicando, tal como aconteceu no rio Febros, existência de eutrofização. Por outro lado, os elevados valores de ortofosfatos revelam, igualmente, uma forte contaminação por compostos de fósforo. A razão molar N/P (média = 24,17) permite aferir a existência de um excesso de azoto disponível não claramente utilizado pelo fitoplâncton (média da biomassa = $1,4 \pm 0,4$ mg m⁻³).

Após a realização das várias campanhas de pré-amostragem procedeu-se à identificação dos locais passíveis de serem designados como estações de amostragem para o futuro trabalho de monitorização ecológica (água, sedimento, corredor ripário), tendo em consideração a viabilidade de execução do trabalho em tempo útil, a acessibilidade aos diversos locais e a possibilidade dos mesmos serem recuperados ecologicamente. Simultaneamente, efectuou-se a validação dos métodos de amostragem e tratamento das amostras. Assim, em cada uma das bacias hidrográficas estudadas, foi escolhida a respectiva foz, um ou dois pontos representativos da parte intermédia e um ponto a montante, de modo a obter-se uma certa continuidade espacial. Deste modo, foram seleccionados 3 pontos de amostragem na ribeira de Valadares (Figura 3.3) e 4 no rio Febros (Figura 3.4).

Para a escolha dos 3 pontos de amostragem na ribeira de Valadares teve-se em consideração a foz, uma vez que esta ribeira desagua numa conhecida praia de Vila Nova de Gaia, praia de Valadares Sul. O 2º ponto escolhido localiza-se no Parque de S. Caetano, que pelas suas características de ensombramento pode ser utilizado como espaço de lazer (merendas, piqueniques, percursos pedonais), embora à data de início das amostragens essa vertente não estivesse desenvolvida, encontrando-se até um pouco abandonado. Por outro lado, este ponto localiza-se a jusante de uma das nascentes desta ribeira, permitindo avaliar a qualidade da água daí proveniente. O 3º ponto de amostragem situa-se imediatamente a jusante da outra nascente da ribeira de Valadares, onde era possível efectuar as recolhas de água e de sedimento necessárias à realização do presente trabalho. A configuração do local correspondente à nascente deste ramo, tal como acontecia no outro ramo, não permitia a realização das referidas recolhas.

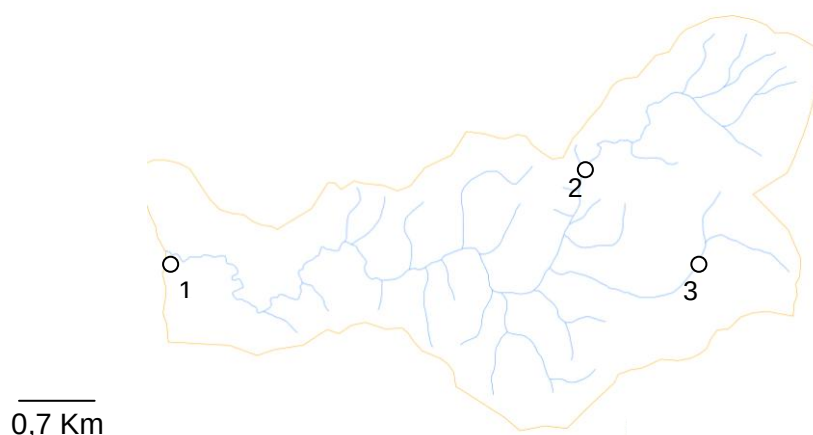


Figura 3.3 – Localização dos 3 pontos de amostragem utilizados na monitorização da ribeira de Valadares (1 – foz, 3 – montante).

No rio Febros a foz foi igualmente escolhida, não só porque este rio é afluente do Douro, sendo importante avaliar a sua contribuição local em termos de qualidade da água, mas também porque se encontra a jusante da ETAR do Febros, que entretanto entrou em laboração (Maio de 2003). O 2º ponto escolhido localiza-se a montante da referida ETAR, o que permite avaliar a qualidade da água e do sedimento antes e depois da mesma. O 3º ponto de amostragem situa-se numa zona menos residencial, rodeada de campos, parecendo físico-quimicamente menos perturbada, durante as pré-amostragens realizadas. O 4º ponto, apesar de se encontrar a 4 Km da nascente, era o que se encontrava mais próximo desta e que possibilitava as recolhas de água e sedimento necessárias. Na nascente tal não era possível, uma vez que a água chegava entubada caindo directamente para um tanque comunitário, encontrando-se de seguida canalizada e, portanto, inacessível.

Nas amostragens seguintes não se determinou a sílica em nenhum dos cursos de água, uma vez que a sua variação se devia somente ao tipo de substrato por eles atravessado.

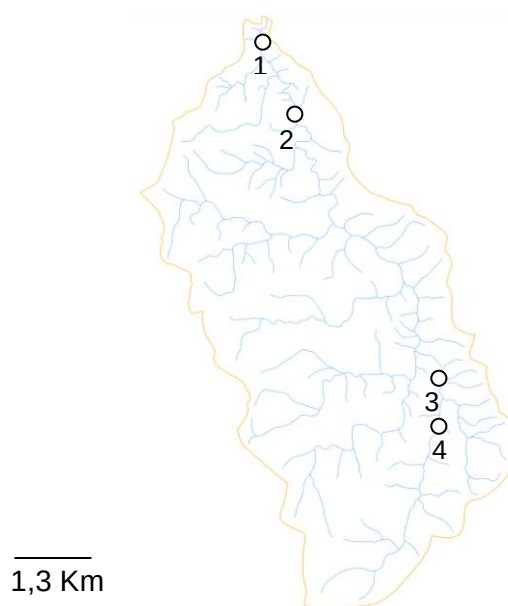


Figura 3.4 – Localização dos 4 pontos de amostragem utilizados na monitorização do rio Febros (1 – foz, 4 – montante).

3.2. Ocupação do solo

3.2.1. Bacia Hidrográfica do Rio Febros

Como fonte de informação relativa à ocupação do solo, utilizou-se, tal como já foi referido, o CORINE Land Cover dos anos de 1990 e 2000. De modo a facilitar as análises posteriores, as categorias existentes na legenda original da Corine Land Cover foram

agrupadas para este rio em catorze classes de ocupação do solo em 1990, e em treze classes em 2000 (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 – Distribuição da ocupação do solo para os anos de 1990 e 2000 no rio Febros.

Classes de ocupação	Área (1990)		Área (2000)	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Tecido urbano contínuo	-	-	292 456	0,80
Tecido urbano descontínuo	5 005 656	13,70	7 492 535	20,51
Indústria, comércio e equipamentos gerais	1 045 430	2,86	1 525 375	4,18
Redes viárias e ferroviárias e espaços associados	-	-	544 332	1,49
Áreas de extracção mineira	74 740	0,20	-	-
Áreas em construção	202 616	0,55	-	-
Culturas anuais de sequeiro	4 116 647	11,27	4 046 878	11,08
Culturas anuais de regadio	395 643	1,08	-	-
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	440 561	1,21	440 561	1,21
Sistemas culturais e parcelares complexos	2 517 914	6,89	2 013 470	5,51
Agricultura com espaços naturais	11 603 742	31,76	10 001 030	27,37
Florestas de folhosas	543 068	1,49	543 068	1,49
Florestas de resinosas	2 481 407	6,79	2 589 020	7,09
Florestas mistas	7 512 143	20,56	6 768 994	18,53
Espacos florestais degradados, cortes e novas plantações	588 076	1,61	269 924	0,74
Linhas de água	7 990	0,02	7 990	0,02
TOTAL	36 535 631	100	36 535 631	100

A observação da tabela 3.7 e das figuras 3.5 e 3.6 permite concluir que, nos dois anos em questão, a classe dominante de ocupação de solo correspondeu à agricultura com espaços naturais (32% e 27%, respectivamente para 1990 e 2000), seguida das florestas mistas (21% e 19%, para 1990 e 2000, respectivamente) e do tecido urbano descontínuo (14% em 1990 e 21% em 2000). De notar, contudo, que durante os dez anos que medeiam as duas datas, registou-se uma diminuição da agricultura em espaços naturais e das florestas mistas, tendo-se verificado um acréscimo da área ocupada pelo tecido urbano descontínuo. Paralelamente, também se observou um aumento da área ocupada pela indústria, comércio e equipamentos gerais, de cerca de 3% em 1990, para 4% em 2000 (Tabela 3.7).

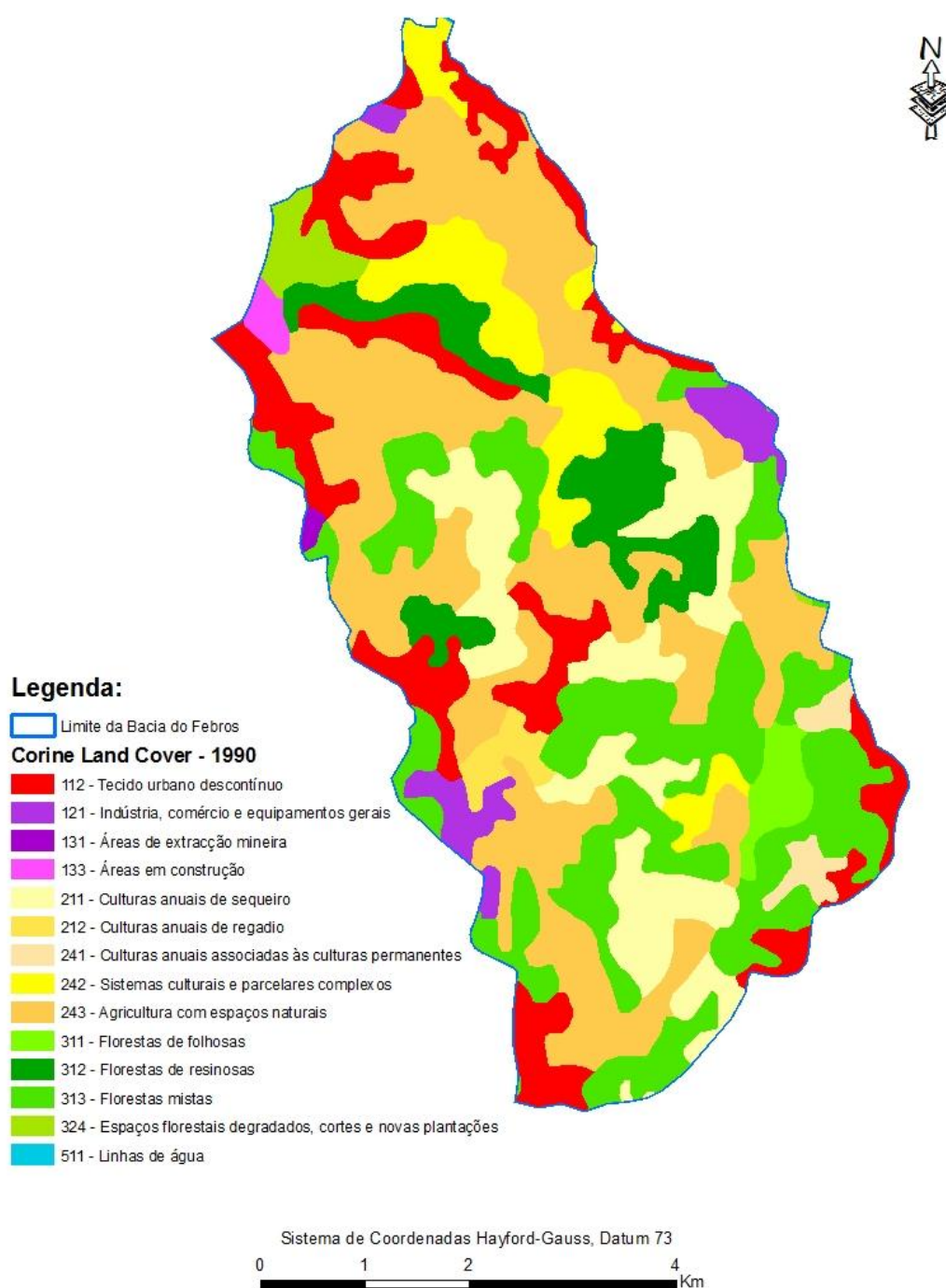


Figura 3.5 – Carta de ocupação do solo em 1990, para o rio Febros. (Fonte: Corine Land Cover).

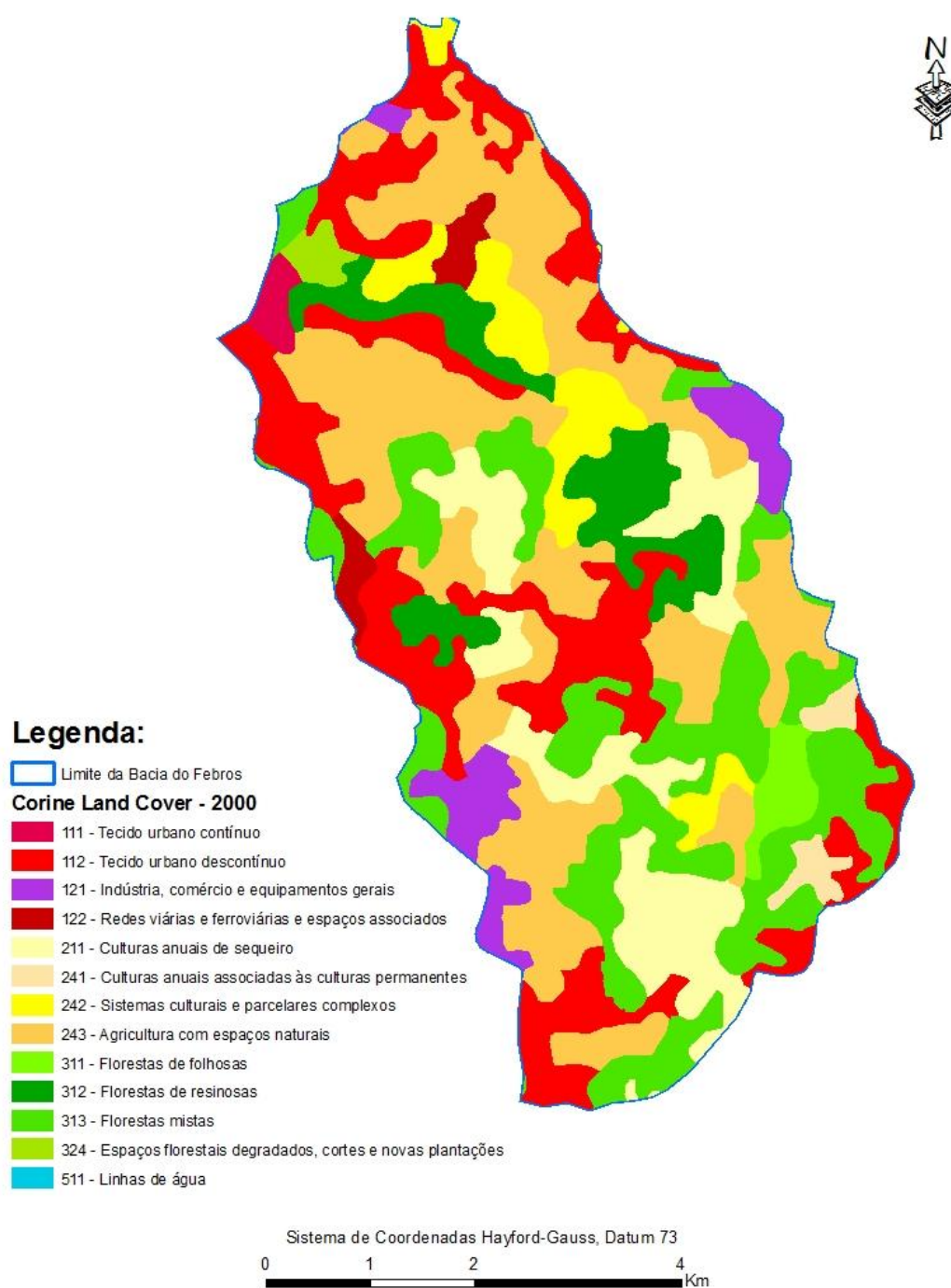


Figura 3.6 – Carta de ocupação do solo em 2000, para o rio Febros. (Fonte: Corine Land Cover).

Tal como se pode observar na tabela 3.8, que apresenta os resultados relativos às métricas de paisagem para a globalidade da área da bacia hidrográfica do rio Febros, entre 1990 e 2000 verificou-se um aumento da heterogeneidade da paisagem, uma vez que o número total de manchas aumentou cerca de 1%. Efectivamente, entre esses anos houve alteração nas classes de ocupação do solo, tendo deixado de existir as áreas de extracção mineira e em construção, bem como as culturas anuais de regadio (Tabela 3.7). No entanto, surgiram novas classes, tais como, o tecido urbano contínuo e as redes viárias e ferroviárias e espaços associados, o que conduziu ao aumento do número de manchas. Todavia, essa tendência não foi acompanhada pelo aumento da fragmentação da paisagem, uma vez que se verificou um aumento da dimensão média das manchas entre 1990 (335 556 ha) e 2000 (358 980 ha). Para o aumento desse índice contribuiu, certamente, o tecido urbano descontínuo, pois, apesar de ter diminuído o número de manchas, estas ficaram maiores (Tabelas 3.9 e 3.10) entre 1990 (12 manchas, 435 876 ha) e 2000 (10 manchas, 622 307 ha). E, ainda, as culturas anuais de sequeiro, que variaram entre 8 manchas e 393 899 ha (1990) e 7 manchas e 686 560 ha (2000). Por outro lado, os espaços florestais degradados, cortes e novas plantações apresentaram apenas 1 mancha no ano de 2000, mas a sua dimensão média foi muito superior à das 3 manchas existentes em 1990 (Tabelas 3.9 e 3.10). Uma vez que ocorreu este aumento da dimensão média das manchas entre as duas datas, a variação do desvio padrão (que registou uma diminuição) traduz que passou a haver menos manchas, com maiores dimensões e com uma crescente uniformidade de padrão.

Tabela 3.8 – Índices de paisagem para 1990 e 2000, para o rio Febros.

Índices de Paisagem	1990	2000
ÍNDICE DE MANCHAS		
Nº de Manchas	71	72
Dimensão Média das Manchas (ha)	335 556	507 439
Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha)	633 080	527 245
Total de Margem (m)	296 576	303 203
Densidade de Margens (m/ha)	0,00812	0,00830
COMPLEXIDADE		
Índice Médio de Forma	1,84	1,83
Índice Médio de Forma Ponderado pela Área	2,11	2,09
Dimensão Fractal Média das Manchas	1,33	1,33
Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área	1,29	1,29
DIVERSIDADE		
Índice de Diversidade de Shannon	1,95	1,97
Índice de Equidade de Distribuição de Shannon	0,74	0,77

Relativamente ao total de margens, existe um ligeiro acréscimo entre 1990 e 2000 (aprox. 2,2%), que reforça a maior heterogeneidade e fragmentação da paisagem. Dado que a densidade das margens é semelhante ao índice anterior, sendo relativizado pela

dimensão total da paisagem, os seus valores e amplitudes de variação são, obviamente, iguais aos valores absolutos do total de margens existente na paisagem (aumento de 2,2% entre 1990 e 2000). Atendendo a que quanto maior o índice médio de forma, maior a complexidade das manchas na paisagem, verificou-se uma diminuição mínima ($\approx 0,6\%$) da complexidade das formas entre 1990 e 2000. Para tal devem ter contribuído, certamente, os decréscimos verificados neste índice nos casos concretos das seguintes classes: sistemas culturais e parcelares complexos; agricultura com espaços naturais, e espaços florestais degradados, cortes e novas plantações (Tabelas 3.9 e 3.10). A diminuição registada no índice médio de forma ponderado pela área das manchas significa que, embora as formas da paisagem se tornem de um modo geral mais irregulares, as manchas maiores (agricultura com espaços naturais e tecido urbano descontínuo) apresentam formas mais regulares, implicando uma diminuição da complexidade. Sabe-se que quanto mais complexa for a forma, quanto maior for a sua margem, maior é a dimensão fractal da mancha, no entanto, no caso do rio Febros este índice não sofreu alteração entre 1990 e 2000, o mesmo se verificando, naturalmente, com a dimensão fractal média ponderada pela área, o que significa que a complexidade da forma das manchas se manteve. A evolução dos valores do índice de diversidade de Shannon entre os dois anos é positiva (aumentou cerca de 1%), resultando, certamente, de uma série de aspectos anteriormente referidos e quantificados por outros índices, ou seja, há um maior número de manchas, maiores e de complexidade estável, o que leva ao aumento da diversidade de paisagem. Relativamente ao índice de equidade de distribuição de Shannon, a evolução dos seus valores entre 1990 e 2000 registou, igualmente, um aumento (cerca de 4%), revelando que há um aumento da equidade de distribuição dos vários tipos de manchas. Efectivamente, pela observação da figura 3.6, nenhuma classe de manchas se destaca das restantes.

Assim, de um modo geral, verificou-se que os índices calculados e estudados indicam, no caso do rio Febros, um aumento da fragmentação e da heterogeneidade espacial da paisagem, entre 1990 e 2000, contudo, os índices relacionados com a forma não corroboraram essa tendência.

Tabela 3.9 – Índices de paisagem para o ano de 1990, por classes de ocupação do solo, para o rio Febros. (NºM – Nº de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); CVDM - Coeficiente de Variação da Dimensão das Manchas (%); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens (m/ha); IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área).

Classes de Ocupação	Índices de paisagem									
	NºM	DMM	CVDM	DPDM	TM	DM	IMF	IMFPA	DFMM	DFMPA
Tecido urbano descontínuo	12	435 876	48	200 441	54 903	0,002	2,05	2,08	1,31	1,30
Indústria, comércio e equipamentos gerais	4	90 728	84	218 750	10 781	0,000	1,65	1,83	1,31	1,28
Áreas de extracção mineira	1	74 740	0	0	1 169	0,000	1,21	1,21	1,26	1,26
Áreas em construção	1	202 616	0	0	1 918	0,000	1,20	1,20	1,24	1,24
Culturas anuais de sequeiro	8	393 899	75	386 470	32 938	0,001	1,72	1,87	1,29	1,28
Culturas anuais de regadio	1	395 643	0	0	3 838	0,000	1,72	1,72	1,28	1,28
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	2	177 777	19	42 503	5 056	0,000	1,50	1,55	1,27	1,27
Sistemas culturais e parcelares complexos	6	281 547	88	370 614	20 087	0,001	1,58	1,68	1,28	1,27
Agricultura com espaços naturais	9	820 910	94	1 211 292	71 686	0,002	2,14	2,47	1,34	1,30
Florestas de folhosas	1	543 068	0	0	3 965	0,000	1,52	1,52	1,25	1,25
Florestas de resinosas	3	810 991	51	418 501	20 068	0,001	2,07	2,22	1,29	1,30
Florestas mistas	19	285 970	122	480 621	64 706	0,002	1,84	2,05	1,34	1,29
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	3	16 888	135	265 354	4 990	0,000	1,86	1,53	1,66	1,26
Linhas de água	1	7 990	0	0	472	0,000	1,49	1,49	1,37	1,37

Tabela 3.10 – Índices de paisagem para o ano de 2000, por classes de ocupação do solo, para o rio Febros. (NºM – Nº de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); CVDM - Coeficiente de Variação da Dimensão das Manchas (%); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens (m/ha); IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área).

Classes de Ocupação	Índices de paisagem									
	NºM	DMM	CVDM	DPDM	TM	DM	IMF	IMFPA	DFMM	DFMPA
Tecido urbano contínuo	1	292 456	0	0	2 472	0,000	1,29	1,29	1,24	1,24
Tecido urbano descontínuo	10	622 307	45	338560	71 317	0,002	2,36	2,41	1,31	1,31
Indústria, comércio e equipamentos gerais	4	90 728	93	355893	13 146	0,000	1,67	1,93	1,31	1,28
Redes viárias e ferroviárias e espaços associados	2	258 968	5	13198	5 809	0,000	1,57	1,57	1,27	1,27
Culturas anuais de sequeiro	7	686 560	84	486435	30 691	0,001	1,73	1,94	1,30	1,28
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	2	177 777	19	42503	5 056	0,000	1,50	1,55	1,27	1,27
Sistemas culturais e parcelares complexos	7	280 078	92	263854	17 977	0,000	1,54	1,61	1,30	1,27
Agricultura com espaços naturais	12	478 833	101	842176	66 324	0,002	1,83	2,17	1,31	1,28
Florestas de folhosas	1	543 068	0	0	3 965	0,000	1,52	1,52	1,25	1,25
Florestas de resinosas	3	863 590	46	395886	20 946	0,001	2,10	2,24	1,29	1,30
Florestas mistas	21	172 652	121	390898	62 598	0,002	1,84	2,03	1,39	1,29
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	1	269 924	0	0	2 430	0,000	1,32	1,32	1,25	1,25
Linhas de água	1	7 990	0	0	472	0,000	1,49	1,49	1,37	1,37

Na tabela 3.11 podem-se observar as percentagens de utilização do solo na bacia hidrográfica do rio Febros, calculadas a partir de uma fotografia aérea de 2002 (escala 1:8 000), verificando-se o predomínio da agricultura. Contudo, na área circundante ($r = 1$ Km, calculada a partir da mesma fotografia aérea de 2002, mas com recurso ao ArcGIS) de cada estação de amostragem a percentagem de utilização do solo é variável, com o predomínio das áreas urbanas/social nas estações 1 e 2, sendo a floresta dominante nas estações localizadas mais a montante (Tabela 3.12, Figura 3.7).

Tabela 3.11 – Percentagem de ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Febros em 2002.

% Ocupação do Solo			
Floresta	Indústria	Habitação	Agricultura
35,9	3,7	16,3	44,1

Tabela 3.12 – Percentagem de utilização do solo na área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem, no rio Febros, em 2002. As áreas urbanas/social incluem habitações e indústrias.

Estação de Amostragem	Áreas Incultas (matos) (%)	Floresta de Folhosas (%)	Floresta de Resinosas (%)	Áreas Agrícolas (%)	Áreas Urbanas/Social (%)	Rede Viária (%)	Corpos de Água (%)
1	1,52	18,44	8,74	17,98	47,70	4,98	0,64
2	0,51	24,35	3,01	26,07	42,05	3,93	0,08
3	-	49,97	9,48	21,20	17,32	2,03	-
4	-	61,30	10,07	15,68	11,60	1,35	-

Portanto, em termos da bacia hidrográfica verificou-se uma concordância relativamente à percentagem geral de ocupação do solo, ou seja, a agricultura foi predominante, seguida da floresta e da habitação. Por outro lado, uma análise mais minuciosa e restrita à área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem permitiu verificar que as estações de jusante eram mais influenciadas pelas áreas urbanas/social, enquanto as estações a montante eram dominadas pela floresta.

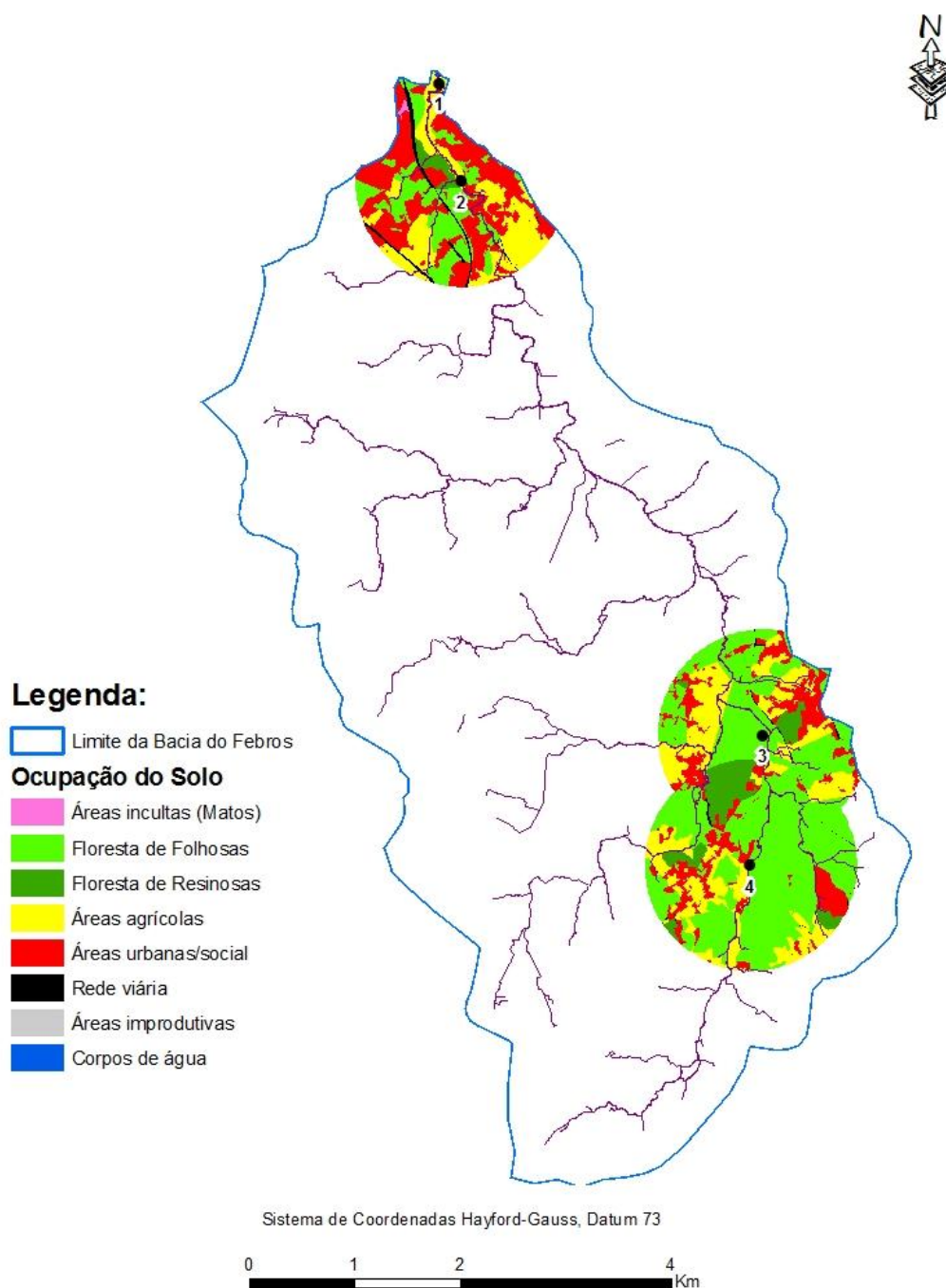


Figura 3.7 – Utilização do solo na área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem, no rio Febros.

3.2.2. Bacia Hidrográfica da Ribeira de Valadares

Na ribeira de Valadares, as 44 categorias de ocupação do solo existentes na legenda original do Corine Land Cover foram agrupadas em onze classes para o ano de 1990, e em dez classes para o ano de 2000 (Tabela 3.13).

Tabela 3.13 – Distribuição da ocupação do solo para os anos de 1990 e 2000 na ribeira de Valadares.

Classes de ocupação	Área (1990)		Área (2000)	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Tecido urbano contínuo	-	-	58 969	0,53
Tecido urbano descontínuo	3 151 049	28,10	4 288 796	38,24
Indústria, comércio e equipamentos gerais	293 979	2,62	519 702	4,63
Áreas de extracção mineira	-	-	271 180	2,42
Áreas em construção	209 422	1,87	-	-
Culturas anuais de sequeiro	3 695 999	32,96	3 459 062	30,84
Agricultura com espaços naturais	914 446	8,15	285 384	2,54
Florestas de resinosas	997 845	8,90	925 738	8,25
Florestas mistas	1 371 948	12,23	1 171 625	10,45
Matos	4 585	0,04	-	-
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	341 184	3,04	-	-
Praias, dunas e areais	191 696	1,71	191 696	1,71
Mar e oceano	42 323	0,38	42 323	0,38
TOTAL	11 214 475	100	11 214 475	100

Nesta ribeira, tal como se pode observar na tabela 3.13 e nas figuras 3.8 e 3.9, a classe dominante de ocupação do solo no ano de 1990 correspondeu às culturas anuais de sequeiro (33%), seguindo-se o tecido urbano descontínuo (28%) e as florestas mistas (12%). No entanto, dez anos depois registou-se uma inversão relativamente às duas primeiras classes de ocupação do solo referidas para 1990, isto é, o tecido urbano descontínuo passou a ser a classe dominante (38%), seguido das culturas anuais de sequeiro (31%) e das florestas mistas (10%). De realçar, portanto, o decréscimo da ocupação do solo pelas culturas anuais de sequeiro e das florestas mistas, bem como o importante aumento da percentagem de solo ocupado pelo tecido urbano descontínuo (> 10%). Por outro lado, a indústria, comércio e equipamentos gerais também aumentaram nessa década, de cerca de 3% para aproximadamente 5% (Tabela 3.13).

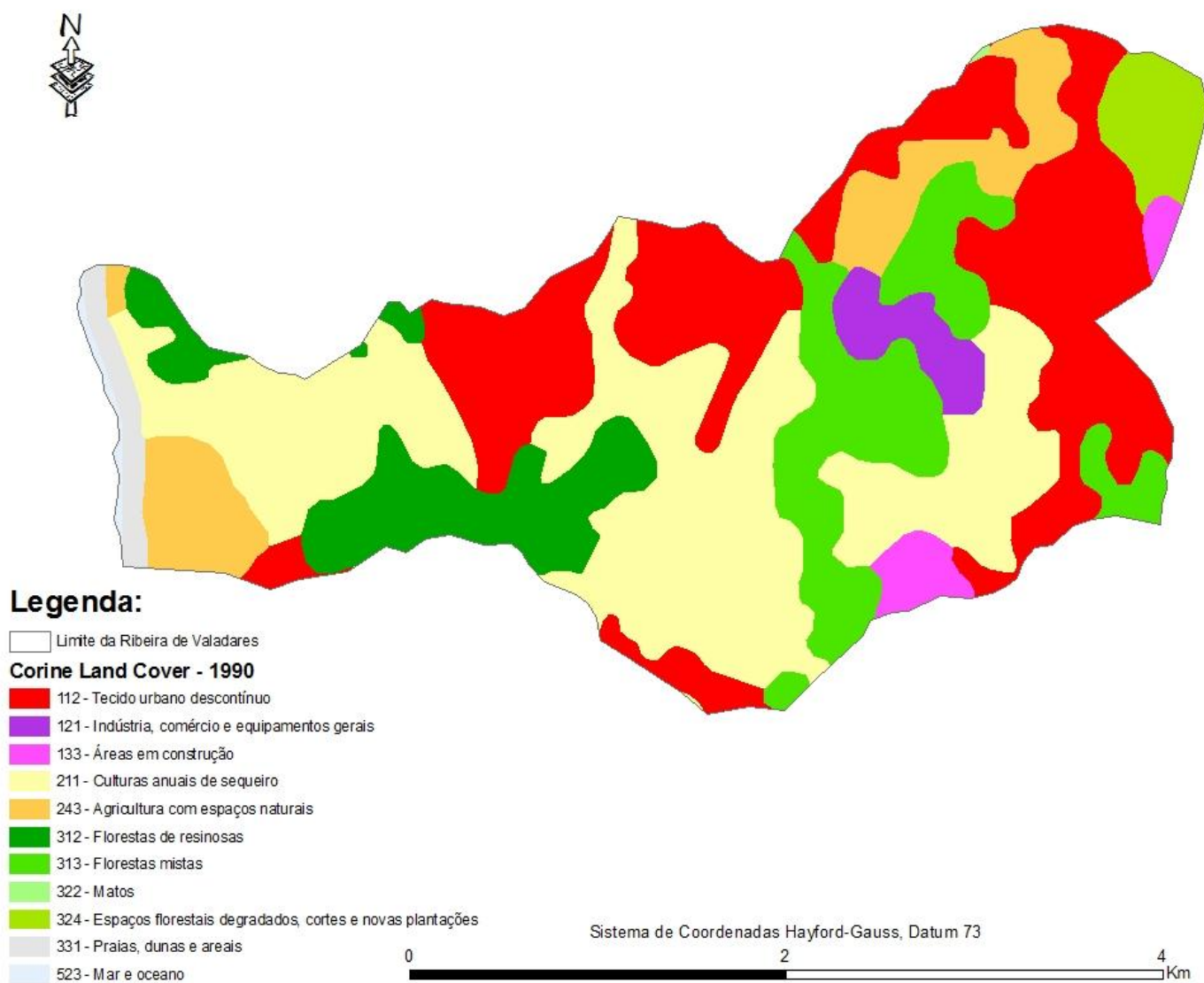


Figura 3.8 – Carta de ocupação do solo em 1990, para a ribeira de Valadares. (Fonte: Corine Land Cover).

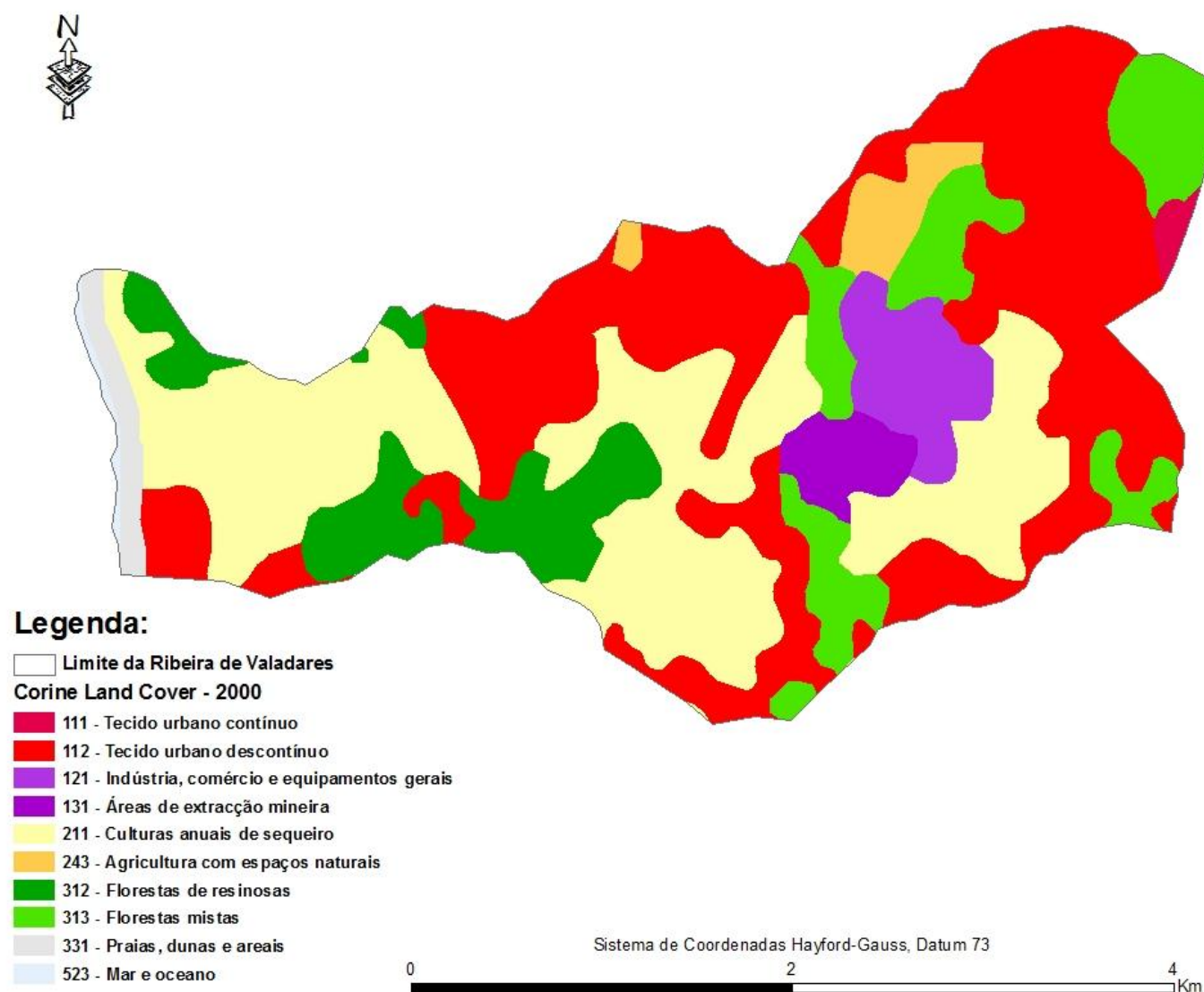


Figura 3.9 – Carta de ocupação do solo em 2000, para a ribeira de Valadares. (Fonte: Corine Land Cover).

Os resultados relativos às métricas de paisagem para a globalidade da bacia hidrográfica da ribeira de Valadares, para os anos de 1990 e 2000 encontram-se descritos na tabela 3.14. Nesta tabela observa-se o aumento da heterogeneidade da paisagem durante a década em questão, tendo ocorrido um aumento de cerca de 7% no número total de manchas. De facto, durante esse período de tempo deixou de haver áreas em construção, matos e espaços florestais degradados, cortes e novas plantações (Tabela 3.13), no entanto, passou a haver tecido urbano contínuo e áreas de extracção mineira. Para além disso, registou-se, também, o aumento do número de manchas no caso do tecido urbano descontínuo e das florestas de resinosas e mistas, o que conduziu ao aumento do número de manchas (Tabelas 3.15 e 3.16). Neste caso porém, e ao contrário do que aconteceu no rio Febros, esta tendência foi acompanhada pelo aumento da fragmentação da paisagem, dado que ocorreu uma diminuição da dimensão média das manchas entre 1990 (191 696 ha) e 2000 (175 375 ha). Para esta diminuição, as classes que parecem ter contribuído mais são: tecido urbano descontínuo, cujo número de manchas aumentou entre 1990 (7) e 2000 (9), mas cuja dimensão média passou a ser muito inferior (72 079 ha) à de 1990 (324 615 ha); culturas anuais de sequeiro, que manteve o mesmo número de manchas (4), mas cuja dimensão média passou de 793 700 ha (1990), para 735 745 ha (2000), e agricultura com espaços naturais, que diminuiu o número de manchas e a sua dimensão média entre 1990 (3 manchas, 371 601 ha) e 2000 (2 manchas, 33 027 ha). A diminuição da dimensão média das manchas, acompanhada pelo aumento do seu desvio padrão, indica que há um maior número de manchas, com dimensões menores e com uma crescente heterogeneidade de padrão. No que se refere ao total de margens, registou-se um ligeiro acréscimo entre 1990 e 2000 (cerca de 2,3%), tal como se verificou no caso do rio Febros, o que reforça a maior heterogeneidade e fragmentação da paisagem. De igual modo, os valores e amplitudes de variação da densidade das margens, são iguais aos valores absolutos do total de margens existente na paisagem. O índice médio de forma diminuiu cerca de 1% entre 1990 e 2000, reflectindo-se, obviamente, numa diminuição da complexidade das formas. Para este facto, as classes que mais devem ter contribuído, de acordo com as tabelas 3.15 e 3.16 são: indústria, comércio e equipamentos gerais; agricultura com espaços naturais; florestas resinosas, e florestas mistas, uma vez que os seus respectivos índices diminuíram durante a década em análise. O acréscimo do índice médio de forma ponderado pela área significa que a irregularidade das formas da paisagem é acompanhada pela irregularidade das manchas maiores (indústria, comércio e equipamentos gerais, e culturas anuais de sequeiro), o que leva ao aumento da complexidade. Atendendo a que, quanto mais complexa for a forma e quanto maior for a sua margem, maior é a dimensão fractal da mancha, verificou-se que esta aumentou

entre 1990 e 2000 (Tabela 3.14), tal como a dimensão fractal média ponderada pela área, o que significa que a complexidade da forma das manchas também aumentou. Por outro lado, registou-se uma diminuição do índice de diversidade de Shannon durante a década em questão (cerca de 9,3%), o que significa que apesar de haver um aumento do número de manchas, estas são de maiores dimensões, o que contribui para a diminuição da diversidade da paisagem. A diminuição verificada no índice de equidade de distribuição de Shannon foi menor (cerca de 6%), no entanto, significa que a distribuição de área entre as várias classes se encontra menos equilibrada, tal como se pode verificar na figura 3.9, em que o tecido urbano descontínuo sobressai perante as restantes classes. Verificou-se, portanto, que os índices calculados e estudados indicam, para a ribeira de Valadares, um aumento da fragmentação e da heterogeneidade espacial da paisagem, entre 1990 e 2000.

Tabela 3.14 – Índices de paisagem para 1990 e 2000, para a ribeira de Valadares.

Índices de Paisagem	1990	2000
ÍNDICE DE MANCHAS		
Nº de Manchas	29	31
Dimensão Média das Manchas (ha)	191 696	175 375
Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha)	447 277	506 858
Total de Margem (m)	96 103	98 291
Densidade de Margens (m/ha)	0,00857	0,00876
COMPLEXIDADE		
Índice Médio de Forma	1,74	1,72
Índice Médio de Forma Ponderado pela Área	1,92	2,03
Dimensão Fractal Média das Manchas	1,31	1,33
Dimensão Fractal Média Ponderada pela área	1,28	1,29
DIVERSIDADE		
Índice de Diversidade de Shannon	1,77	1,62
Índice de Equidade de Distribuição de Shannon	0,74	0,70

Tabela 3.15 – Índices de paisagem para o ano de 1990, por classes de ocupação do solo, para a ribeira de Valadares. (NºM – Nº de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); CVDM - Coeficiente de Variação da Dimensão das Manchas (%); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens (m/ha); IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área).

Classes de Ocupação	Índices de paisagem									
	NºM	DMM	CVDM	DPDM	TM	DM	IMF	IMFPA	DFMM	DFMPA
Tecido urbano descontínuo	7	324 615	98	442119	26 618	0,002	1,77	1,99	1,34	1,28
Indústria, comércio e equipamentos gerais	1	293 979	0	0	2 914	0,000	1,52	1,52	1,27	1,27
Áreas em construção	2	54 742	48	49969	2 785	0,000	1,26	1,25	1,26	1,25
Culturas anuais de sequeiro	4	793 700	70	650680	23 690	0,002	2,03	2,06	1,34	1,28
Agricultura com espaços naturais	3	371 601	67	204609	8 566	0,001	1,50	1,69	1,27	1,27
Florestas de resinosas	4	32 908	131	327385	9 159	0,001	1,47	1,77	1,30	1,28
Florestas mistas	4	135 298	95	324860	12 949	0,001	1,59	1,89	1,28	1,29
Matos	1	4 585	0	0	350	0,000	1,46	1,46	1,39	1,39
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	1	341 184	0	0	2 405	0,000	1,16	1,16	1,22	1,22
Praias, dunas e areais	1	191 696	0	0	3 510	0,000	2,26	2,26	1,34	1,34
Mar e oceano	1	42 323	0	0	3 156	0,000	4,33	4,33	1,51	1,51

Tabela 3.16 – Índices de paisagem para o ano de 2000, por classes de ocupação do solo, para a ribeira de Valadares. (NºM – Nº de Manchas; DMM - Dimensão Média das Manchas (ha); DPDM - Desvio Padrão da Dimensão das Manchas (ha); CVDM - Coeficiente de Variação da Dimensão das Manchas (%); TM - Total de Margem (m); DM - Densidade de Margens (m/ha); IMF - Índice Médio de Forma; IMFPA - Índice Médio de Forma Ponderado pela Área; DFMM - Dimensão Fractal Média das Manchas; DFMPA - Dimensão Fractal Média Ponderada pela Área).

Classes de Ocupação	Índices de paisagem									
	NºM	DMM	CVDM	DPDM	TM	DM	IMF	IMFPA	DFMM	DFMPA
Tecido urbano contínuo	1	58 969	0	0	126	0,000	1,47	1,47	1,30	1,30
Tecido urbano descontínuo	9	72 079	151	721492	34 457	0,003	1,78	2,39	1,39	1,30
Indústria, comércio e equipamentos gerais	1	519 402	0	0	3 499	0,000	1,37	1,37	1,24	1,24
Áreas de extracção mineira	1	271 180	0	0	2 270	0,000	1,23	1,23	1,24	1,24
Culturas anuais de sequeiro	4	735 745	65	560560	23 527	0,002	2,07	2,08	1,35	1,28
Agricultura com espaços naturais	2	33 027	77	109666	3 303	0,000	1,29	1,41	1,26	1,26
Florestas de resinosas	5	150 765	89	164189	9 961	0,001	1,43	1,55	1,29	1,27
Florestas mistas	6	175 375	51	98911	13 343	0,001	1,47	1,47	1,27	1,27
Praias, dunas e areais	1	191 696	0	0	3 510	0,000	2,26	2,26	1,34	1,34
Mar e oceano	1	42 323	0	0	3 156	0,000	4,33	4,33	1,51	1,51

Na tabela 3.17 podem-se observar as percentagens de utilização do solo nesta bacia hidrográfica, calculadas a partir de uma fotografia aérea de 2002 (escala 1:4 500), verificando-se que a agricultura é dominante, tal como acontecia na bacia hidrográfica do rio Febros. No entanto, verifica-se o predomínio das áreas urbanas/social na área circundante ($r = 1$ Km, calculada a partir da mesma fotografia aérea de 2002, mas com recurso ao ArcGIS) de cada estação de amostragem (Tabela 3.18, Figura 3.10).

Tabela 3.17 – Percentagem de ocupação do solo na bacia hidrográfica da ribeira de Valadares, em 2002 (franja litoral ocupa 1,4%).

% Ocupação do Solo			
Floresta	Indústria	Habitação	Agricultura
22,9	9,7	26,2	39,8

Tabela 3.18 – Percentagem de utilização do solo na área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem, na ribeira de Valadares, em 2002. As áreas urbanas/social incluem habitações e indústrias, e as áreas improdutivas incluem praias e pedreiras.

Estação de Amostragem	Áreas Incultas (matos) (%)	Floresta de Folhosas (%)	Floresta de Resinosas (%)	Áreas Agrícolas (%)	Áreas Urbanas/Social (%)	Rede Viária (%)	Áreas Improdutivas (%)
1	0,57	8,98	8,90	27,59	37,02	4,02	12,92
2	-	4,48	14,07	17,12	52,61	0,75	10,97
3	-	9,16	8,49	13,12	59,54	1,91	7,79

Relativamente a esta ribeira, verificou-se que a agricultura e a habitação representam as formas de ocupação do solo dominantes ao nível da bacia hidrográfica. Por outro lado, a análise da área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem aproximou-se mais dos resultados obtidos com o Corine Land Cover para toda a bacia, em 2000, ou seja, verificou-se que as áreas urbanas/social dominaram relativamente às outras formas de ocupação do solo, e em todas as estações de amostragem.

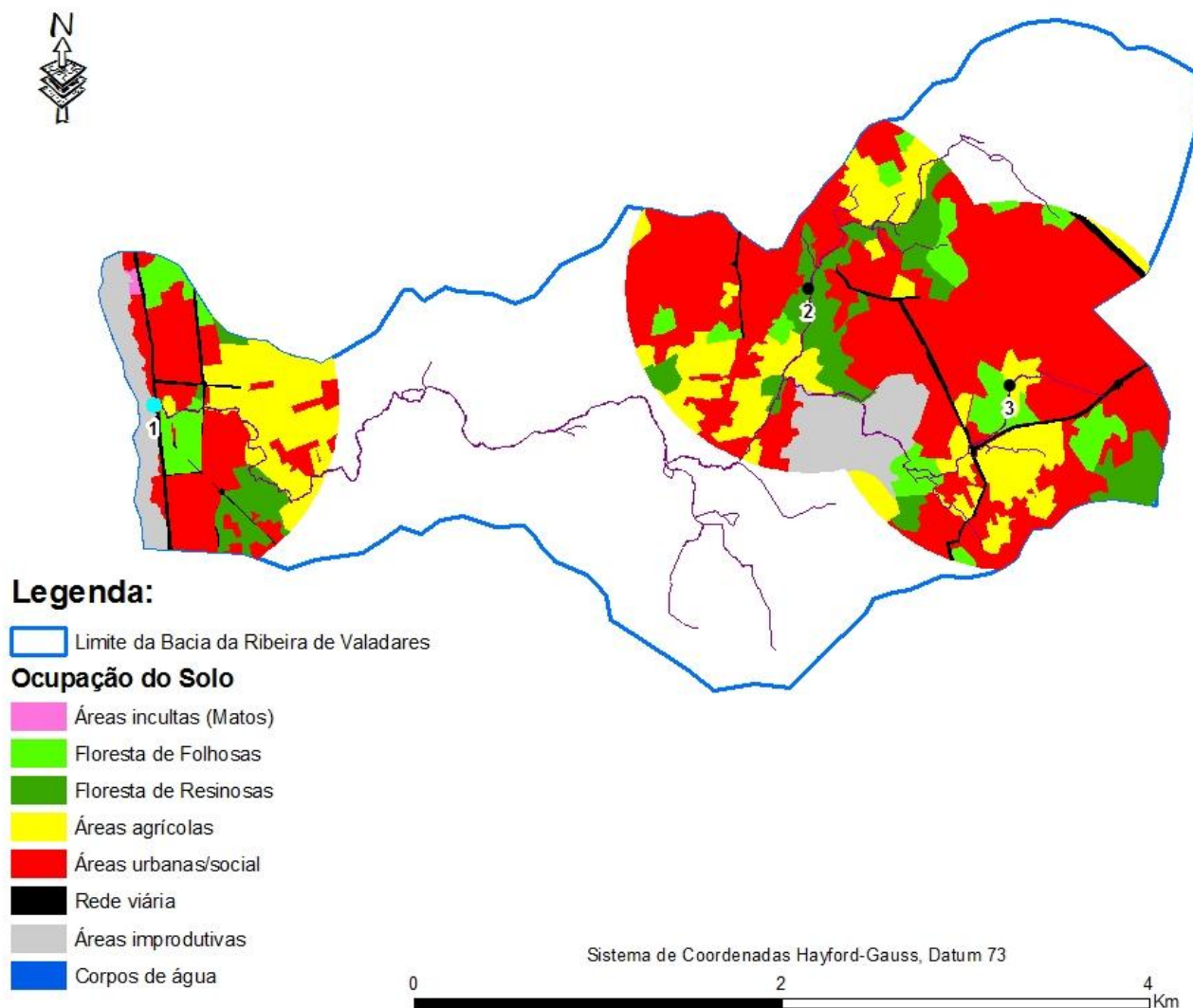


Figura 3.10 – Utilização do solo na área circundante ($r = 1\text{Km}$) de cada estação de amostragem, na ribeira de Valadares, em 2002.

3.3. Ciclos Horários

Com o intuito de avaliar a ocorrência de variações de curta duração em vários parâmetros: CF, caudal, Chla, amónia, ortofosfatos, nitritos e nitratos, e averiguar a existência ou não de padrões horários de variação, realizaram-se ciclos horários de 19h. Assim, em cada estação do ano, na foz de cada um dos cursos de água estudados, recolheu-se água, entre as 6h da manhã e as 24h da noite, tendo-se determinado CF e caudal de hora a hora, e Chla e nutrientes químicos, de 2 em 2 horas.

3.3.1. Bacia Hidrográfica do Rio Febros

Os resultados obtidos durante os ciclos horários de 19h encontram-se resumidos graficamente nas figuras 3.11 e 3.12.

Verificou-se que os valores de CF foram elevados em todas as estações do ano, valor médio = $5,0 \pm 0,03 \text{ Log}_{10} \text{ ufc } 100 \text{ ml}^{-1}$, tendo variado entre 88 500 e 334 000 ufc 100 ml⁻¹, ou seja, cerca de 44 a 167 vezes acima do VMA para águas de banho (VMA = 2 000 ufc 100 ml⁻¹). Durante as 19h de amostragem registaram-se oscilações destes valores, no entanto, e tal como se pode observar na figura 3.11, na amostragem de Outono verificou-se uma maior tendência para o aumento dos valores de CF. Nas amostragens de Primavera e Verão também se obtiveram valores de CF superiores no fim dos ciclos horários, comparativamente com os valores obtidos ao início da manhã (Figura 3.11). De realçar que o valor inicial de CF (às 6h da manhã) foi superior na amostragem de Inverno, no entanto, ao fim de 19h de amostragem obtiveram-se, de igual modo, os valores mais baixos (Figura 3.11). Em termos globais podem-se salientar alguns “picos” diários, eventualmente relacionados com ritmos e hábitos de higiene, nomeadamente às: 8h; 10-11h; 16h; 19h e 22-23h (Figura 3.11).

Em relação ao caudal, verificou-se que no Outono e na Primavera os seus valores variaram de forma muito semelhante, excepto a partir das 19h, em que os valores de Outono foram marcadamente superiores (Figura 3.11). No Verão, e tal como seria de esperar, tendo em consideração que o rio Febros é um rio de baixo nível de ordem, registaram-se os valores de caudal mais baixos, por vezes muito próximos de zero (Figura 3.11). No entanto, e apesar das oscilações horárias obtidas, o caudal médio situou-se entre $2,2 \pm 0,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $3,0 \pm 0,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, excepto no Verão que foi de $1,1 \pm 0,2$

$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$. Para além disso, os valores de CF não estiveram muito correlacionados com os valores do caudal ($R = 0,21$, $p < 0,0001$).

Relativamente às variações horárias do teor em clorofila *a* (Chla), obtiveram-se valores gerais médios de $2,6 \pm 0,4 \text{ mg m}^{-3}$, verificando-se picos máximos em diferentes horas do dia, consoante a estação do ano (Figura 3.11). Deste modo, no Inverno o valor mais elevado foi registado às 6h da manhã e no Verão o máximo de clorofila verificou-se às 22h, tendo sido bastante mais elevado do que os restantes, $16,2 \text{ mg m}^{-3}$. Já na Primavera e no Outono esse máximo ocorreu às 24h (Figura 3.11).

No que se refere às variações horárias das concentrações de nutrientes, registaram-se maiores oscilações nos nitritos e nitratos (Figura 3.12). Em relação à amónia, os valores obtidos na Primavera foram nitidamente superiores aos restantes (valor médio = $235,8 \pm 21,5 \text{ } \mu\text{M NH}_4^+$), enquanto no Inverno a média foi de $79,6 \pm 5,2 \text{ } \mu\text{M NH}_4^+$, no Verão de $44,4 \pm 5,4 \text{ } \mu\text{M NH}_4^+$ e no Outono de $34,0 \pm 4,7 \text{ } \mu\text{M NH}_4^+$. Relativamente aos ortofosfatos, os valores obtidos no Verão destacaram-se dos restantes (média = $74,8 \pm 7,0 \text{ } \mu\text{M PO}_4^{3-}$), que foram bastante inferiores (Figura 3.12), com valores médios de $7,2 \pm 0,9 \text{ } \mu\text{M PO}_4^{3-}$ (Outono), $5,7 \pm 0,5 \text{ } \mu\text{M PO}_4^{3-}$ (Primavera) e $3,0 \pm 0,3 \text{ } \mu\text{M PO}_4^{3-}$ (Inverno). Os valores de nitritos obtidos na Primavera também se destacaram dos restantes, tal como se verificou com a amónia (média = $12,1 \pm 0,2 \text{ } \mu\text{M NO}_2^-$). Nas restantes estações do ano, os valores médios foram inferiores (Figura 3.12): $9,3 \pm 0,7 \text{ } \mu\text{M NO}_2^-$ (Verão), $6,7 \pm 0,3 \text{ } \mu\text{M NO}_2^-$ (Inverno) e $5,9 \pm 0,4 \text{ } \mu\text{M NO}_2^-$ (Outono). Os valores mais elevados foram obtidos com os nitratos, não se verificando, contudo, a sobreposição de nenhuma das estações (valor médio = $466,2 \pm 26,4 \text{ } \mu\text{M NO}_3^-$). Para além disso, no Outono registou-se um decréscimo importante de nitratos entre as 6h e as 24h (Figura 3.12).

Os resultados obtidos nestes ciclos horários permitiram, portanto, observar grandes variações em todos os parâmetros considerados. Para além disso, a ausência de padrões de variação permitiu validar a realização das amostragens mensais a qualquer hora do dia.

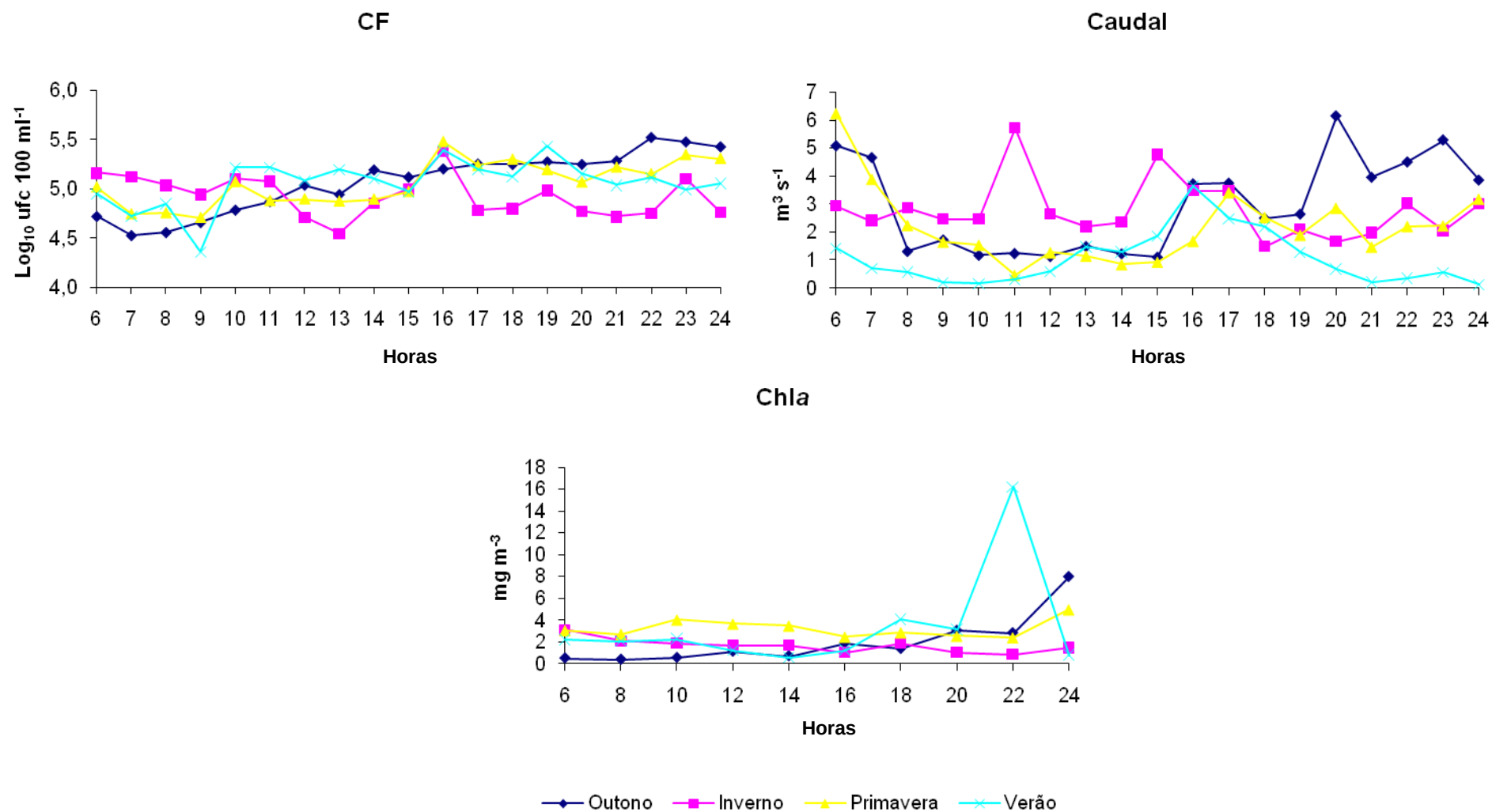


Figura 3.11 – Gráficos das variações horárias (19h) de CF, Caudal e Chla na foz do rio Febros, nas 4 estações do ano.

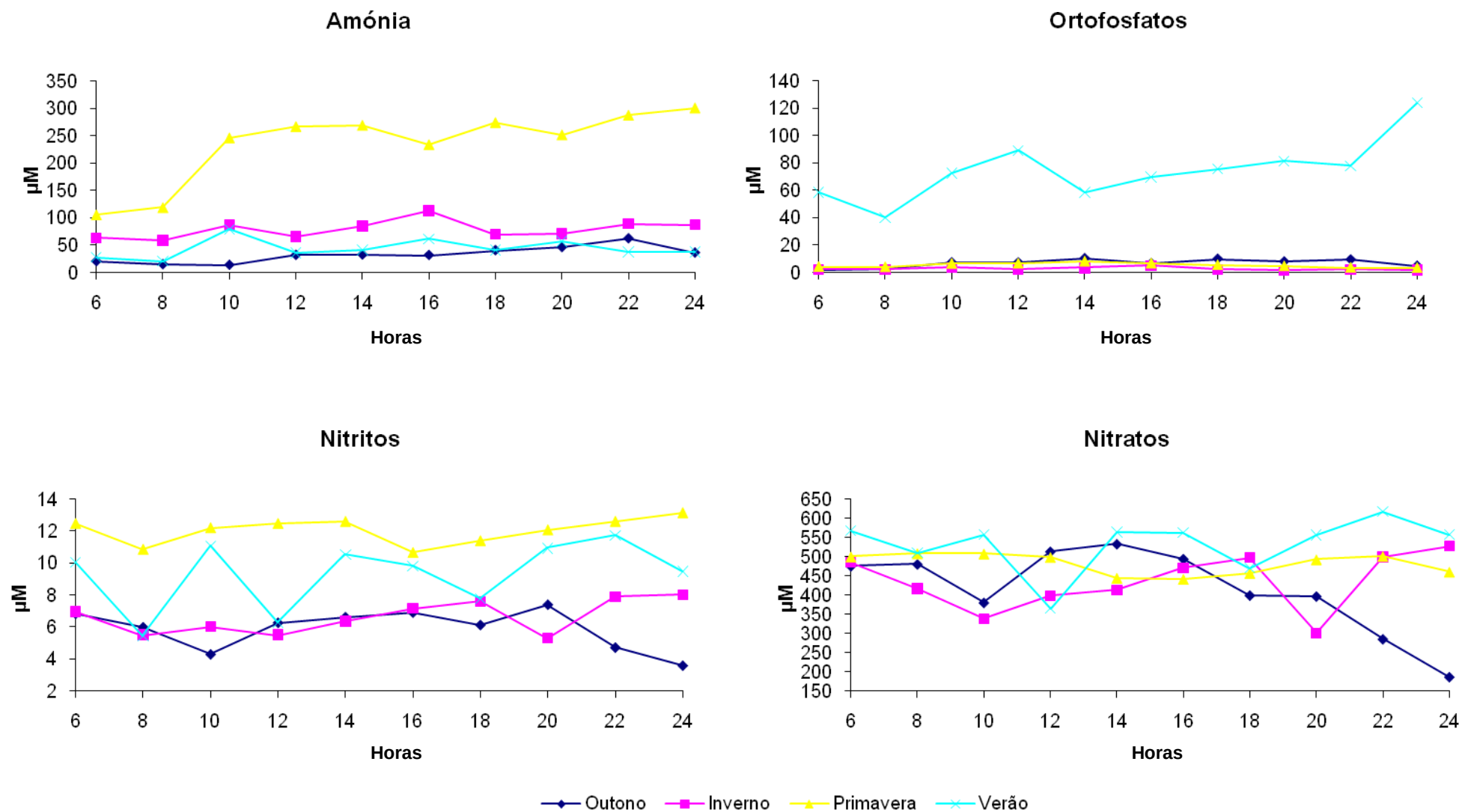


Figura 3.12 – Gráficos das variações horárias (19h) de Amônia, Ortofosfatos, Nitritos e Nitratos na foz do rio Febros, nas 4 estações do ano.

3.3.2. *Bacia Hidrográfica da Ribeira de Valadares*

Os resultados obtidos durante os ciclos horários de 19h realizados nesta ribeira encontram-se resumidos graficamente nas figuras 3.13 e 3.14.

Tal como aconteceu no rio Febros, os valores de CF também foram elevados em todas as estações do ano, no entanto, o seu valor médio foi ligeiramente inferior, $4,4 \pm 0,04 \text{ Log}_{10} \text{ ufc } 100 \text{ ml}^{-1}$. Todavia, nesta ribeira, os valores de CF variaram entre 15 000 e 94 500 ufc 100 ml⁻¹, estando 7,5 a 47 vezes acima do VMA para águas de banho, que é de 2 000 ufc 100 ml⁻¹, como já foi referido anteriormente. Observando o gráfico de CF da figura 3.13, verifica-se que os valores destes indicadores de contaminação fecal oscilaram em todos os ciclos horários, registando-se um aumento no final do dia, nas amostragens de Outono e Inverno, e um decréscimo nas restantes estações do ano. De um modo geral podem-se observar, ainda, alguns “picos” diários (9h, 12-14h, 17-18h e 22-23h), provavelmente associados a determinados ritmos e hábitos de higiene (Figura 3.13), embora de uma forma menos acentuada do que se verificou no rio Febros. De realçar que no Outono, a variação de CF foi mais regular e com “picos” mais marcados, enquanto na amostragem de Inverno variou de forma mais irregular, tendo-se registado o valor mais baixo ($3,7 \text{ Log}_{10} \text{ ufc } 100 \text{ ml}^{-1}$) e o mais elevado ($5,2 \text{ Log}_{10} \text{ ufc } 100 \text{ ml}^{-1}$), para além de ter ocorrido um aumento exponencial de CF com a passagem de 6 000 para 169 500 ufc 100 ml⁻¹, entre as 18 e as 24h, respectivamente (Figura 3.13).

Relativamente ao caudal, registaram-se valores muito baixos, média = $0,3 \pm 0,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, verificando-se, nitidamente, que os valores de Primavera/Verão foram inferiores aos de Outono/Inverno (Figura 3.13). Assim, nos meses mais quentes o caudal médio foi de $0,18 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e nos restantes duplicou, $0,41 \pm 0,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Figura 3.13). Para além disso, as oscilações horárias de caudal devem reflectir a variação da pluviosidade que ocorreu no Outono/Inverno, bem como a sua ausência nas restantes estações do ano, uma vez que se trata de uma pequena ribeira. De referir, ainda, que não se verificou a existência de correlação entre os CF e a variação do caudal ($R = 0,03$, $p < 0,0001$).

Os valores de clorofila *a* obtidos nesta ribeira também foram baixos, com excepção de 2 valores muito elevados (35,4 e 57,9 mg m⁻³) que se obtiveram às 22 e às 24h na amostragem de Inverno, e que foram excluídos da representação gráfica (Figura 3.13). Assim, registou-se um valor médio de $1,7 \pm 0,5 \text{ mg m}^{-3}$, verificando-se um aumento desse valor entre o Outono e o Verão. De facto, os valores médios obtidos foram: $0,4 \pm 0,1 \text{ mg}$

m^{-3} (Outono); $1,6 \pm 0,1 \text{ mg m}^{-3}$ (Inverno); $2,0 \pm 0,2 \text{ mg m}^{-3}$ (Primavera), e $2,7 \pm 0,3 \text{ mg m}^{-3}$ (Verão).

Relativamente às variações horárias das concentrações de nutrientes, estes encontram-se registadas na figura 3.14. De um modo geral, observaram-se maiores oscilações horárias no caso dos nitratos. Os valores de amónia foram superiores no Inverno, tendo-se registado um aumento considerável entre as 20 e as 24h, de $34,7 \text{ }\mu\text{M NH}_4^+$ para $399,3 \text{ }\mu\text{M NH}_4^+$, respectivamente (Figura 3.14). Isso explica que o valor médio deste nutriente tenha sido de $77,0 \pm 38,5 \text{ }\mu\text{M NH}_4^+$ durante esta amostragem. Nas restantes amostragens os valores médios de amónia foram menores: $29,4 \pm 4,0 \text{ }\mu\text{M NH}_4^+$ (Outono); $12,6 \pm 1,5 \text{ }\mu\text{M NH}_4^+$ (Primavera), e $10,8 \pm 4,2 \text{ }\mu\text{M NH}_4^+$ (Verão). Relativamente aos ortofosfatos e aos nitritos, verificou-se que os valores obtidos no Verão foram superiores aos restantes, com a excepção do valor de ortofosfatos obtido às 24h, que foi suplantado pelo valor obtido no Inverno (Figura 3.14). Assim, nessa estação do ano, a média dos ortofosfatos foi de $7,9 \pm 0,2 \text{ }\mu\text{M PO}_4^{3-}$, enquanto nas restantes estações foi de $3,0 \pm 0,8 \text{ }\mu\text{M PO}_4^{3-}$. Em relação aos valores médios de nitritos, registou-se uma média de $89,7 \pm 5,1 \text{ }\mu\text{M NO}_2^-$ no Verão, e de $15,1 \pm 1,4 \text{ }\mu\text{M NO}_2^-$ nas restantes estações do ano (Figura 3.14). Tal como se verificou no rio Febros, os nitratos apresentaram os valores mais elevados e, neste caso, com valores superiores. Deste modo, os valores médios oscilaram entre $630 \pm 16 \text{ }\mu\text{M NO}_3^-$ (Outono) e $788,5 \pm 27,3 \text{ }\mu\text{M NO}_3^-$ (Inverno), sendo a média das restantes estações de $707,2 \pm 3,7 \text{ }\mu\text{M NO}_3^-$ (Figura 3.14). Para além disso, convém realçar a inexistência de qualquer tipo de “padrão” horário e/ou sazonal (Figura 3.14).

As grandes variações observadas, de um modo geral, em todos os parâmetros, bem como a ausência de padrões de variação permitiram validar a realização das amostragens mensais desta ribeira a qualquer hora, tal como se verificou no rio Febros.

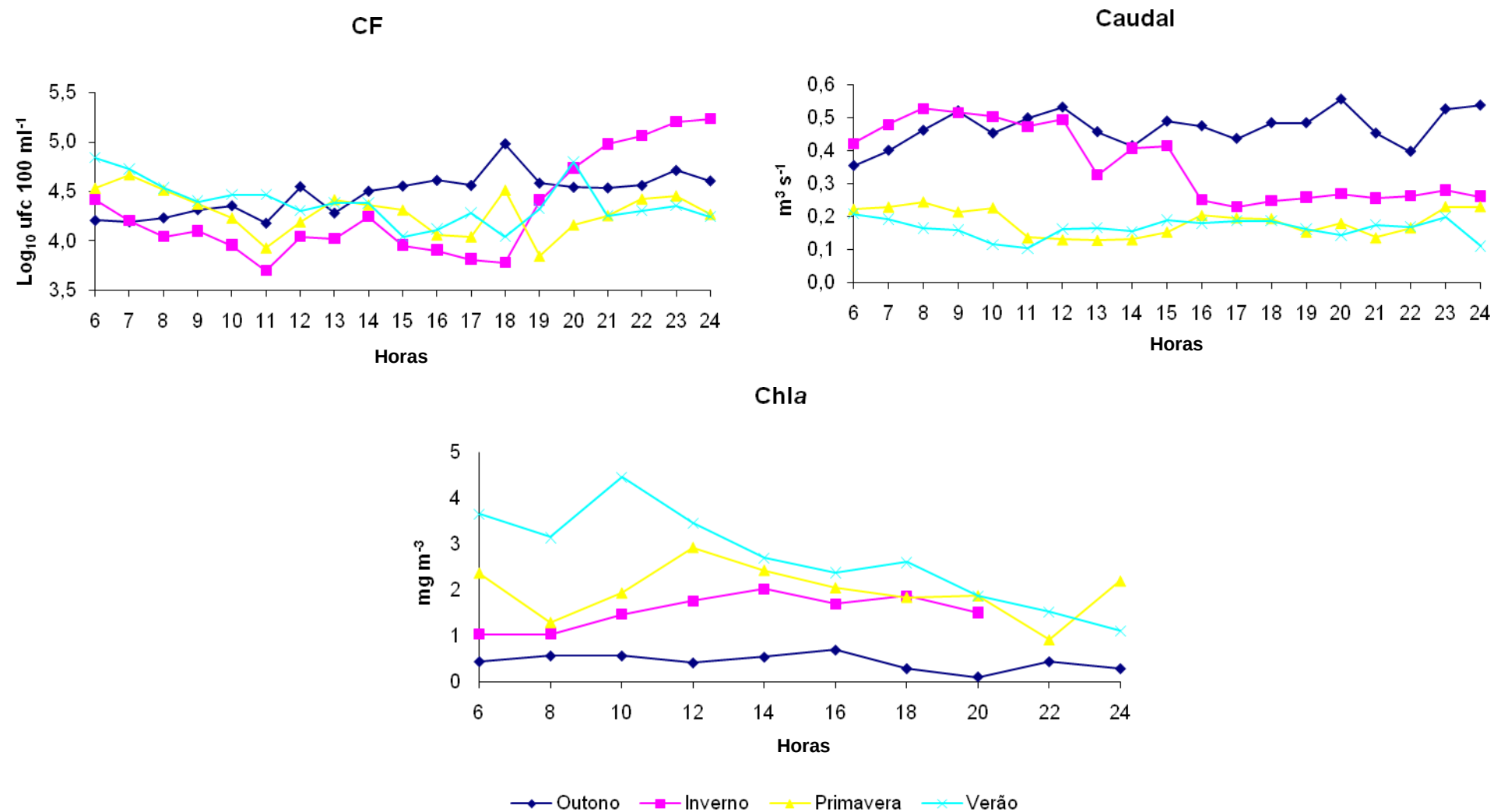


Figura 3.13 – Gráficos das variações horárias (19h) de CF, Caudal e Chla na foz da ribeira de Valadares, nas 4 estações do ano.

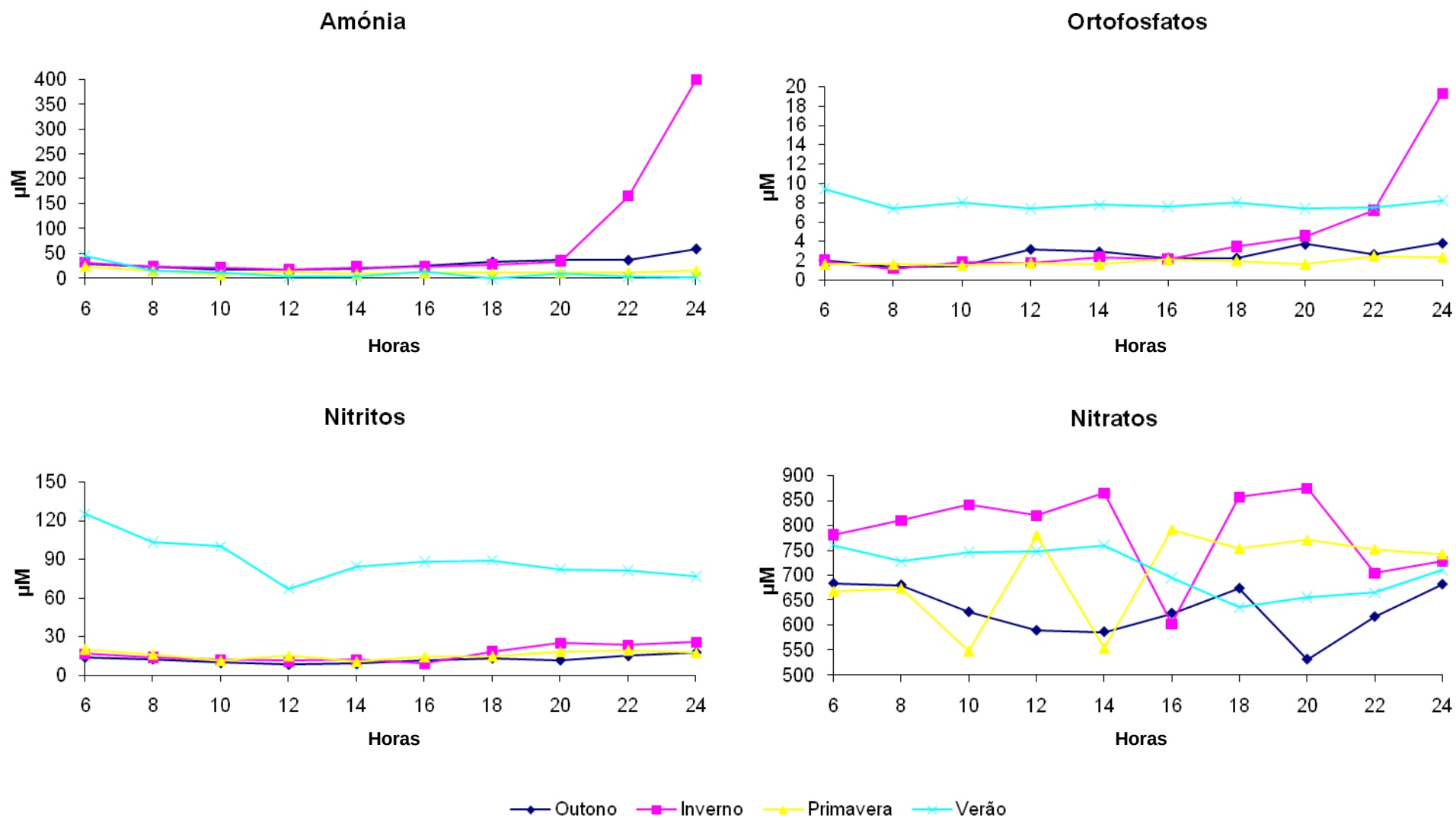


Figura 3.14 – Gráficos das variações horárias (19h) de Amónia, Ortofosfatos, Nitritos e Nitratos na foz da ribeira de Valadares, nas 4 estações do ano.

3.4. Amostragens Mensais

3.4.1. Bacia Hidrográfica do Rio Febros

3.4.1.1. Qualidade da Água

Os valores médios dos parâmetros estudados podem ser observados na tabela 3.19, relativamente aos 2 anos de amostragens.

Globalmente, verificou-se um decréscimo dos valores médios de: temperatura, pH, turbidez, oxigénio dissolvido, CBO_5 , CQO, nitratos, Chla, CF e caudal, entre o 1º e o 2º ano de amostragens (Tabela 3.19). Contrariamente, nesses mesmos períodos registaram-se aumentos nos valores médios de: condutividade, nitritos, amónia, ortofosfatos e razão N:P (Tabela 3.19).

Em termos espaciais, o troço mais a jusante (estação 1, foz) apresentou os valores mais elevados de condutividade, pH e nutrientes (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$), com excepção dos nitritos (nos dois anos de amostragens) e dos nitritos e nitratos, no 2º ano de amostragens (Tabela 3.19), bem como a menor quantidade de oxigénio (no 1º ano de amostragens). As concentrações de nitratos foram particularmente elevadas, sendo frequentes valores superiores a $600 \mu\text{M}$, especialmente próximo da foz, durante o 1º ano de amostragens (Tabela 3.19). No entanto, não se verificaram diferenças significativas entre as várias estações de amostragem (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). De salientar, também, os elevados valores de nitritos e amónia (Tabela 3.19), tendo-se registado diferenças significativas, principalmente, entre os valores obtidos para a estação 1 e as restantes estações (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$).

A correlação CQO/ CBO_5 obtida para o 1º ano de amostragens foi muito fraca ($R = 0,05$, $p < 0,0001$), no entanto, no 2º ano de amostragens este valor foi elevado ($R = 0,79$, $p < 0,0001$), indicando que as fontes de poluição deverão ter sido as mesmas.

Nas figuras 3.15 a 3.25 podem-se observar as variações espaciais de vários parâmetros estudados durante os 2 anos de amostragens. Em relação à condutividade específica verificou-se que, em termos gerais, os seus valores oscilaram entre 100 e $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 3.15). Contudo, obtiveram-se valores superiores junto da foz a partir de Maio de 2003 e durante todas as amostragens realizadas entre 2004 e 2005 (Figura 3.15). A temperatura da água variou entre 9 e 26°C (Figura 3.16), mantendo-se, geralmente, uniforme de jusante para montante. No entanto, registaram-se temperaturas mais elevadas próximo da foz, particularmente, entre Junho e Agosto, no 1º ano de amostragens e entre Julho e Agosto no 2º ano de amostragens (Figura 3.16). A variação espacial do pH não foi tão uniforme como a dos parâmetros anteriores, todavia, oscilou,

essencialmente, entre 6,5 - 7,5 e 7,5 - 8 (Figura 3.17). Para além disso, os valores mais elevados registaram-se, novamente, junto da foz, principalmente em Julho de 2003 e entre Agosto e Setembro de 2005. Neste último caso, também se registaram valores elevados de pH na estação mais a montante (Figura 3.17). Os valores de turbidez foram francamente diferentes entre os 2 anos de amostragens, implicando a necessidade de utilizar escalas diferentes (Figura 3.18). Paralelamente, no 1º ano de amostragens registaram-se valores superiores em direcção a montante, enquanto no 2º ano os valores mais elevados foram obtidos nas amostragens de Outubro, ao longo de todo o rio (Figura 3.18). No que se refere à clorofila a praticamente não houve variação espacial, com valores a oscilarem entre 0 e 25 mg m⁻³ (Figura 3.19). No entanto, registaram-se valores superiores em situações pontuais, entre Agosto e Setembro de 2003 e em Março de 2005, nas estações próximas da foz (Figura 3.19).

Relativamente à variação espacial dos vários nutrientes quantificados durante os 2 anos de amostragens, verificou-se uma tendência geral para uma maior concentração dos mesmos próximo da foz (Figuras 3.21, 3.22 e 3.23). Somente os nitratos apresentaram uma variação espacial mais distribuída ao longo das 4 estações de amostragem (Figura 3.20), que terá, certamente, contribuído para a distribuição espacial obtida para a razão N:P (Figura 3.24). De realçar, que neste último caso os valores obtidos no 2º ano de amostragens foram muito mais levados do que no 1º ano (Tabela 3.19).

A média da biomassa (estimada a partir dos valores da clorofila) foi de $7,40 \pm 2,18$ mg m⁻³ no 1º ano e decresceu para $4,76 \pm 1,09$ mg m⁻³ no 2º ano, indicando um aumento da eutrofização (Tabela 3.19).

As elevadas razões molares N:P, $147,58 \pm 36,27$ e $204,91 \pm 95,43$, obtidas no 1º e 2º ano de amostragens, respectivamente, permitem aferir a existência de um excesso de azoto disponível não claramente utilizado pelo fitoplâncton (médias da biomassa = $7,40 \pm 2,18$ mg m⁻³ e $4,76 \pm 1,09$ mg m⁻³, respectivamente).

Em termos gerais, os locais estudados encontravam-se altamente contaminados com esgoto doméstico. Apesar dos valores de CF terem sido superiores no 1º ano de amostragens (Tabela 3.19), não se verificaram diferenças estatísticas entre as várias estações de amostragem durante esse período (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). No entanto, no 2º ano de amostragens registaram-se diferenças significativas entre as estações 1 e 2, localizadas mais a jusante, e as estações 3 e 4, a montante (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). A variação espacial destes indicadores de contaminação fecal pode ser observada na figura 3.25, verificando-se a ocorrência de valores mais elevados a jusante (próximo da foz), particularmente nas amostragens efectuadas durante o 2º ano. Verificou-se, também, que durante o 1º ano de amostragens o valor médio de CF foi 86 vezes superior

ao VMA para águas de banho ($VMA = 2\,000\text{ ufc }100\text{ml}^{-1}$), excedendo esse limite em 38 vezes durante o 2º ano de amostragens.

Relativamente à variação temporal, registaram-se variabilidades sazonais significativas (ANOVA, $p < 0,05$) de: temperatura; oxigénio dissolvido; turbidez e nitratos, para os dois períodos de amostragens, e, ainda, de: CBO_5 ; CF e Chla (1º ano) e de CQO e nitritos (2º ano).

Os valores médios obtidos para as BHVA não se encontram na tabela 3.19, uma vez que este parâmetro só foi determinado durante o 1º ano de amostragens. Nesse período verificou-se a existência de um elevado número destas bactérias (média = $149\,857 \pm 42\,031\text{ ufc ml}^{-1}$), correspondente apenas a uma fracção da população bacteriana existente em cada amostra de água (Bordalo, 1991). Para além disso, verificou-se que, de um modo geral, o número de BHVA decresceu de jusante para montante, mostrando a mesma tendência dos CF. Por esse motivo optou-se pela sua não determinação nas amostragens seguintes.

Tabela 3.19 – Média aritmética $\pm$ SE e Valores Mínimos e Máximos dos parâmetros seleccionados, para os 2 anos de amostragens, no rio Febros. E. A. - Estações de Amostragem.

Parâmetros														
Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	pH	Turbidez (FTU)	Sat. Oxigénio (%)	CBO ₅ (mg l^{-1})	CQO (mg l^{-1})	Nitratos (μM)	Nitritos (μM)	Amónia (μM)	Ortofosfatos (μM)	N:P	Chla (mg m^{-3})	CF ($\text{ufc } 100\text{ml}^{-1}$)	Caudal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
Média $\pm$ SE														
Mínimo														
Máximo														
Nov.04/Out.05														
Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor
01.06.05	1	1212,00	07.08.03	1	1502,00	01.10.03	3	141,00	01.10.03	3	115,00	01.10.03	3	141,00
06.07.05	2	21,19	20.06.03	2	25,29	26.02.03	2	10,84	26.02.03	2	8,97	26.02.03	2	10,84
29.09.05	1	9,92	15.07.03	1	9,40	01.10.03	4	6,34	01.10.03	4	6,34	01.10.03	4	6,34
20.10.05	4	72,40	30.10.02	3	330,00	20.06.03	3	1,36	20.06.03	2	0,80	20.06.03	3	1,36
10.11.04	4	192,70	16.04.03	3	125,20	01.10.03	1	91,20	01.10.03	1	77,60	01.10.03	1	91,20
10.11.04	1	13,15	27.08.03	4	14,68	26.02.03	3	1,85	26.02.03	3	1,64	26.02.03	3	1,85
20.10.05	1	84,20	30.10.02	3	1480,00	16.04.03	3	20,00	16.04.03	3	7,10	16.04.03	3	20,00
12.01.05	2	427,19	30.07.03	1	819,75	30.10.02	3	112,89	30.10.02	3	42,63	30.10.02	3	112,89
06.07.05	2	57,61	20.06.03	2	17,48	07.08.03	3	0,56	07.08.03	3	0,66	07.08.03	3	0,56
03.08.05	1	377,18	27.08.03	1	152,66	30.07.03	3	0,45	30.07.03	3	1,67	30.07.03	3	0,45
06.07.05	1	82,00	16.09.03	1	43,46	30.12.02	1	0,34	30.12.02	3	0,16	30.12.02	3	0,34
16.03.05	4	1795,25	30.12.02	3	775,76	16.09.03	1	13,19	16.09.03	1	5,49	16.09.03	1	13,19
16.03.05	2	32,93	27.08.03	1	90,97	30.12.02	3	0,20	30.12.02	3	1,01	30.12.02	3	0,20
20.10.05	1	655 500	30.12.02	4	983 000	16.04.03	4	3 000	16.04.03	3	400	16.04.03	3	3 000
12.01.05	2	1,78	30.12.02	2	6,35	20.06.03	2	0,81	20.06.03	2	0,17	20.06.03	2	0,81
Nov.04/Out.05														
Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor
01.06.05	1	313,08	07.08.03	1	141,00	01.10.03	3	141,00	01.10.03	3	115,00	01.10.03	3	141,00
06.07.05	2	14,20	20.06.03	2	25,29	26.02.03	2	10,84	26.02.03	2	8,97	26.02.03	2	10,84
29.09.05	1	7,32	15.07.03	1	9,40	01.10.03	4	6,34	01.10.03	4	6,34	01.10.03	4	6,34
20.10.05	4	8,74	30.10.02	3	330,00	20.06.03	3	1,36	20.06.03	2	0,80	20.06.03	3	1,36
10.11.04	4	103,58	16.04.03	3	125,20	01.10.03	1	91,20	01.10.03	1	77,60	01.10.03	1	91,20
10.11.04	1	6,04	27.08.03	4	14,68	26.02.03	3	1,85	26.02.03	3	1,64	26.02.03	3	1,85
20.10.05	1	35,59	30.10.02	3	1480,00	16.04.03	3	20,00	16.04.03	3	7,10	16.04.03	3	20,00
12.01.05	2	264,16	30.07.03	1	819,75	30.10.02	3	112,89	30.10.02	3	42,63	30.10.02	3	112,89
06.07.05	2	8,03	20.06.03	2	17,48	07.08.03	3	0,56	07.08.03	3	0,66	07.08.03	3	0,56
03.08.05	1	49,58	27.08.03	1	152,66	30.07.03	3	0,45	30.07.03	3	1,67	30.07.03	3	0,45
06.07.05	1	9,60	16.09.03	1	43,46	30.12.02	1	0,34	30.12.02	3	0,16	30.12.02	3	0,34
16.03.05	4	204,91	30.12.02	3	775,76	16.09.03	1	13,19	16.09.03	1	5,49	16.09.03	1	13,19
16.03.05	2	4,76	27.08.03	1	90,97	30.12.02	3	0,20	30.12.02	3	1,01	30.12.02	3	0,20
20.10.05	1	76 394	30.12.02	4	983 000	16.04.03	4	3 000	16.04.03	3	400	16.04.03	3	3 000
12.01.05	2	0,91	30.12.02	2	6,35	20.06.03	2	0,81	20.06.03	2	0,17	20.06.03	2	0,81
Nov.04/Out.05														
Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor	Data	E. A.	Valor
01.06.05	1	55,38	07.08.03	1	141,00	01.10.03	3	141,00	01.10.03	3	115,00	01.10.03	3	141,00
06.07.05	2	0,28	20.06.03	2	25,29	26.02.03	2	10,84	26.02.03	2	8,97	26.02.03	2	10,84
29.09.05	1	0,17	15.07.03	1	9,40	01.10.03	4	6,34	01.10.03	4	6,34	01.10.03	4	6,34
20.10.05	4	8,60	30.10.02	3	330,00	20.06.03	3	1,36	20.06.03	2	0,80	20.06.03	3	1,36
10.11.04	4	2,73	16.04.03	3	125,20	01.10.03	1	91,20	01.10.03	1	77,60	01.10.03	1	91,20
10.11.04	1	0,79	27.08.03	4	14,68	26.02.03	3	1,85	26.02.03	3	1,64	26.02.03	3	1,85
20.10.05	1	46,25	30.10.02	3	1480,00	16.04.03	3	20,00	16.04.03	3	7,10	16.04.03	3	20,00
12.01.05	2	44,50	30.07.03	1	819,75	30.10.02	3	112,89	30.10.02	3	42,63	30.10.02	3	112,89
06.07.05	2	1,43	20.06.03	2	17,48	07.08.03	3	0,56	07.08.03	3	0,66	07.08.03	3	0,56
03.08.05	1	36,74	27.08.03	1	152,66	30.07.03	3	0,45	30.07.03	3	1,67	30.07.03	3	0,45
06.07.05	1	6,67	16.09.03	1	43,46	30.12.02	1	0,34	30.12.02	3	0,16	30.12.02	3	0,34
16.03.05	4	147,58	30.12.02	3	775,76	16.09.03	1	13,19	16.09.03	1	5,49	16.09.03	1	13,19
16.03.05	2	36,27	27.08.03	1	90,97	30.12.02	3	0,20	30.12.02	3	1,01	30.12.02	3	0,20
20.10.05	1	172 017	30.12.02	4	983 000	16.04.03	4	3 000	16.04.03	3	400	16.04.03	3	3 000
12.01.05	2	0,81	30.12.02	2	6,35	20.06.03	2	0,81	20.06.03	2	0,17	20.06.03	2	0,81

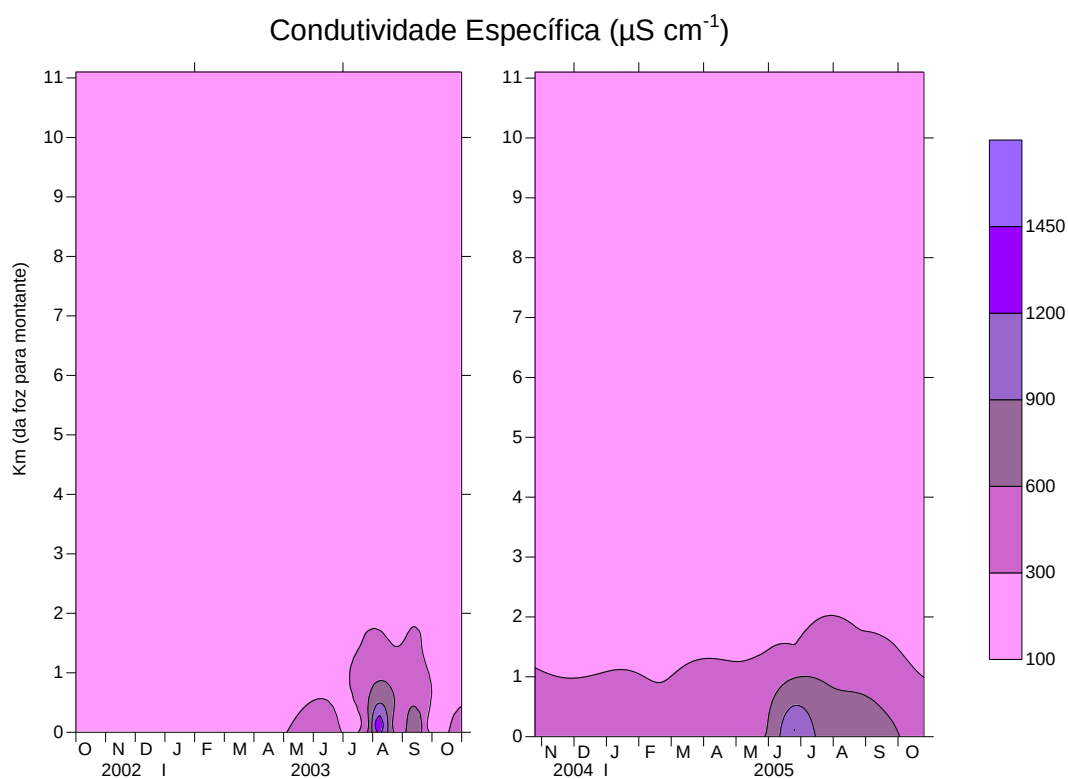


Figura 3.15 – Representação gráfica da variação espacial da condutividade específica no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

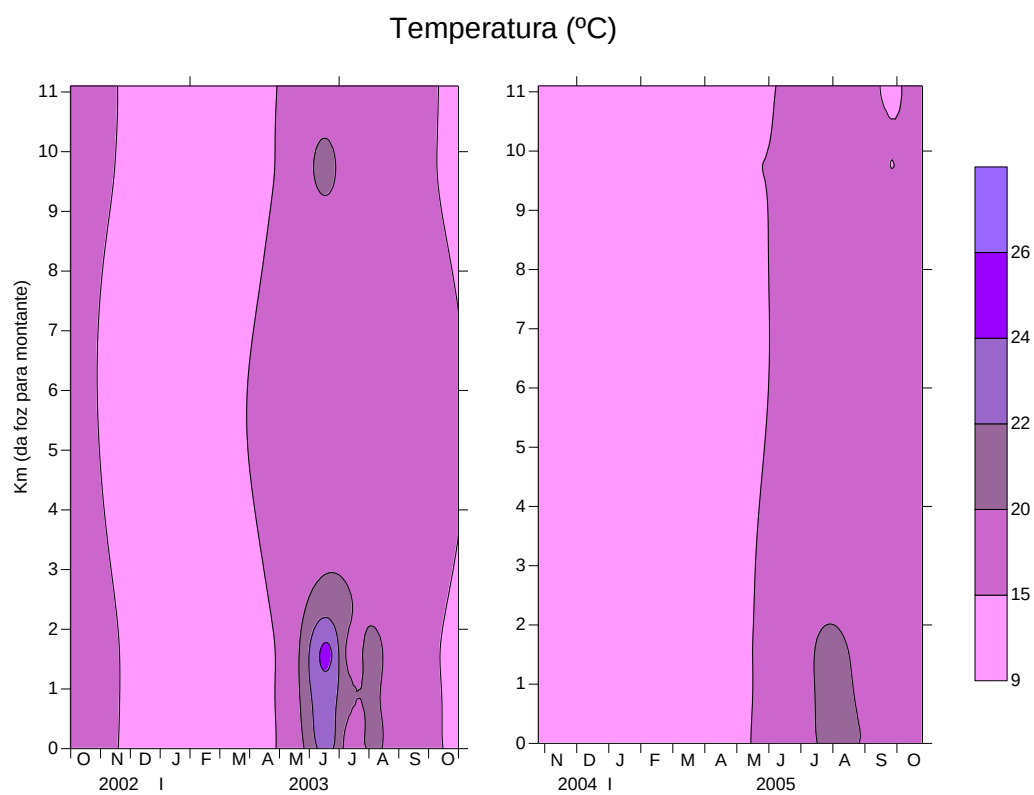


Figura 3.16 – Representação gráfica da variação espacial da temperatura no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

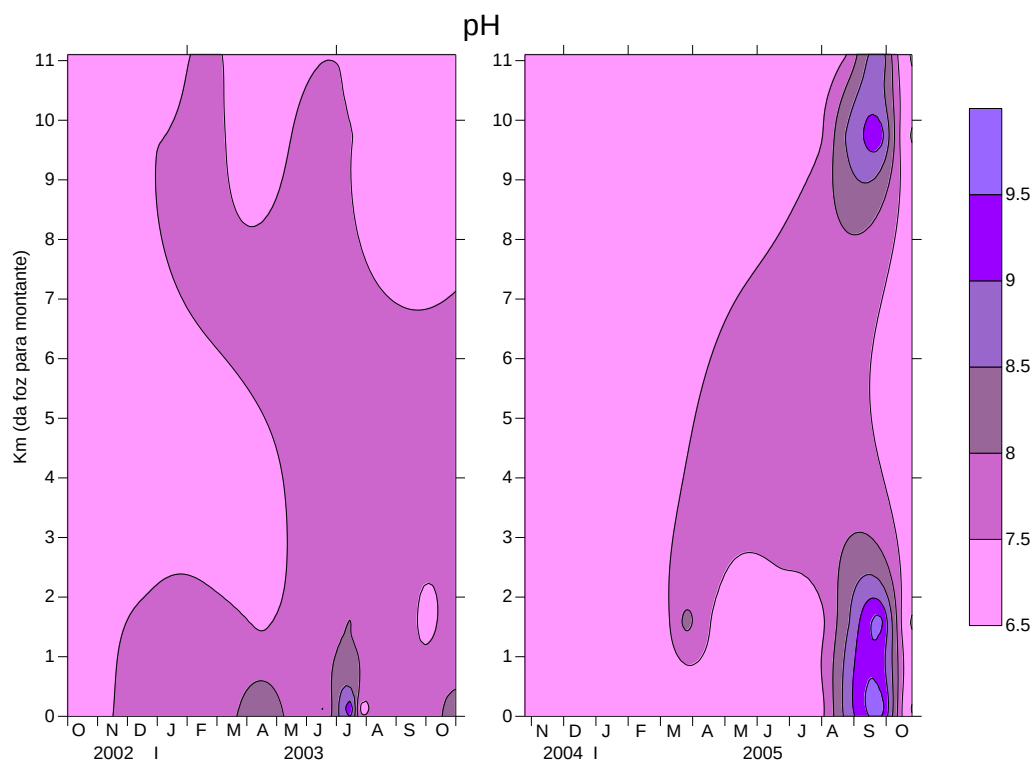


Figura 3.17 – Representação gráfica da variação espacial do pH no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

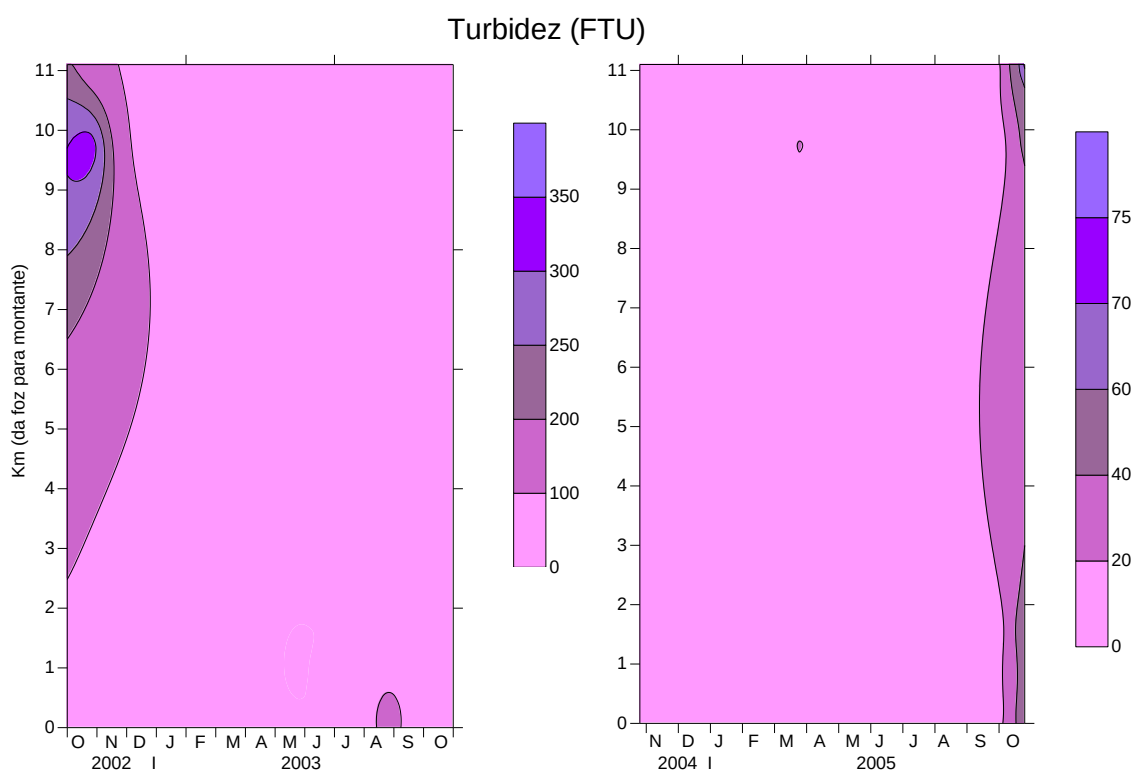


Figura 3.18 – Representação gráfica da variação espacial da turbidez no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

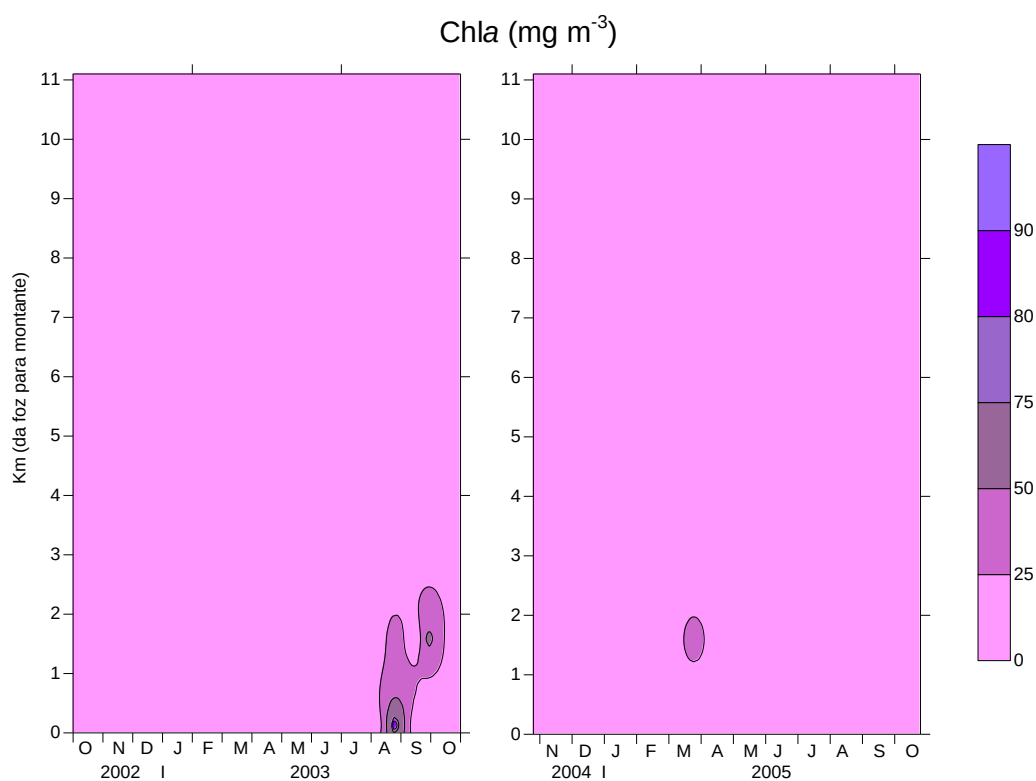


Figura 3.19 – Representação gráfica da variação espacial da Chla no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

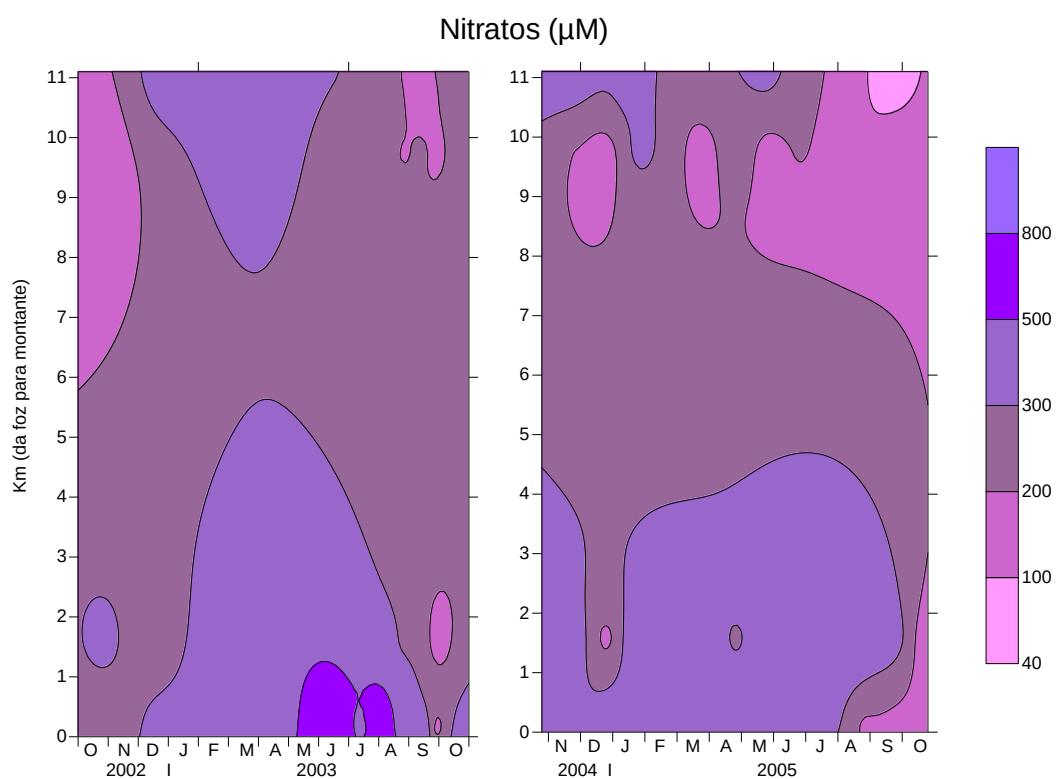


Figura 3.20 – Representação gráfica da variação espacial dos nitratos no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

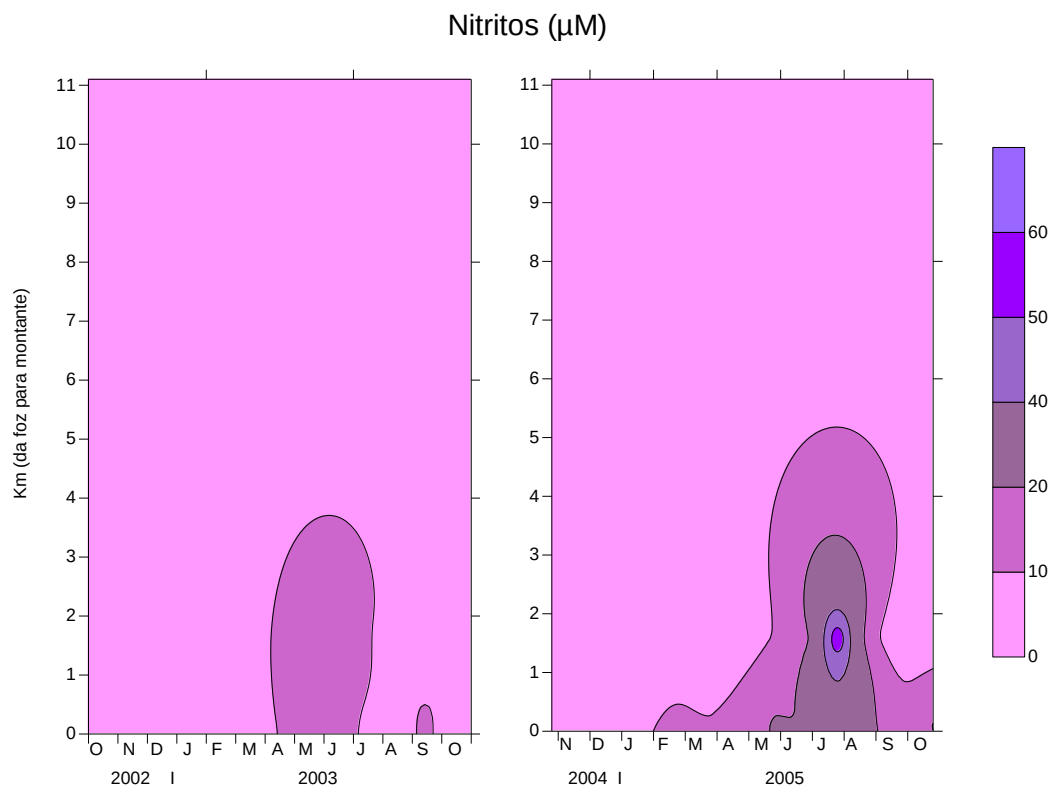


Figura 3.21 – Representação gráfica da variação espacial dos nitritos no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

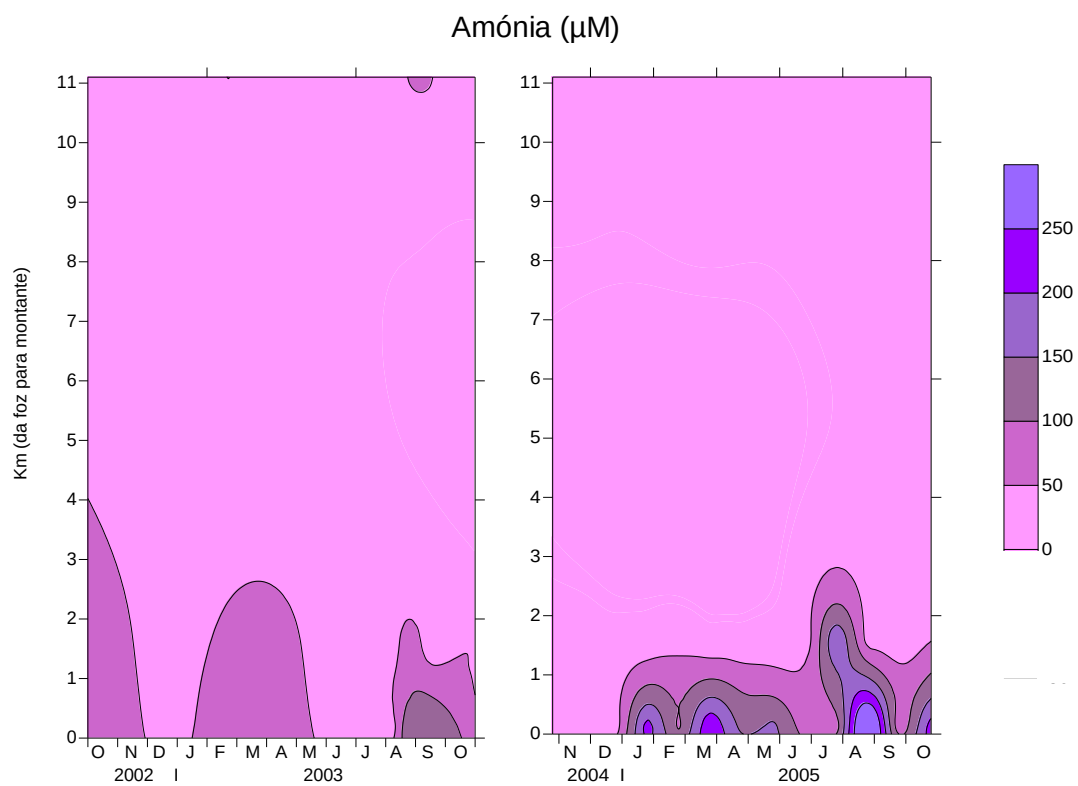


Figura 3.22 – Representação gráfica da variação espacial da amónia no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

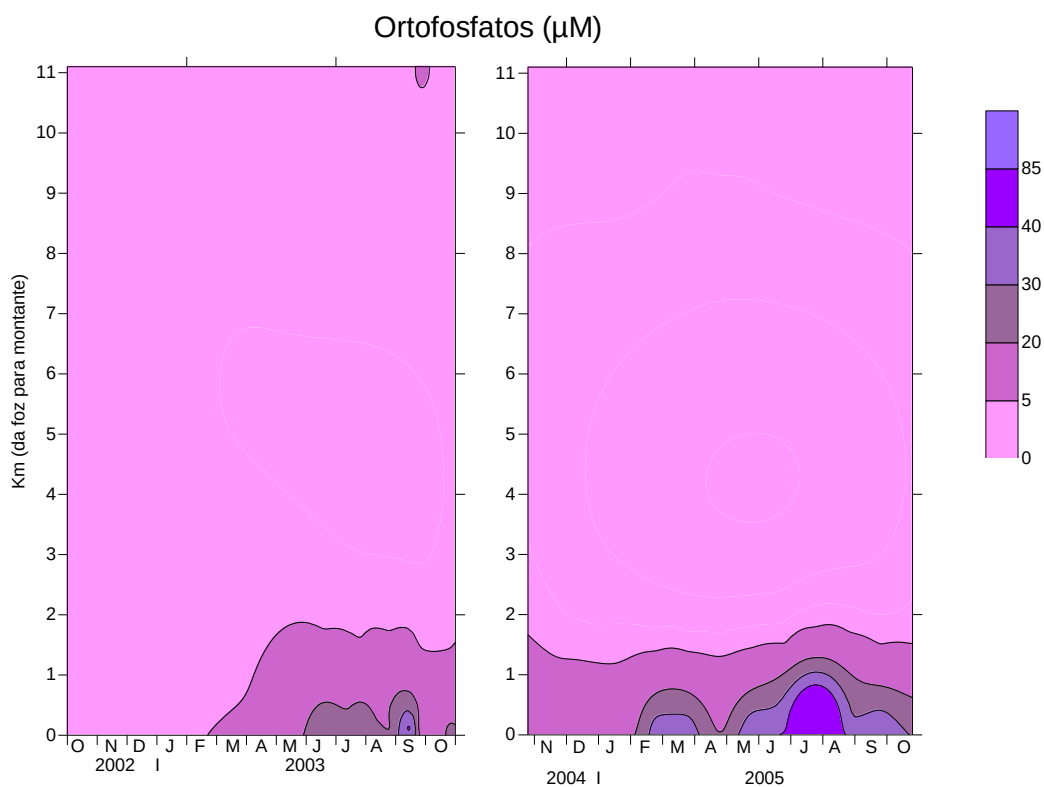


Figura 3.23 – Representação gráfica da variação espacial dos ortofosfatos no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

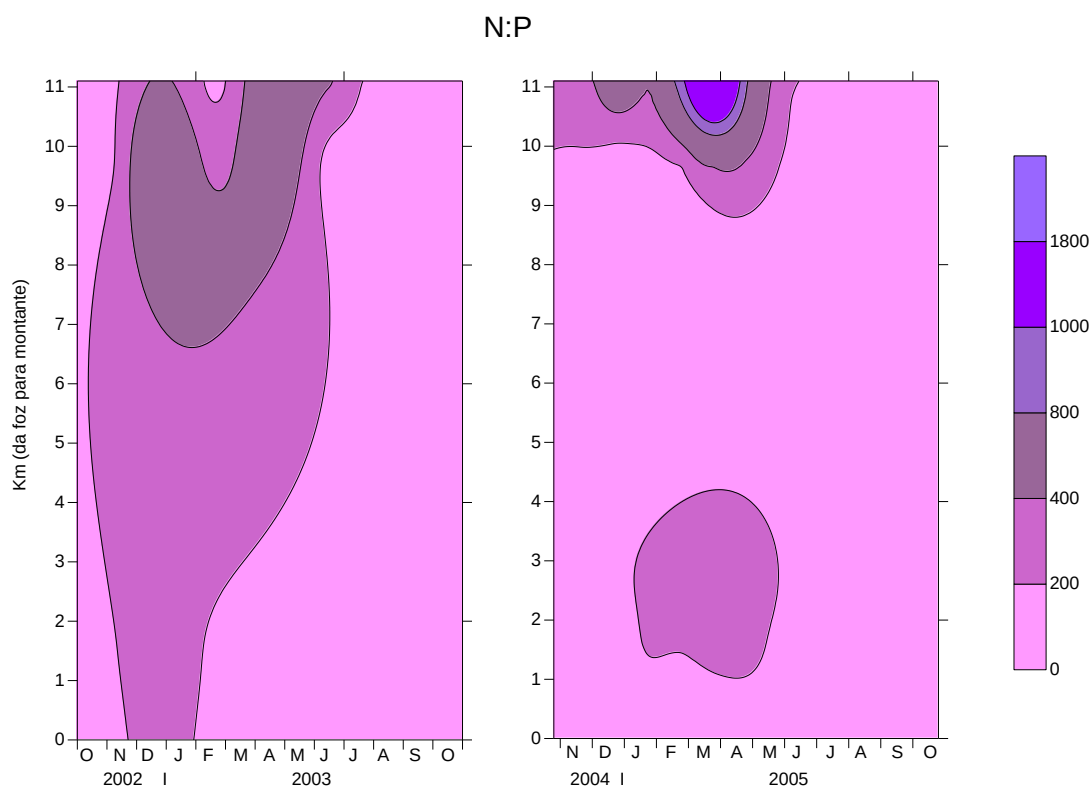


Figura 3.24 – Representação gráfica da variação espacial da razão N:P no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

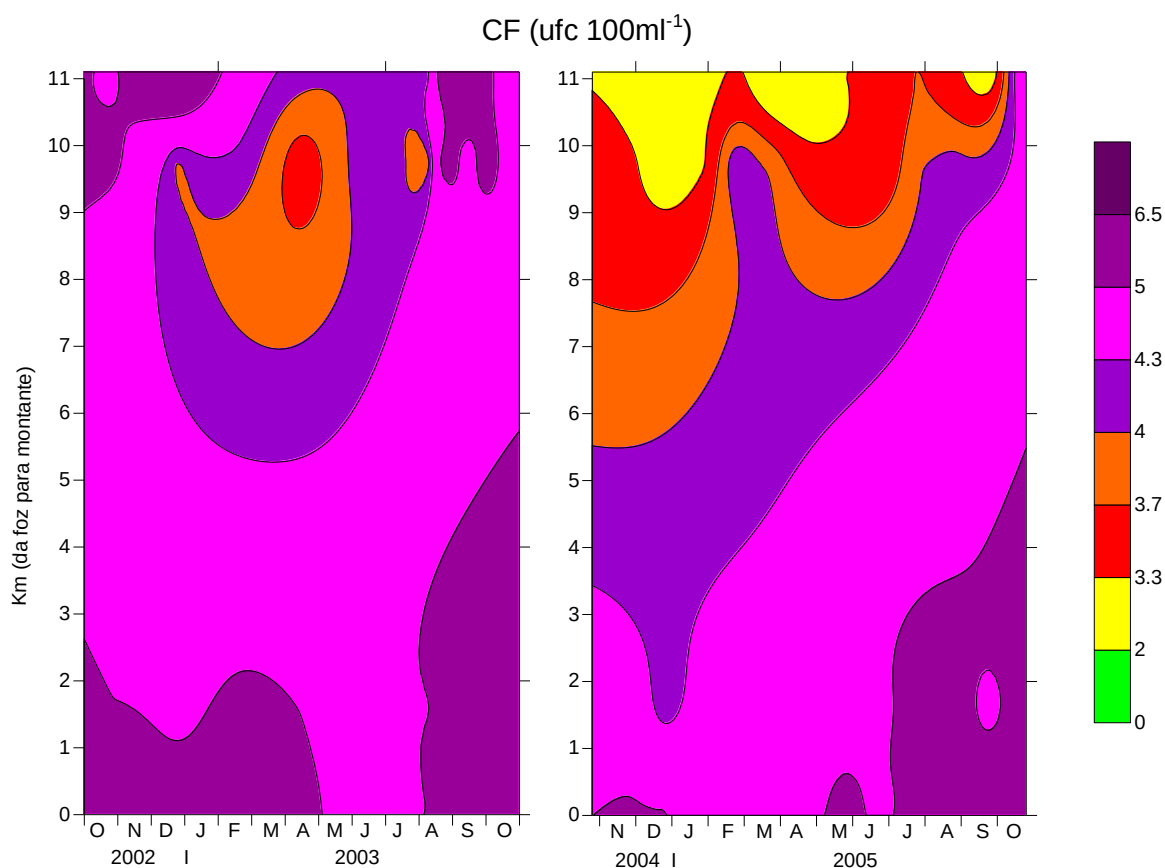


Figura 3.25 – Representação gráfica da variação espacial de CF no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

Para a Análise dos Componentes Principais (PCA), consideraram-se os parâmetros temperatura, condutividade, SDT, oxigénio dissolvido, pH, POR, turbidez, SST, CQO, CBO₅, CF, Chla, amónia, ortofosfatos, nitritos e nitratos. Os gráficos resultantes desta análise para locais (Figura 3.26 A) e estações do ano (Figura 3.26 B), para os 2 anos de amostragens, mostram que a estação 1 se destaca das restantes, principalmente na Primavera e no Verão, ocorrendo a mesma situação com as estações 3 e 4 durante o Outono. Contrariamente, estas duas estações estiveram mais próximas durante os períodos de Primavera e Inverno. Para o primeiro caso (Figura 3.26 A) a correlação de PC1 (valor próprio de 4,97, correspondendo a 29,2% da variação total) com os parâmetros ambientais, mostra que os factores associados com a contaminação foram responsáveis pela disposição dos diferentes locais e explicam a separação do local 1. Por outro lado, para o segundo caso (Figura 3.26 B) a correlação de PC2 (valor próprio de 3,28, correspondente a 19,3% da variação total) com os mesmos parâmetros mostra que a turbidez, os SST, o CQO e os nitratos explicam a separação inferior dos períodos de Outono e Verão.

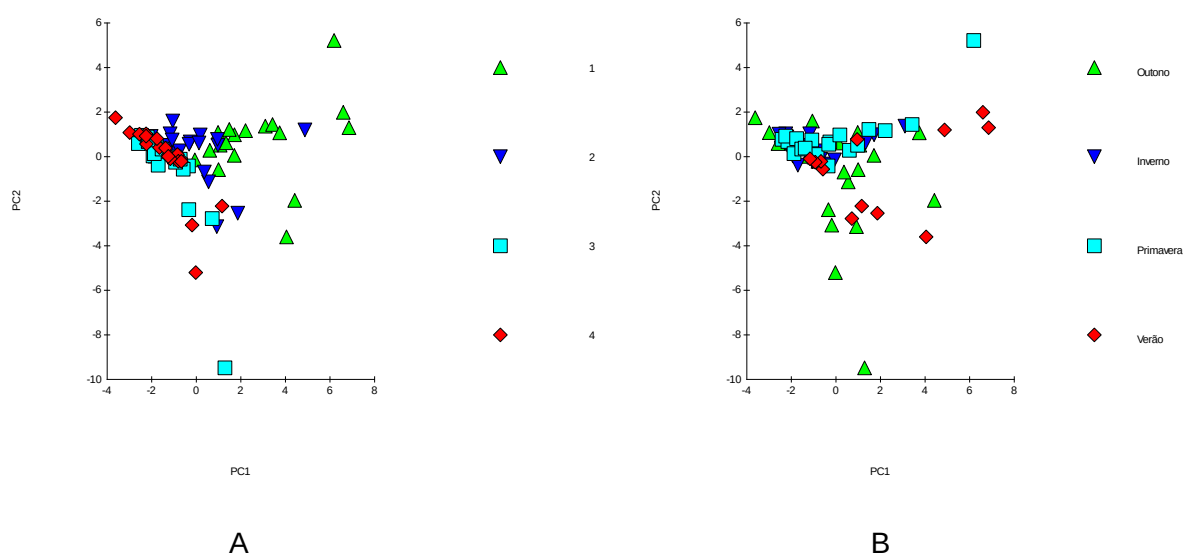


Figura 3.26 – Gráficos da Análise dos Componentes Principais (PCA) para as estações de amostragem (A), 1 (jusante) - 4 (montante), e para as estações do ano (B), nos 2 anos de amostragens.

Os valores médios do IQA, obtidos para os 2 anos de amostragens, encontram-se na tabela 3.20, e a sua variação espacial pode ser observada na figura 3.27. Verificou-se que a qualidade da água variou entre muito poluída e poluída, encontrando-se os piores valores nas estações mais a jusante (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). Por outro lado, registou-se um decréscimo na qualidade geral da água a partir de Maio de 2003, principalmente nas duas estações mais a jusante (Figura 3.27), resultando em variações temporais significativas (ANOVA, $p < 0,05$). Relativamente aos valores de IQA obtidos no 2º ano de amostragens, registou-se um decréscimo da qualidade da água próximo da foz, estação 1 (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$), enquanto nos restantes 3 pontos se verificou uma ligeira melhoria (valores de IQA superiores aos do 1º ano de amostragens). No entanto, essa melhoria não foi suficiente para alterar as classes de avaliação, que variaram, novamente, entre muito poluída e poluída, melhorando, mais uma vez, de jusante para montante (Tabela 3.20 e Figura 3.27). Ao contrário do que se verificou no primeiro período de amostragens, durante este 2º ano de amostragens não se registaram variações sazonais significativas (ANOVA, $p < 0,05$). De salientar, que os elevados valores médios de condutividade, amónia e CF obtidos para a estação 1 (Tabela 3.19) foram, certamente, determinantes para a menor qualidade da água que aí se registou (Tabela 3.20, Figura 3.27). Contrariamente, a diminuição da degradação da qualidade da água em direcção a montante (Tabela 3.20, Figura 3.27) está relacionada com menores valores de condutividade, pH, CBO_5 , CQO, Amónia e CF, bem como valores mais elevados de saturação em oxigénio (Tabela 3.19).

Tabela 3.20 – Valores médios $\pm$ SE do índice IQA e respectivas classes de avaliação (House & Ellis, 1987), para as 4 estações de amostragem (E. A.) do rio Febros, para os 2 anos de amostragens (1 – foz, 4 – montante).

E. A.	IQA			
	Out.02/Out.03		Nov.04/Out.05	
	Média $\pm$ SE	Classes de avaliação	Média $\pm$ SE	Classes de avaliação
1	23,10 $\pm$ 1,64	Muito Poluída	19,37 $\pm$ 1,38	Muito Poluída
2	27,17 $\pm$ 2,35	Poluída	34,75 $\pm$ 2,66	Poluída
3	37,12 $\pm$ 4,34	Poluída	44,39 $\pm$ 3,41	Poluída
4	34,30 $\pm$ 2,66	Poluída	47,60 $\pm$ 3,04	Poluída

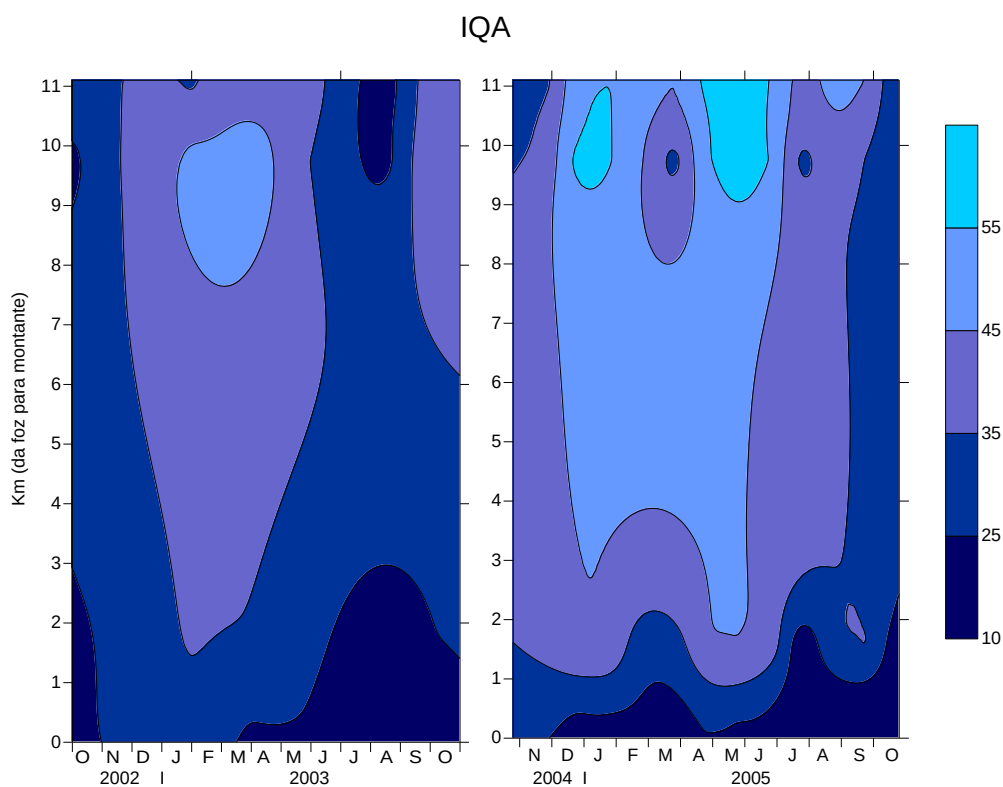


Figura 3.27 – Representação gráfica da variação espacial do IQA no rio Febros, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

3.4.1.2. Caracterização do Sedimento

A fracção de areão (> 2 mm) foi predominante nas estações 1, 3 e 4, nos 2 anos de amostragens, verificando-se o predomínio de areia média (0,250 mm) na estação 2 (Figura 3.28). No entanto, não se registaram diferenças significativas entre as

percentagens das várias fracções durante os 2 anos de amostragens, com a excepção da areia grossa (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$).

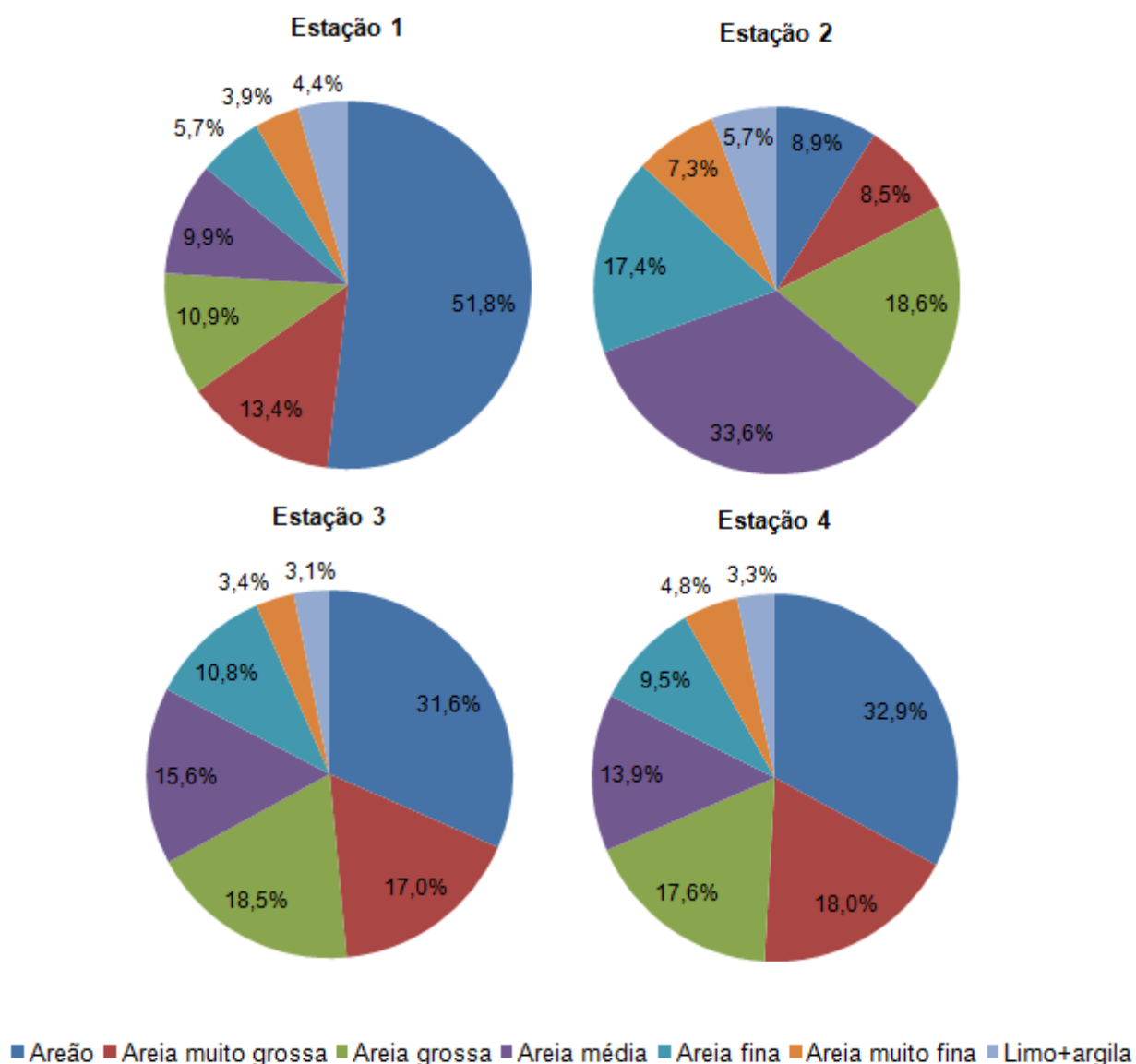


Figura 3.28 – Representação das percentagens médias (dos 2 anos de amostragens) de cada tipo de substrato, nas 4 estações de amostragem do rio Febros (1 – foz, 4 – montante).

A variação da matéria orgânica (M.O.) encontra-se representada graficamente na figura 3.29. Em relação aos seus conteúdos médios, verificou-se que no 1º ano de amostragens foram superiores na estação 3 ($3,9 \pm 0,8\%$) e menores na estação 2 ($3,0 \pm 0,9\%$). Todavia, no 2º ano de amostragens essa tendência foi diferente, verificando-se um aumento dos valores médios de M.O. de montante para jusante: $2,0 \pm 0,5\%$ (estação 4); $2,1 \pm 0,3\%$ (estação 3); $3,1 \pm 1,2\%$ (estação 2) e $8,9 \pm 4,8\%$ (estação 1). Contudo, não se

verificaram diferenças significativas entre os valores de M.O. obtidos para os 2 anos de amostragens (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$).

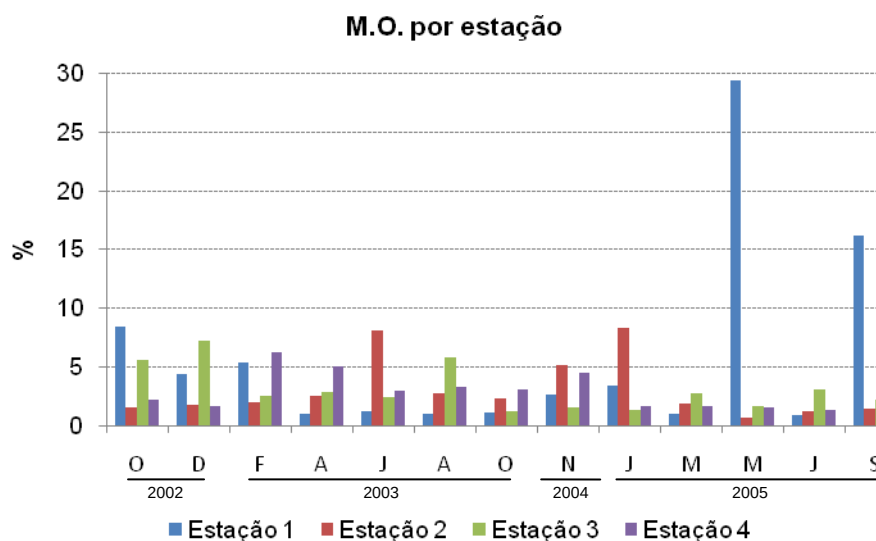


Figura 3.29 – Representação gráfica da variação da matéria orgânica (M.O.) nas 4 estações de amostragem do rio Febros (1 – foz, 4 – montante). 2002: O – Outubro; D – Dezembro; 2003: F – Fevereiro; A – Abril; J – Junho; A – Agosto; O – Outubro; 2004: N – Novembro; 2005: J – Janeiro; M – Março; M – Maio; J – Julho; S – Setembro.

3.4.1.3. Caracterização Biológica

Durante todas as amostragens verificou-se que a diversidade da macrofauna foi sempre baixa, com valores médios de H' inferiores a 1,59 (Tabela 3.21). Para além disso, verificou-se, também, uma tendência geral para um aumento da diversidade de jusante para montante, bem como a existência de valores de diversidade superiores no 1º ano de amostragens, com excepção da estação 4 (Tabela 3.21). Os valores de BMWP' obtidos encontram-se na gama 16-35 (Tabela 3.23), revelando a existência de água muito contaminada em todas as estações de amostragem. No entanto, nas amostragens efectuadas no 2º ano obtiveram-se valores de BMWP' inferiores na estação 1 e mais elevados na estação 4, o que permitiu classificar a água entre extremamente contaminada e contaminada (Tabela 3.23). Os valores médios de ASPT também foram baixos (Tabela 3.21), verificando-se, novamente, uma ligeira melhoria de jusante para montante. Isto demonstra que no 1º ano de amostragens, a estação intermédia 3 se encontrava em melhor condição do que a estação 4, o que também é suportado pelos valores do índice EPT (Tabela 3.21). O grupo Annelidae, especialmente os Oligoquetas, foi dominante a jusante nos 2 anos de amostragens (83% e 94,3%, respectivamente), e a montante registou-se o predomínio dos Mollusca (43,3% e 37,6%, respectivamente). Nas estações intermédias verificaram-se algumas diferenças, uma vez que no 1º ano de

amostragens os Annelidae foram mais abundantes na estação 2 (75,5%) e os Arthropoda na estação 3 (40,2%), e no 2º ano de amostragens os Mollusca dominaram em ambas as estações (71%). De salientar que não se registaram diferenças significativas entre os grupos dominantes, durante os 2 anos de amostragens (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). Sazonalmente, as amostragens de Verão foram, de certa forma, diferentes das de Inverno, estando os indivíduos recolhidos nesses períodos separados, tal como se pode observar graficamente (Figura 3.30). Para a realização deste gráfico de nMDS utilizaram-se todas as famílias identificadas, com excepção daquelas que só apareceram entre uma e duas vezes durante todas as amostragens. Deste modo, as famílias utilizadas foram: Ancyliidae, Asellidae, Baetidae, Calopterigidae, Chironomidae, Dugesiidae, Dysticidae, Empididae, Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Haliplidae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Lumbricidae, Lumbriculidae, Lymnaeidae, Naididae, Philopotamidae, Physidae, Psychodidae, Rhyacophilidae, Simuliidae, Sphaeriidae e Tubificidae.

Tabela 3.21 – Valores médios $\pm$ SE de H' , ASPT e EPT, para as 4 estações de amostragem do rio Febros, nos 2 anos de amostragens (1 – foz, 4 – montante).

Estação de amostragem	Diversidade (H')		ASPT		EPT	
	Out.02/Out.03	Nov.04/Out.05	Out.02/Out.03	Nov.04/Out.05	Out.02/Out.03	Nov.04/Out.05
1	1,12 $\pm$ 0,20	0,9 $\pm$ 0,05	2,40 $\pm$ 0,16	2,19 $\pm$ 0,20	0,29 $\pm$ 0,19	0
2	1,21 $\pm$ 0,14	0,86 $\pm$ 0,20	2,38 $\pm$ 0,11	2,95 $\pm$ 0,28	0,75 $\pm$ 0,48	1,33 $\pm$ 0,33
3	1,06 $\pm$ 0,16	0,97 $\pm$ 0,16	3,05 $\pm$ 0,34	3,38 $\pm$ 0,54	2,86 $\pm$ 0,83	2,17 $\pm$ 0,87
4	1,57 $\pm$ 0,07	1,59 $\pm$ 0,11	2,95 $\pm$ 0,36	3,61 $\pm$ 0,44	2,14 $\pm$ 1,16	1,83 $\pm$ 0,48

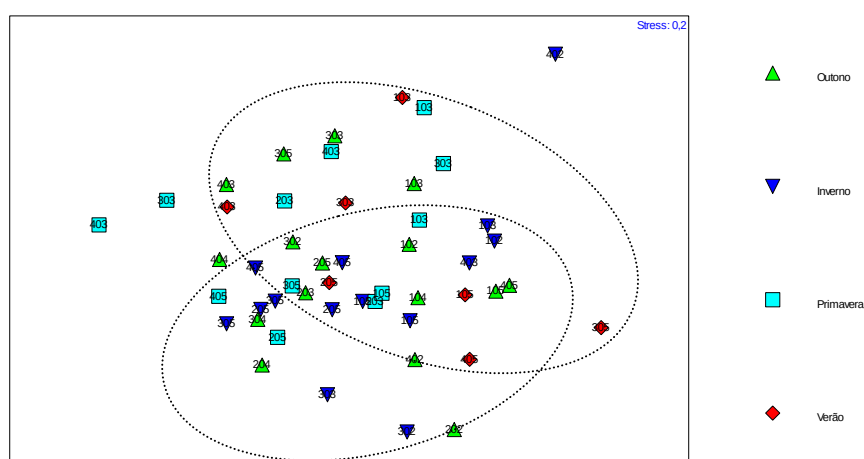


Figura 3.30 – Ordenação das amostras em 2D utilizando o nMDS baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as famílias de macroinvertebrados recolhidos no rio Febros nos 2

anos de amostragens. 1 a 4 – estações de amostragem; 02 a 05 – anos de amostragem (2002 a 2005).

Para relacionar as variáveis ambientais estudadas com as famílias de macroinvertebrados utilizou-se a Análise Canónica de Correspondência (CCA). De modo a evitar problemas relacionados com multicolinearidade, as variáveis ambientais com factor de inflação superior a 20 foram removidas do modelo inicial (Ter Braak & Smilauer, 2002).

Assim, após terem sido retirados os parâmetros físico-químicos colineares (condutividade específica, SDT, salinidade, concentração de oxigénio, pH, SST, Chla, amónia, nitratos, M.O., areão, areia muito grossa, areia grossa, areia fina, areia muito fina, limo+argila e precipitação média na semana anterior às amostragens), e outros parâmetros que variavam de forma muito semelhante e cujos vectores se encontravam graficamente muito próximos (temperatura, CQO e precipitação), bem como as famílias dos macroinvertebrados que apareciam um menor número de vezes (entre 1 e 3 vezes, no total de todas as amostragens), Aeshnidae, Ariotypidae, Asellidae, Athericidae, Ceratopogonidae, Crysomelidae, Culicidae, Dryopidae, Empididae, Ephemerellidae, Ferrissidae, Gammaridae, Gerridae, Gyrinidae, Helicopsychidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Limnephilidae, Lymnaeidae, Naucoridae, Philopotamidae, Rhyacophilidae e Sialidae, os resultados obtidos foram os que se encontram na tabela 3.22 e na figura 3.31. De salientar que a abundância de macroinvertebrados foi transformada [$\log_{10} (x+1)$], fez-se o *downweighting* das famílias menos abundantes e procedeu-se à *standardização* dos parâmetros ambientais. Paralelamente, as amostras foram separadas em quatro classes correspondentes às quatro estações de amostragem (1 a 4).

Tabela 3.22 – Resultados da Análise Canónica de Correspondência para o rio Febros.

Eixos	1	2	3	4
Valores próprios	0,110	0,095	0,047	0,037
Correlações espécies-ambiente	0,758	0,834	0,700	0,773
Variação da percentagem cumulativa das espécies	10,7	20,0	24,6	28,3
da relação espécies-ambiente	31,3	58,5	71,9	82,6
Soma de todos os valores próprios (Inércia total)				1,021
Soma de todos os valores próprios canónicos (a)				0,350
<i>Resumo do Teste de Permutação de Monte Carlo</i>				
Teste de significância de todos os eixos canónicos	(a)			0,350
	razão F			1,446
	valor p			0,0240

O 1º eixo canônico (valor próprio = 0,110) representa 31% do total da variância explicada pelo CCA, demonstrando uma elevada correlação espécies-ambiente (0,758) (Tabela 3.22). O 2º eixo representa 27,2% da variância explicada pelo CCA (Tabela 3.22), enquanto os restantes eixos explicam conjuntamente cerca de 24%. Uma vez que os dois primeiros eixos canônicos explicam 58% da variação da percentagem cumulativa da relação espécies-ambiente (Tabela 3.22), não se procedeu à interpretação dos eixos 3 e 4.

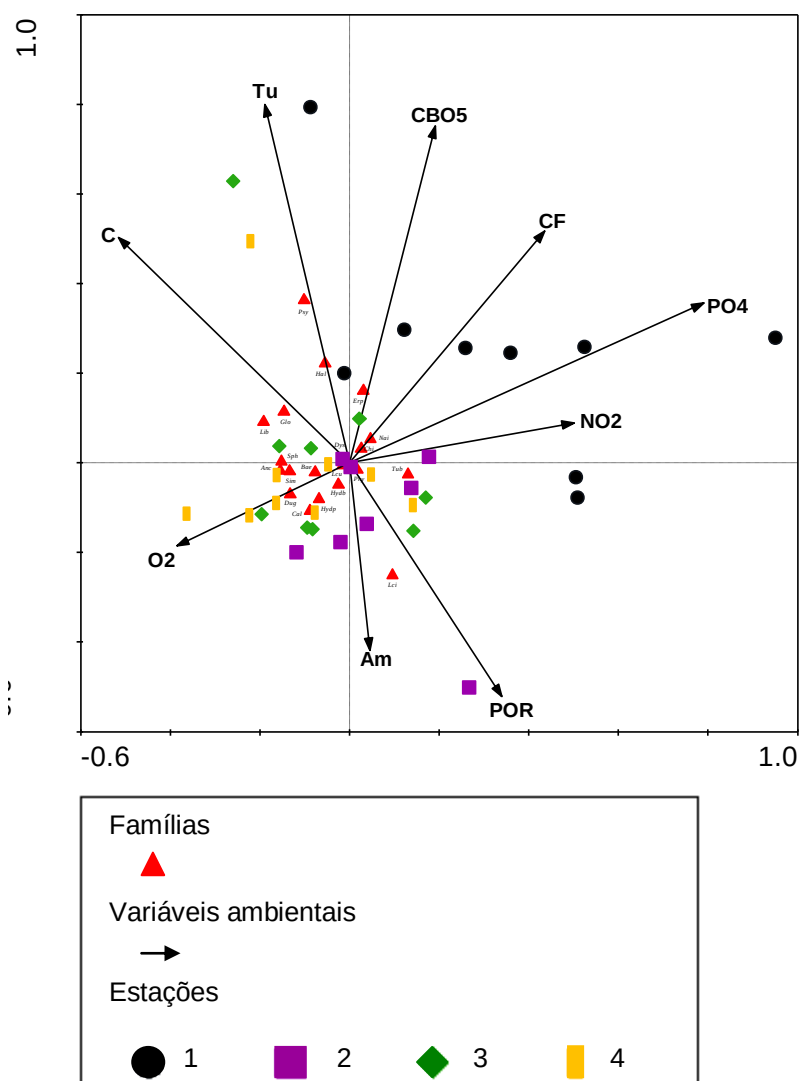


Figura 3.31 – Análise Canônica de Correspondência dos parâmetros ambientais, amostras e famílias de macroinvertebrados, no rio Febros. Amostras (1 – estação 1; 2 – estação 2; 3 – estação 3, e 4 – estação 4). Variáveis ambientais (vetores): C – caudal; Tu – turbidez; Am – areia média. Famílias: Psy – Psychodidae; Hal – Haliplidae; Erp – Erpobdellidae; Nai – Naididae; Chi – Chironomidae; Glo – Glossiphonidae; Lib – Libellulidae; Sph – Sphaeriidae; Tub – Tubificidae; Lci – Lumbricidae; Anc – Ancylidae; Dug – Dugesidae; Sim – Simuliidae; Bae – Baetidae; Dys – Dysticidae; Cal – Calopterigidae; Hydp – Hydropsychidae; Hydb – Hydrobiidae; Lcu – Lumbriculidae; Phy – Physidae.

A análise do diagrama de ordenação (Figura 3.31) mostra que os ortofosfatos estão altamente correlacionados com o 1º eixo canónico, representando um gradiente de nutrientes. Por outro lado, a turbidez, o CBO₅, os CF e o caudal, apresentam uma grande correlação com o 2º eixo canónico, representando um gradiente de poluição. Deste modo, verificou-se que as amostras da estação 1 se distribuíram principalmente na parte superior direita do gráfico, ou seja, a estação 1 foi a mais afectada pelos gradientes de nutrientes e de poluição tóxica. A estação 4 encontra-se mais concentrada na parte inferior do gráfico, isto é, foi a menos afectada pelos gradientes referidos, e as estações intermédias (2 e 3) distribuíram-se de forma mais dispersa por todo o gráfico. Estes resultados estão de acordo com os que se obtiveram com os vários índices estudados, comprovando, novamente, que a estação 1 é a que possui uma menor qualidade da água e a que se encontra mais poluída. Por outro lado, a estação 4 (mais a montante) está menos sujeita à poluição. Relativamente às famílias de macroinvertebrados, verificou-se que as mais sensíveis (Baetidae, Calopterigidae, Hydropsychidae e Libellulidae) se distribuíram na parte esquerda do gráfico (oposta aos gradientes de poluição e nutrientes) e mais próximas do gradiente de oxigénio. Por outro lado, na parte direita do gráfico distribuíram-se as famílias: Erpobdellidae, Naididae, Tubificidae, Lumbricidae e Chironomidae, normalmente associadas a ambientes mais degradados e poluídos, devido à sua maior capacidade de adaptação e resistência a diferentes factores ambientais. As restantes famílias (Psychodidae, Haliplidae, Glossiphoniidae, Sphaeriidae, Ancylidae, Simuliidae, Dugesiidae e Hydrobiidae), apesar de também serem resistentes concentraram-se mais na parte esquerda do gráfico, tendo, provavelmente a sua distribuição estado mais relacionada com o aumento da turbidez (Psychodidae e Haliplidae), do caudal (Glossiphoniidae) ou mesmo do oxigénio (as restantes famílias). Para além disso, os organismos das famílias Dystiscidae, Lumbriculidae e Physidae, que se encontram no centro do gráfico demonstram uma maior ubiquidade (capacidade de adaptação a diferentes meios).

3.4.1.4. Corredor Ripário e Habitat Fluvial

Tendo em consideração a qualidade do bosque ripário (índice QBR), registou-se um decréscimo do estado ecológico do rio, de montante para jusante, tendo variado entre ligeiramente perturbado (QBR entre 75 e 80) e muito alterado/qualidade fraca na estação 1 (QBR = 40), tal como se pode verificar na tabela 3.23. Por outro lado, com base no índice ECOSTRIMED, a avaliação ainda foi mais negativa, uma vez que o estado geral

do habitat variou entre mau, na estação 4, e muito mau, nas restantes estações (Tabela 3.23).

Utilizando o RHS, verificou-se que o HMSm variou entre 1 (estação 4) e 3 (restantes estações), tal como pode ser observado na tabela 3.23. Verificou-se, novamente, que as estações localizadas mais a jusante (próximo da foz) se encontravam mais modificadas (menor HQAm) e, pelo contrário, a estação mais a montante se encontrava num estado considerado semi-natural.

Tabela 3.23 – Avaliação da qualidade da água nas 4 estações de amostragem do rio Febros, nos 2 anos de amostragens (1 – foz, 4 – montante), por comparação dos índices: BMWP' (Valores médios $\pm$ SE); QBR; ECOSTRIMED; RHS – HQAm e HMSm. A. E. C. – Água Extremamente Contaminada; A. M. C. – Água Muito Contaminada; A. C. – Água Contaminada; Desc. Cat. Canal – Descrição da Categoria do Canal; O. M. – Obviamente Modificado; S. N. – Semi-Natural.

		Estações de Amostragem			
		1	2	3	4
BMWP'	Out.02/Out.03	16 ± 2,50 A. M. C.	19 ± 1,32 A. M. C.	27 ± 6,94 A. M. C.	34 ± 10,52 A. M. C.
	Nov.04/Out.05	11 ± 1,38 A. E. C.	23 ± 2,57 A. M. C.	34 ± 8,55 A. M. C.	40 ± 9,80 A. C.
QBR	Pontuação	40	65	75	80
	Qualidade	Alteração forte, qualidade fraca	Alteração importante, qualidade razoável	Ligeira alteração, boa qualidade	Ligeira alteração, boa qualidade
ECOSTRIMED	Qualidade	Muito má	Muito má	Muito má	Má
RHS	HQAm	26	27	37	36
	HMSm	20	10	10	1
	Classe HMI	3	3	3	1
	Desc. Cat. Canal	O.M.	O.M.	O.M.	S.N.

3.4.2. Bacia Hidrográfica da Ribeira de Valadares

3.4.2.1. Qualidade da Água

Para todas as amostragens realizadas durante os 2 anos foram calculados os valores médios dos parâmetros estudados, tal como se pode observar na tabela 3.24.

Globalmente, verificou-se um decréscimo dos valores médios de: temperatura, pH, turbidez, CBO₅, CQO, nitratos, CF e caudal, entre o 1º e o 2º ano de amostragens (Tabela 3.24). No entanto, nesse mesmo intervalo de tempo, verificou-se um aumento dos valores médios dos seguintes parâmetros: condutividade, oxigénio dissolvido, nitritos, amónia, ortofosfatos, N:P e Chla (Tabela 3.24).

Em termos espaciais, verificou-se que a estação 1 (foz) registou os valores mais elevados de temperatura, pH, turbidez e Chla, bem como os valores mais baixos de CBO₅ e de amónia (Tabela 3.24). Contudo, embora não se tenha verificado a ocorrência de diferenças significativas entre esta estação e as restantes, para estes parâmetros e durante os 2 anos de amostragens (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$), no 2º ano o pH foi significativamente superior nesta estação. Para além disso, registaram-se, também, diferenças significativas entre os valores de Chla obtidos nesta estação e na estação 2 (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). Relativamente ao CBO₅ e à amónia, registaram-se diferenças significativas entre a estação 3 (montante) e as restantes estações (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). De realçar, igualmente, os elevados valores de turbidez (Tabela 3.24), mas que não foram significativamente diferentes entre as várias estações de amostragem (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). Por outro lado, na estação 3 (ponto mais a montante) obtiveram-se os valores mais elevados de CBO₅, nitritos, amónia, ortofosfatos e CF (Tabela 3.24). Efectivamente, neste último ponto os valores médios de amónia foram extremamente elevados, variando entre 464,4 e 733,9 μM (Tabela 3.24). Por outro lado, verificaram-se diferenças significativas em relação aos valores obtidos nos restantes pontos de amostragem (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$), tal como aconteceu para os ortofosfatos no 1º ano de amostragens, e para os restantes nutrientes no 2º ano.

Tal como aconteceu no rio Febros, a correlação CQO/CBO₅ obtida para o 1º ano de amostragens foi muito fraca ($R = 0,007$, $p < 0,0001$), verificando-se, igualmente, que no 2º ano de amostragens essa correlação foi elevada ($R = 0,75$, $p < 0,0001$), indicando que as fontes de poluição poderão ter sido as mesmas.

Nas figuras 3.32 a 3.42 pode-se observar a variação espacial de vários parâmetros estudados durante os 2 anos de amostragens. No que se refere à condutividade específica (Figura 3.32), verificou-se que apesar de os valores serem inferiores aos do rio Febros, houve uma maior distribuição dos mesmos em termos espaciais. As variações da

temperatura de água (entre 10 e 25 °C) foram, geralmente, uniformes de jusante para montante, com o predomínio de temperaturas mais elevadas junto da foz, particularmente nos meses de Agosto (Figura 3.33). Para além disso, reflectiram, uma vez mais, as temperaturas próprias de cada estação do ano, ou seja, temperaturas inferiores nos meses de Inverno e mais elevadas nas estações tradicionalmente mais quentes (Figura 3.33). Tal como se verificou no rio Febros, os valores mais elevados de pH registaram-se junto da foz, particularmente entre Maio e Setembro, no 1º ano de amostragens, e entre Março e Setembro no 2º ano (Figura 3.34). Em relação à turbidez (Figura 3.35), verificou-se, tal como no rio Febros, uma diferença muito grande entre os valores obtidos nos 2 anos de amostragens (daí a utilização de duas escalas diferentes), sendo, mais uma vez, inferiores no 2º ano. No entanto, os valores mais elevados tenderam a concentrar-se junto da foz, entre Julho e Outubro de 2003 e entre Setembro e Outubro de 2005 (Figura 3.35). Contudo, em Fevereiro de 2005 os valores mais elevados registaram-se a montante, tal como se pode observar na mesma figura. Nesta ribeira, os valores de clorofila *a* foram inferiores aos obtidos no rio Febros, no entanto, em termos espaciais registou-se uma maior variação entre os diferentes pontos de amostragem (Figura 3.36). Durante o 1º ano de amostragens os valores mais elevados registaram-se junto à foz, principalmente entre Julho e Agosto, e no 2º ano ocorreram em diferentes meses, a montante e na foz (Figura 3.36).

Relativamente à variação espacial dos vários nutrientes quantificados durante os 2 anos de amostragens (Figuras 3.37 a 3.40), verificou-se que, ao contrário do que aconteceu no rio Febros, os valores mais elevados tendem a concentrar-se no ponto mais a montante (estação 3). Isso verificou-se particularmente no caso da amónia e ortofosfatos, para os 2 anos (Figuras 3.39 e 3.40) e nitritos, principalmente no 2º ano de amostragens (Figura 3.38). Tal como aconteceu no rio Febros, também nesta ribeira se observou uma certa continuidade no que se refere à variação espacial dos nitratos (neste caso com valores mais elevados) ao longo das 3 estações estudadas (Figura 3.37). Este facto contribuiu, certamente, para a distribuição espacial que se obteve para a razão N:P (Figura 3.41).

A média da biomassa (estimada a partir dos valores da clorofila) foi de $4,63 \pm 2,56 \text{ mg m}^{-3}$ no 1º ano de amostragens, tendo sido ligeiramente superior no ano seguinte, $4,68 \pm 1,33 \text{ mg m}^{-3}$ (Tabela 3.24), o que revela a presença de uma água, em termos médios, mais eutrofizada do que a do rio Febros.

Embora tenham sido inferiores às do rio Febros, as razões molares N:P foram igualmente elevadas, $97,97 \pm 30,17$ no 1º ano e $123,34 \pm 24,26$ no 2º ano, permitindo aferir, mais um vez, a existência de um excesso de azoto disponível não claramente utilizado pelo fitoplâncton (média da biomassa = $4,63 \pm 2,56 \text{ mg m}^{-3}$ e $4,68 \pm 1,33 \text{ mg m}^{-3}$, no 1º e 2º ano de amostragens, respectivamente).

De igual modo, os valores obtidos para os CF também foram extremamente elevados, chegando a ser, em termos médios, 163 a 136 vezes superiores ao VMA para águas de banho ($VMA = 2\,000\text{ ufc }100\text{ml}^{-1}$), para o 1º e 2º ano de amostragens, respectivamente. Neste caso, registaram-se diferenças significativas entre os valores obtidos na estação 1 e na estação 2 no 1º ano de amostragens, e entre a estação 2 e as restantes no 2º ano (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). Estes valores revelam uma importante contaminação por esgoto doméstico, verificando-se, contudo, que em termos espaciais a ocorrência de valores mais elevados foi registada a montante, sendo mais evidente no 2º ano de amostragens (Figura 3.42). Contrariamente, no ponto 3 obtiveram-se os valores mais baixos de pH, oxigénio dissolvido (%) e nitratos (Tabela 3.24). Verificou-se, também, que este ponto apresentou o valor mais baixo de CF, $290\text{ ufc }100\text{ml}^{-1}$, em Fevereiro de 2005 (Tabela 3.24). A estação de amostragem intermédia (estação 2) aparece de forma muito discreta nesta tabela, sendo, no entanto, importante realçar os valores máximos de CQO ($1\,780\text{ mg l}^{-1}$) e nitratos ($969,9\text{ }\mu\text{M}$) obtidos no 1º ano de amostragens (Tabela 3.24).

No que se refere à variação temporal, verificou-se a existência de variabilidade sazonal significativa da temperatura, nos dois períodos de amostragem e, ainda, de nitritos e nitratos no 1º ano de amostragens, e de pH no 2º ano (ANOVA, $p < 0,05$).

Os valores médios obtidos para as BHVA não se encontram na tabela 3.24, uma vez que este parâmetro só foi determinado durante o 1º ano de amostragens, tal como se verificou no caso do rio Febros. Nesse período verificou-se a existência de um elevado número destas bactérias (média = $178\,952 \pm 23\,913\text{ ufc ml}^{-1}$), correspondente apenas a uma fracção da população bacteriana existente em cada amostra de água (Bordalo, 1991). No entanto, verificou-se a inexistência de qualquer padrão de variação nas três estações de amostragem, tendo-se optado por deixar de determinar este parâmetro nas amostragens seguintes.

105

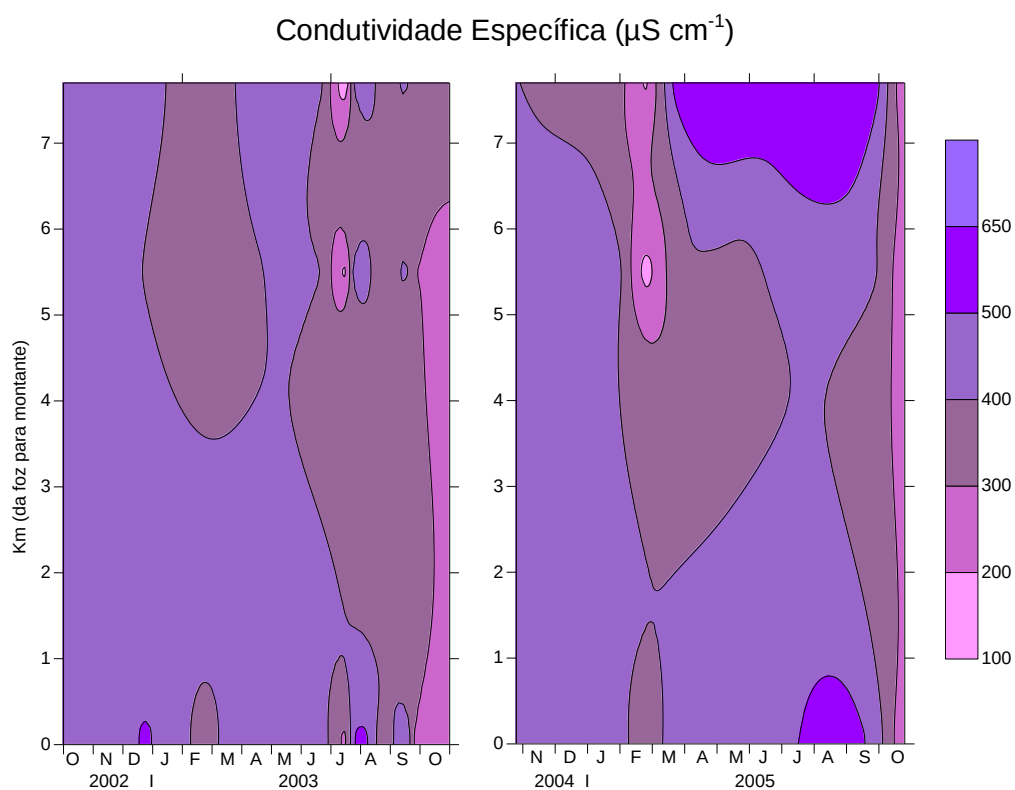


Figura 3.32 – Representação gráfica da variação espacial da condutividade específica na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

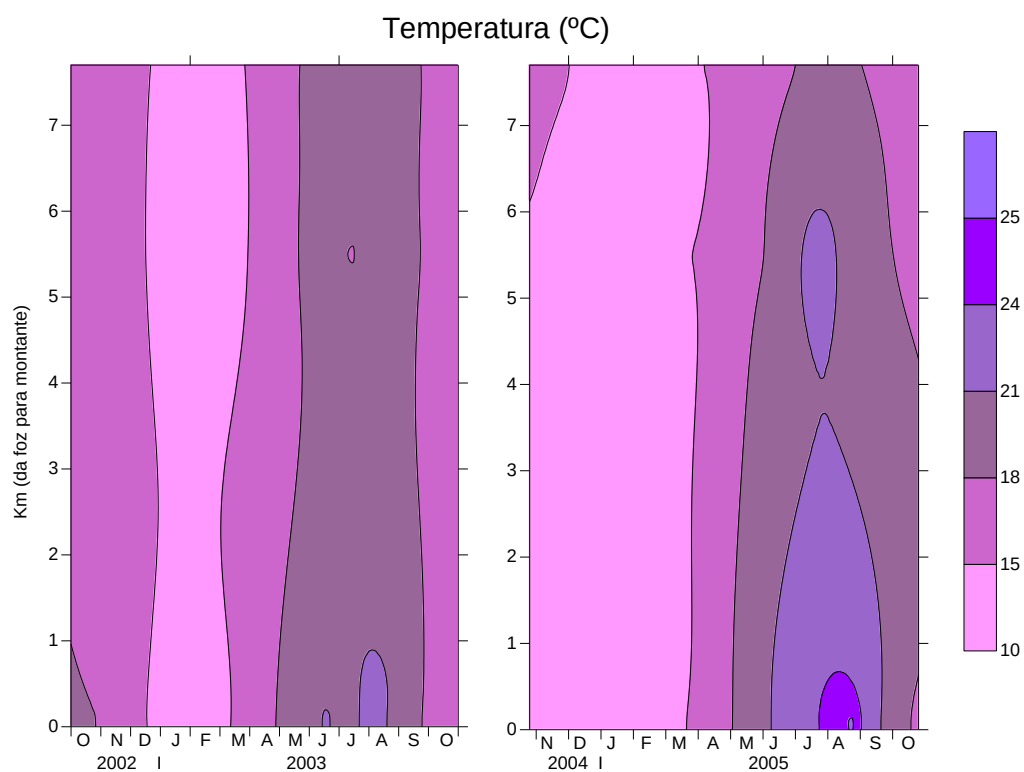


Figura 3.33 – Representação gráfica da variação espacial da temperatura na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

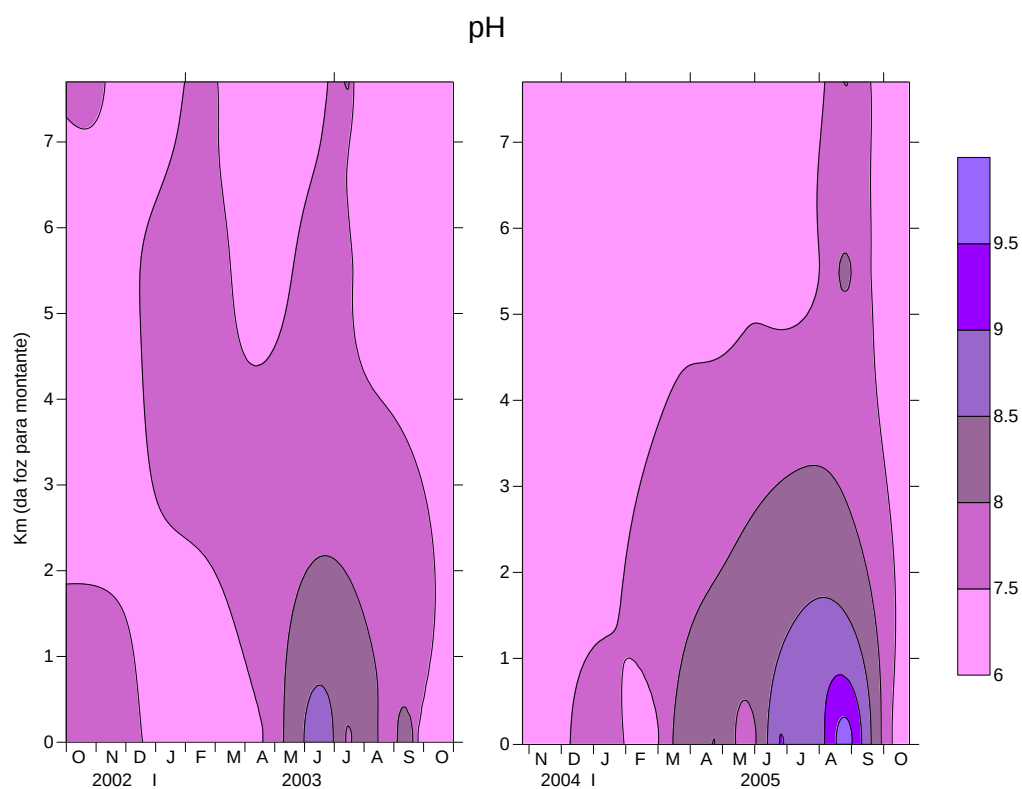


Figura 3.34 – Representação gráfica da variação espacial do pH na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

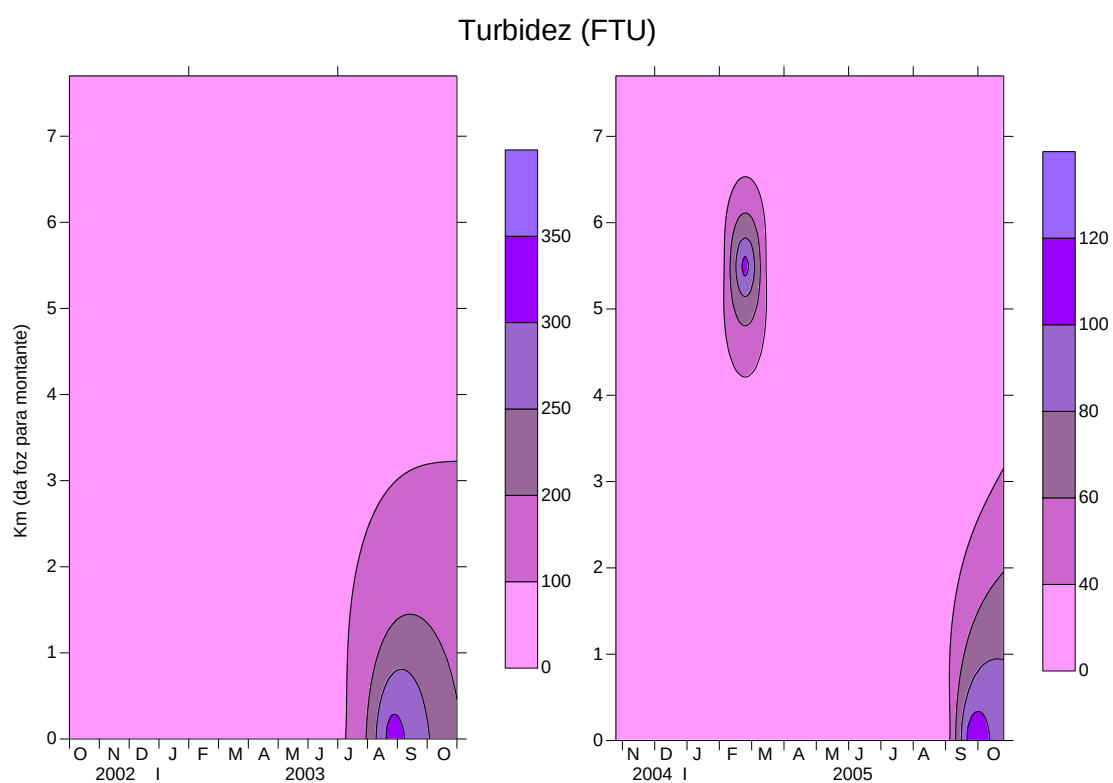


Figura 3.35 – Representação gráfica da variação espacial da turbidez na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

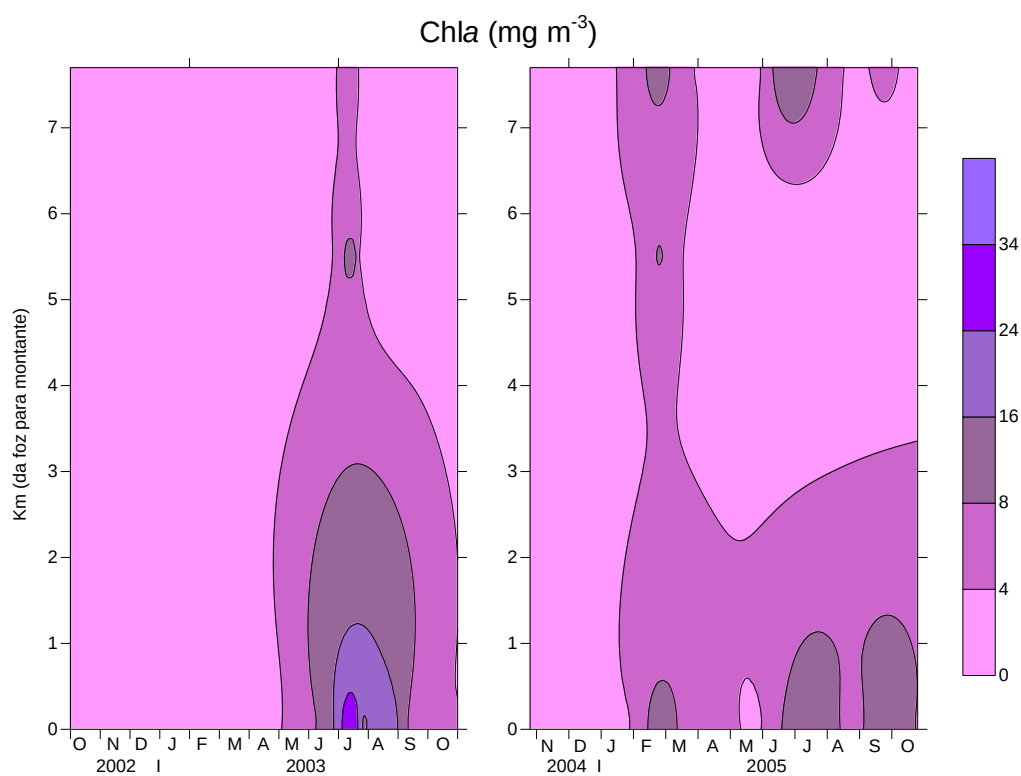


Figura 3.36 – Representação gráfica da variação espacial da Chla na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

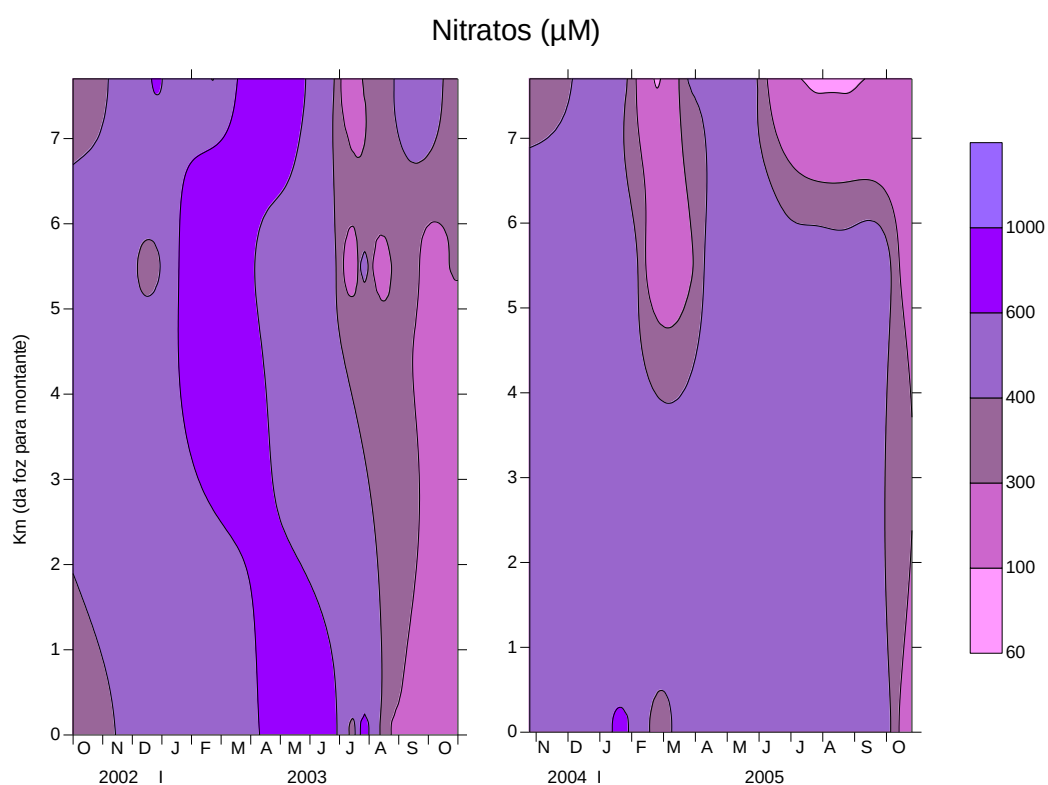


Figura 3.37 – Representação gráfica da variação espacial dos nitratos na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

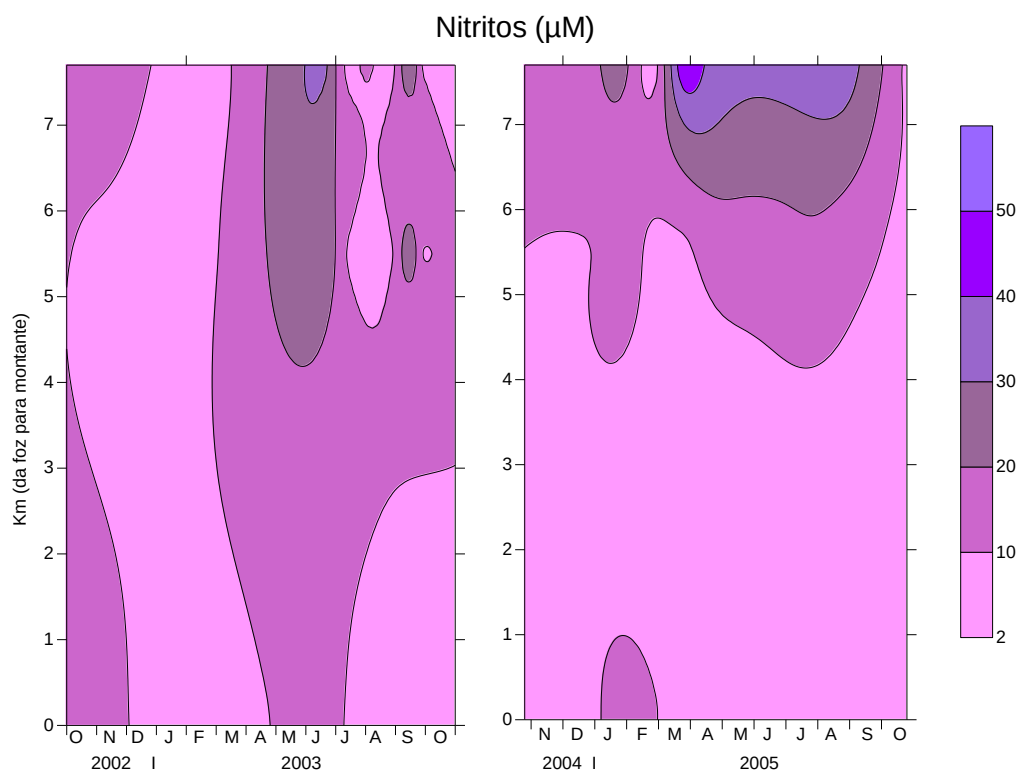


Figura 3.38 – Representação gráfica da variação espacial dos nitritos na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

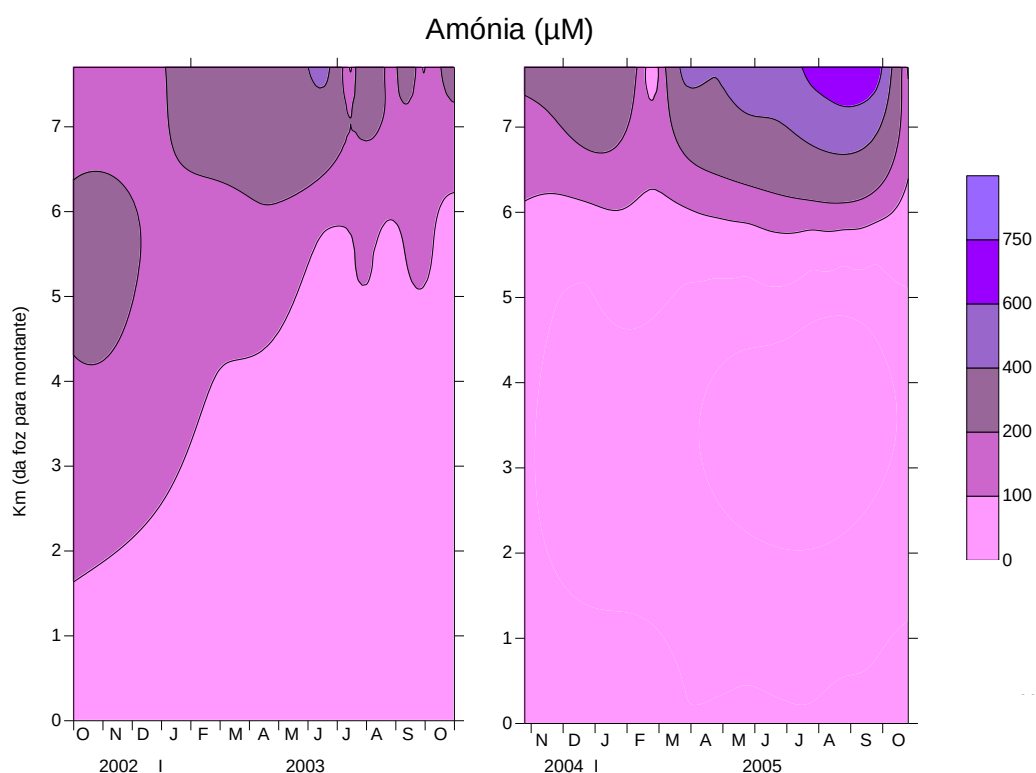


Figura 3.39 – Representação gráfica da variação espacial da amónia na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

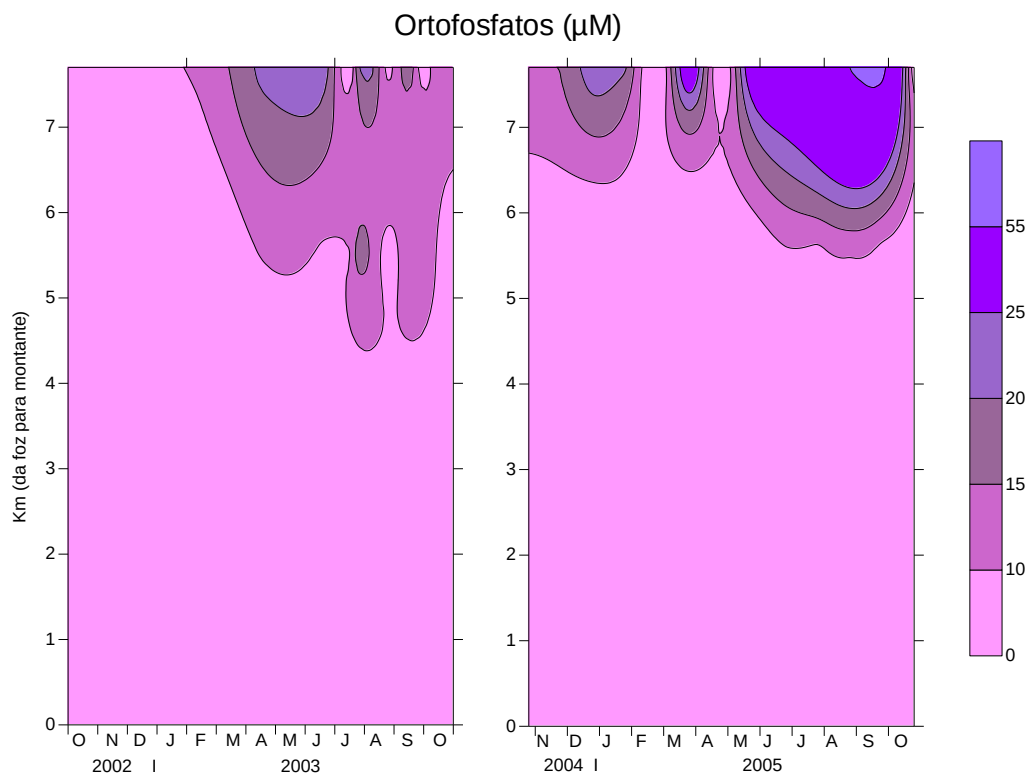


Figura 3.40 – Representação gráfica da variação espacial dos ortofosfatos na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

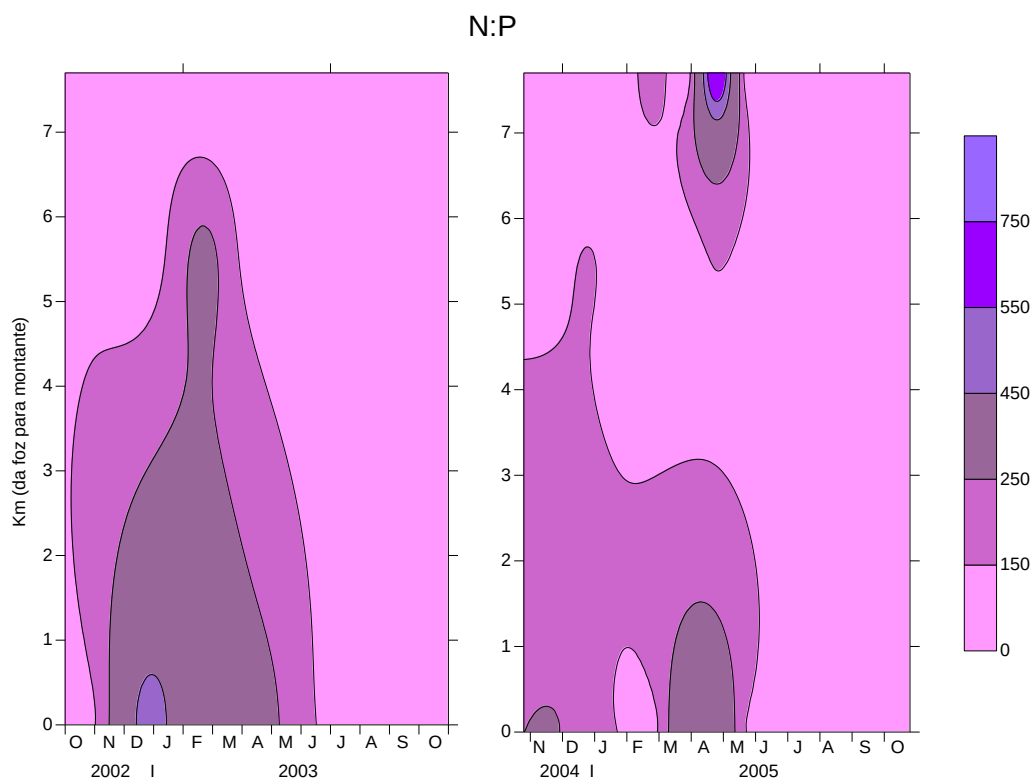


Figura 3.41 – Representação gráfica da variação espacial da razão N:P na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

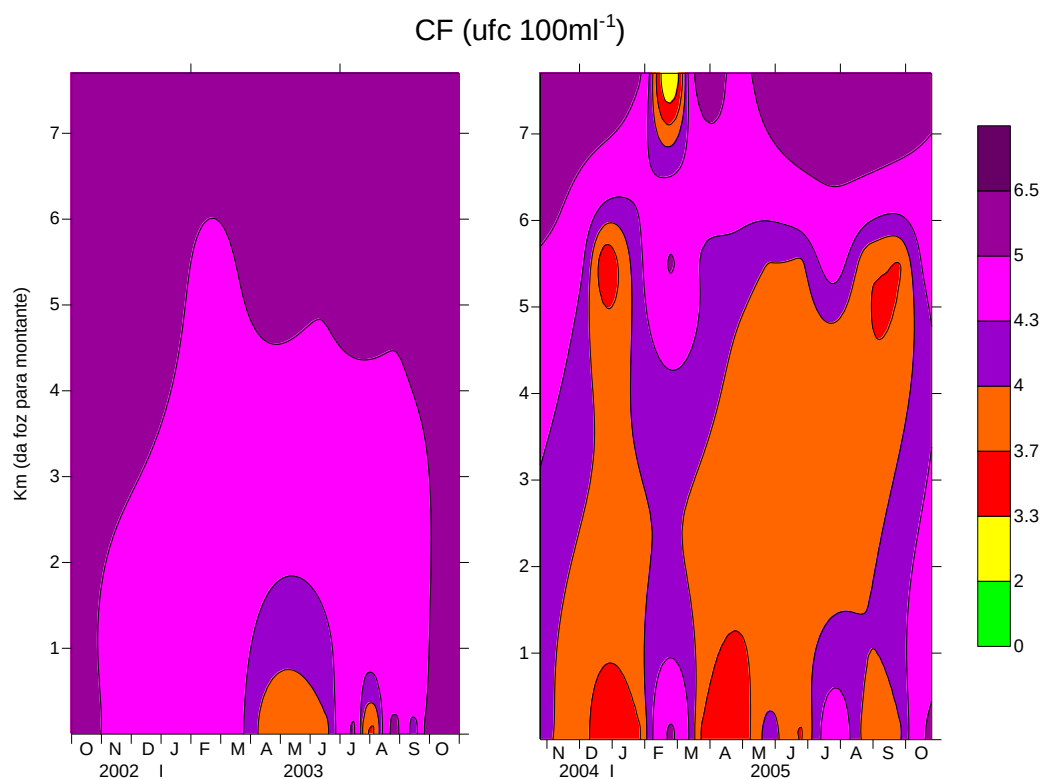


Figura 3.42 – Representação gráfica da variação espacial de CF na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

Para a Análise dos Componentes Principais (PCA) utilizaram-se os mesmos parâmetros do rio Febros, ou seja, temperatura, condutividade, SDT, oxigénio dissolvido, pH, POR, turbidez, SST, CQO, CBO₅, CF, Chla, amónia, ortofosfatos, nitritos e nitratos. Assim, para esta ribeira, os gráficos de PCA para locais (Figura 3.43 A) e estações do ano (Figura 3.43 B), relativos às amostragens realizadas durante os 2 anos mostram que a estação 3 se destaca das restantes, em várias estações do ano. A correlação de PC1 (valor próprio de 4,66, correspondendo a 27,4% da variação total) com os parâmetros ambientais mostra que o oxigénio dissolvido, a amónia, os ortofosfatos, os nitritos e os CF foram os principais responsáveis pela disposição dos diferentes locais e explicam a separação do local 3 (Figura 3.43 A). Por outro lado, a correlação de PC2 (valor próprio de 3,30, correspondente a 19,4% da variação total) com os mesmos parâmetros mostra que a turbidez, os SST, os CF e os nitratos explicam a separação inferior da Primavera (Figura 3.43 B).

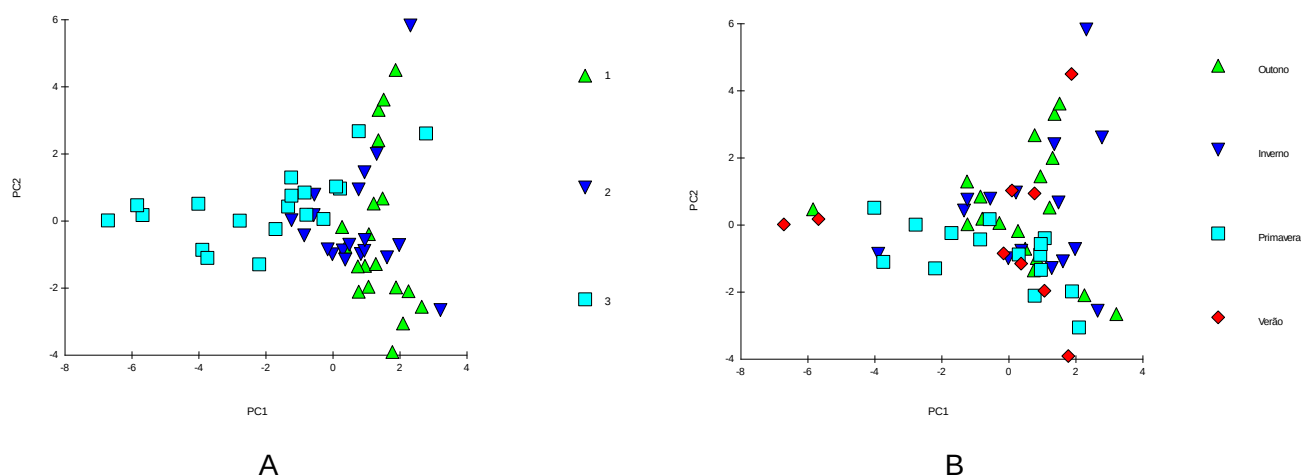


Figura 3.43 – Gráficos da Análise dos Componentes Principais (PCA) para as estações de amostragem (A), 1 (jusante) – 4 (montante), e para as estações do ano (B), nos 2 anos de amostragens.

Na tabela 3.25 podem-se observar os valores médios de IQA obtidos no 1º e 2º ano de amostragens, e a sua variação espacial pode ser observada na figura 3.44. A qualidade da água variou entre muito poluída e poluída, verificando-se uma ligeira melhoria de montante para jusante (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). Entre o 1º e o 2º ano de amostragens verificou-se uma ligeira melhoria dos valores de IQA nas estações 1 e 2, tendo ocorrido um decréscimo na estação 3. No entanto, em termos qualitativos só se registou uma melhoria na estação 2, em que a água passou de muito poluída a poluída (Tabela 3.25). Convém referir que durante os 2 anos de amostragens realizadas nesta ribeira, as variações sazonais do IQA não foram significativas (ANOVA, $p < 0,05$). Neste caso, a degradação da qualidade da água em direcção a montante, mais evidente no 2º ano de amostragens (Tabela 3.25, Figura 3.44), resultou dos elevados valores de CBO_5 , CQO, amónia e CF, e dos baixos valores de saturação em oxigénio aí obtidos (Tabela 3.24).

Tabela 3.25 – Valores médios $\pm$ SE do índice IQA e respectivas classes de avaliação (House & Ellis, 1987), para as 3 estações de amostragem (E. A.) da ribeira de Valadares, para os 2 anos de amostragens (1 – foz, 3 – montante).

E. A.	IQA			
	Out.02/Out.03		Nov.04/Out.05	
	Média $\pm$ SE	Classes de avaliação	Média $\pm$ SE	Classes de avaliação
1	29,54 $\pm$ 3,58	Poluída	30,37 $\pm$ 2,53	Poluída
2	22,24 $\pm$ 2,37	Muito Poluída	26,24 $\pm$ 2,46	Poluída
3	16,4 $\pm$ 1,22	Muito Poluída	13,99 $\pm$ 2,07	Muito Poluída

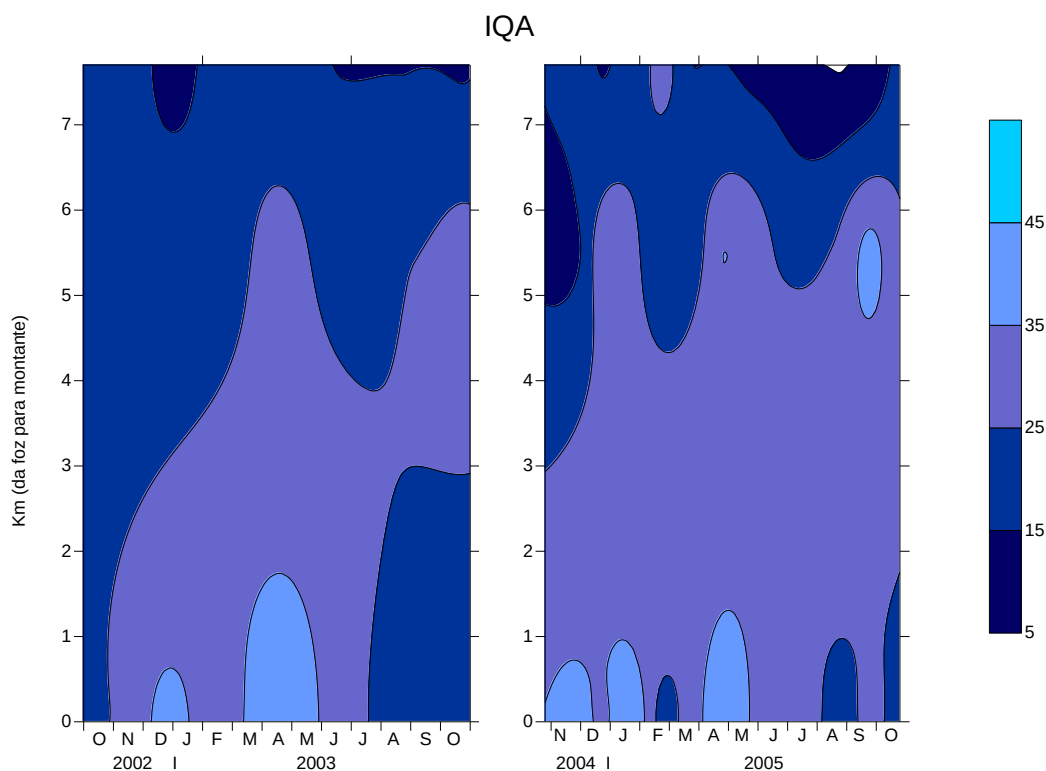


Figura 3.44 – Representação gráfica da variação espacial do IQA na ribeira de Valadares, durante o 1º e 2º ano de amostragens.

3.4.2.2. Caracterização do Sedimento

Em relação ao sedimento, verificou-se a predominância de areia grossa (0,5 mm) nas estações 1 (durante os 2 anos de amostragens) e 3 (no 1º ano de amostragens), e de areão (> 2 mm) na estação 2 (durante os 2 anos de amostragens). Durante o 2º ano de amostragens, o areão predominou, também, na estação 3. Atendendo a que as variações

do tipo de sedimento entre os 2 anos não foram significativas, excepto para a areia muito grossa (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$), optou-se pela representação gráfica das suas percentagens médias (Figura 3.45).

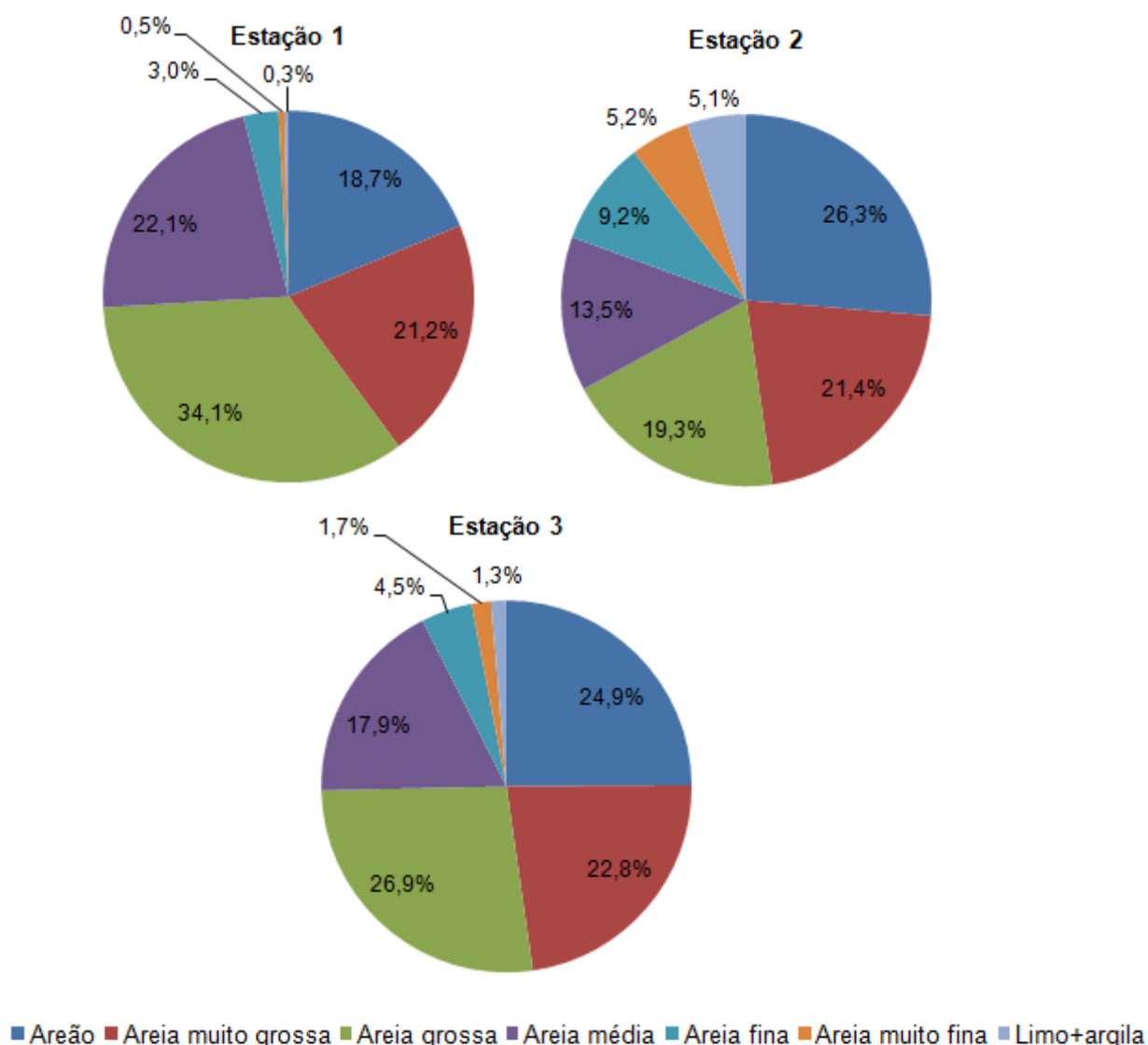


Figura 3.45 – Representação das percentagens médias (dos 2 anos de amostragens) de cada tipo de substrato, nas 3 estações de amostragem da ribeira de Valadares (1 – foz, 3 – montante).

A variação da matéria orgânica (M.O.) encontra-se representada graficamente na figura 3.46. Nesta ribeira, os conteúdos médios de M.O. foram geralmente inferiores aos obtidos no rio Febros, registando-se os menores valores na sua foz, $0,47 \pm 0,11\%$, no 1º ano de amostragens, e $0,49 \pm 0,06\%$, no 2º ano (Figura 3.46). Para além disso, verificou-se que no 1º ano de amostragens a estação 2 era a que apresentava maior quantidade média de M.O., $2,9 \pm 1,5\%$, sendo o seu valor de $1,3 \pm 0,3\%$ na estação 3. Todavia, no 2º ano de amostragens esta situação inverteu-se, tendo-se obtido valores médios de M.O. de $0,8 \pm 0,1\%$ na estação 2, e de $3,1 \pm 1,7\%$ na estação 3 (Figura 3.46). Contudo, não se

verificaram diferenças significativas entre as quantidades de M.O. obtidas nos 2 anos de amostragens (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$).

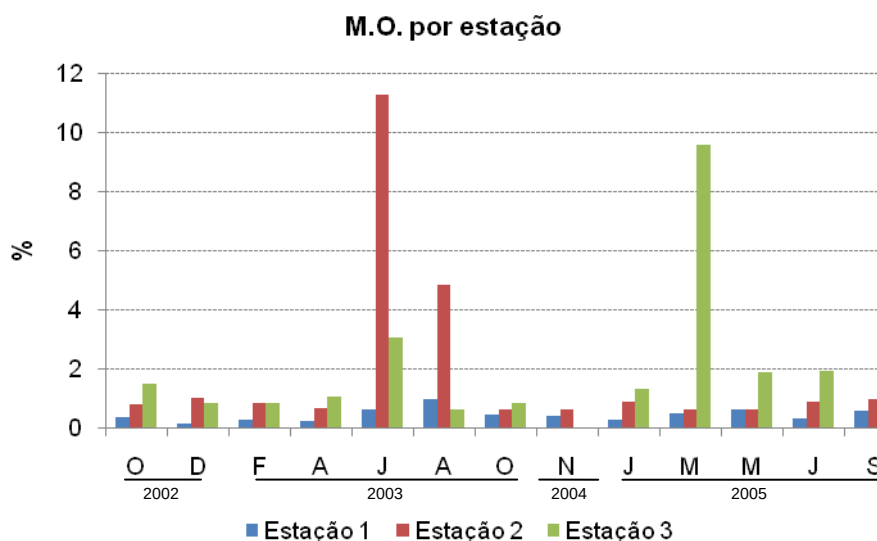


Figura 3.46 – Representação gráfica da variação da matéria orgânica (M.O.) nas 3 estações de amostragem da ribeira de Valadares (1 – foz, 3 – montante). 2002: O – Outubro; D – Dezembro; 2003: F – Fevereiro; A – Abril; J – Junho; A – Agosto; O – Outubro; 2004: N – Novembro; 2005: J – Janeiro; M – Março; M – Maio; J – Julho; S – Setembro.

3.4.2.3. Caracterização Biológica

Tal como se verificou no rio Febros, também na ribeira de Valadares a diversidade macrobentónica foi baixa durante os dois períodos de amostragens, tendo o valor médio de H' sido inferior a 1,19 (Tabela 3.26), e tendo-se registado valores ainda mais baixos no 2º ano de amostragens. Apesar dos baixos valores de diversidade, esta foi maior na estação 2 do que nas restantes estações (Tabela 3.26).

Em relação ao índice BMWP', verificou-se que durante o 1º ano de amostragens a água esteve sempre extremamente contaminada, havendo uma ligeira recuperação das estações 1 e 2 durante o 2º ano. Em ambos os períodos de amostragens ocorreu, novamente, uma tendência para uma certa melhoria de montante para jusante (Tabela 3.28).

Os valores médios de ASPT foram igualmente baixos (Tabela 3.26), no entanto, os valores mais baixos foram obtidos na estação 3 e os mais elevados na estação 2, verificando-se valores superiores no 2º ano de amostragens. Esta situação é corroborada pelos valores obtidos para o índice EPT (Tabela 3.26).

O grupo Annelidae, particularmente os Oligoquetas, predominou a jusante (77,8%, no 1º ano de amostragens) e na estação intermédia (89,9%, no 2º ano), tendo os Arthropoda

dominado a montante (58,1% e 81,3% em cada um dos anos de amostragens, respectivamente). Para além disso, verificou-se um decréscimo de exemplares do grupo Mollusca de jusante para montante, apesar de ser o grupo menos representado em cada uma das estações de amostragem. As diferenças registadas entre os vários grupos, durante os 2 anos de amostragens, não foram significativas (Teste Tukey HSD, $p < 0,05$). Tal como aconteceu no rio Febros, verificou-se que em termos sazonais as amostragens de Verão foram de certa forma diferentes das de Inverno (Figura 3.47), observando-se uma clara separação entre os indivíduos recolhidos nesses períodos. Tal como no rio Febros, também neste caso para o gráfico de nMDS foram utilizadas todas as famílias dos macroinvertebrados identificados, exceptuando-se as que só apareceram uma e duas vezes durante todas as amostragens. Assim, as famílias utilizadas foram: Ancyliidae, Baetidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Hydrobiidae, Lumbricidae, Lumbriculidae, Naididae, Physidae, Psychodidae e Tubificidae.

Tabela 3.26 – Valores médios $\pm$ SE de H' , ASPT e EPT, para as 3 estações de amostragem da ribeira de Valadares, nos 2 anos de amostragens (1 – foz, 3 – montante).

Estação de amostragem	Diversidade (H')		ASPT		EPT	
	Out.02/Out.03	Nov.04/Out.05	Out.02/Out.03	Nov.04/Out.05	Out.02/Out.03	Nov.04/Out.05
1	$1,08 \pm 0,19$	$0,92 \pm 0,20$	$1,95 \pm 0,43$	$2,47 \pm 0,28$	$0,14 \pm 0,15$	$0,33 \pm 0,21$
2	$1,19 \pm 0,09$	$1,16 \pm 0,18$	$2,29 \pm 0,08$	$2,51 \pm 0,36$	$0,14 \pm 0,15$	$0,83 \pm 0,17$
3	$1,02 \pm 0,20$	$0,74 \pm 0,23$	$1,80 \pm 0,36$	$1,90 \pm 0,53$	0	0

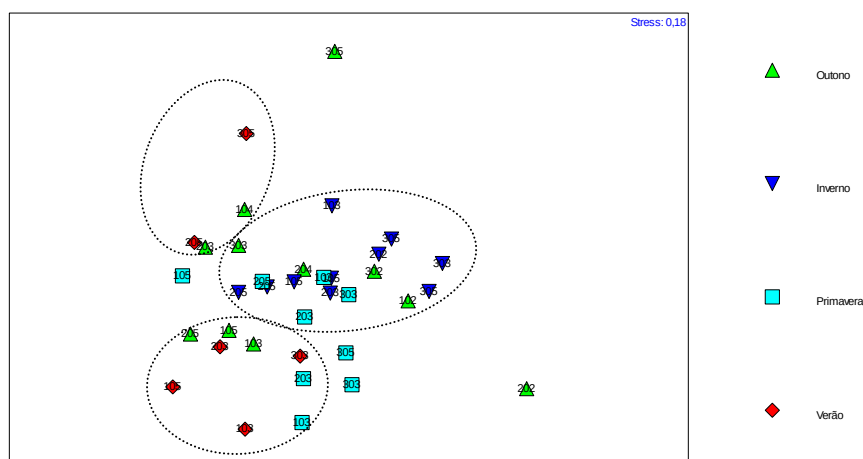


Figura 3.47 – Ordenação das amostras em 2D utilizando o nMDS baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as famílias de macroinvertebrados recolhidos na ribeira de Valadares nos 2 anos de amostragens. 1 a 3 – estações de amostragem; 02 a 05 – anos de amostragem (2002 a 2005).

Tal como se procedeu para o rio Febros, para relacionar as variáveis ambientais estudadas com as famílias de macroinvertebrados utilizou-se a Análise Canónica de Correspondência (CCA). De igual modo, para evitar problemas relacionados com multicolinearidade, as variáveis ambientais com factor de inflação superior a 20 foram removidas do modelo inicial (Ter Braak & Smilauer, 2002).

Assim, os resultados obtidos após terem sido retirados os parâmetros colineares (condutividade específica, salinidade, concentração de oxigénio, SST, SDT, areão, areia média, areia fina, areia muito fina, limo+argila, amónia, ortofosfatos, Chla), outros parâmetros que variavam de forma muito semelhante e cujos vectores se encontravam graficamente muito próximos (turbidez, precipitação, areia muito grossa e M.O.), bem como as famílias dos macroinvertebrados que apareciam um menor número de vezes (entre 1 e 3 vezes, no total de todas as amostragens), Agryotipidae, Ancylidae, Culicidae, Dixidae, Hydraenidae, Hydrophilidae, Libellulidae, Limoniidae, Lumbricidae, Simuliidae, Tipulidae e Viviparidae, encontram-se na tabela 3.27 e figura 3.48. Tal como se fez para o rio Febros, a abundância de macroinvertebrados foi transformada [$\log_{10}(x+1)$], fez-se o *downweighting* das famílias menos abundantes e procedeu-se à *standardização* dos parâmetros ambientais e as amostras foram, igualmente, separadas em classes correspondentes às três estações de amostragem (1 a 3).

Tabela 3.27 – Resultados da Análise Canónica de Correspondência para a ribeira de Valadares.

Eixos	1	2	3	4
Valores próprios	0,137	0,110	0,065	0,051
Correlações espécies-ambiente	0,914	0,866	0,781	0,863
Variação da percentagem cumulativa dos dados das espécies	19,6	35,4	44,8	52,1
da relação espécies-ambiente	31,8	57,3	72,5	84,3
Soma de todos os valores próprios (Inércia total)				0,697
Soma de todos os valores próprios canónicos (a)				0,431
<i>Resumo do Teste de Permutação de Monte Carlo</i>				
Teste de significância de todos os eixos canónicos	(a)			0,431
	razão F			2,054
	valor p			0,0020

O 1º eixo canónico (valor próprio = 0,137) representa 32% do total da variância explicada pelo CCA, demonstrando uma elevada correlação espécies-ambiente (0,914) (Tabela 3.27). O 2º eixo representa 25,5% da variância explicada pelo CCA (Tabela 3.27), enquanto os restantes eixos explicam, em conjunto, cerca de 27%. Dado que os dois primeiros eixos canónicos explicam 57,5% da variação da percentagem cumulativa da

relação espécies-ambiente (Tabela 3.27), não se procedeu à interpretação dos eixos 3 e 4.

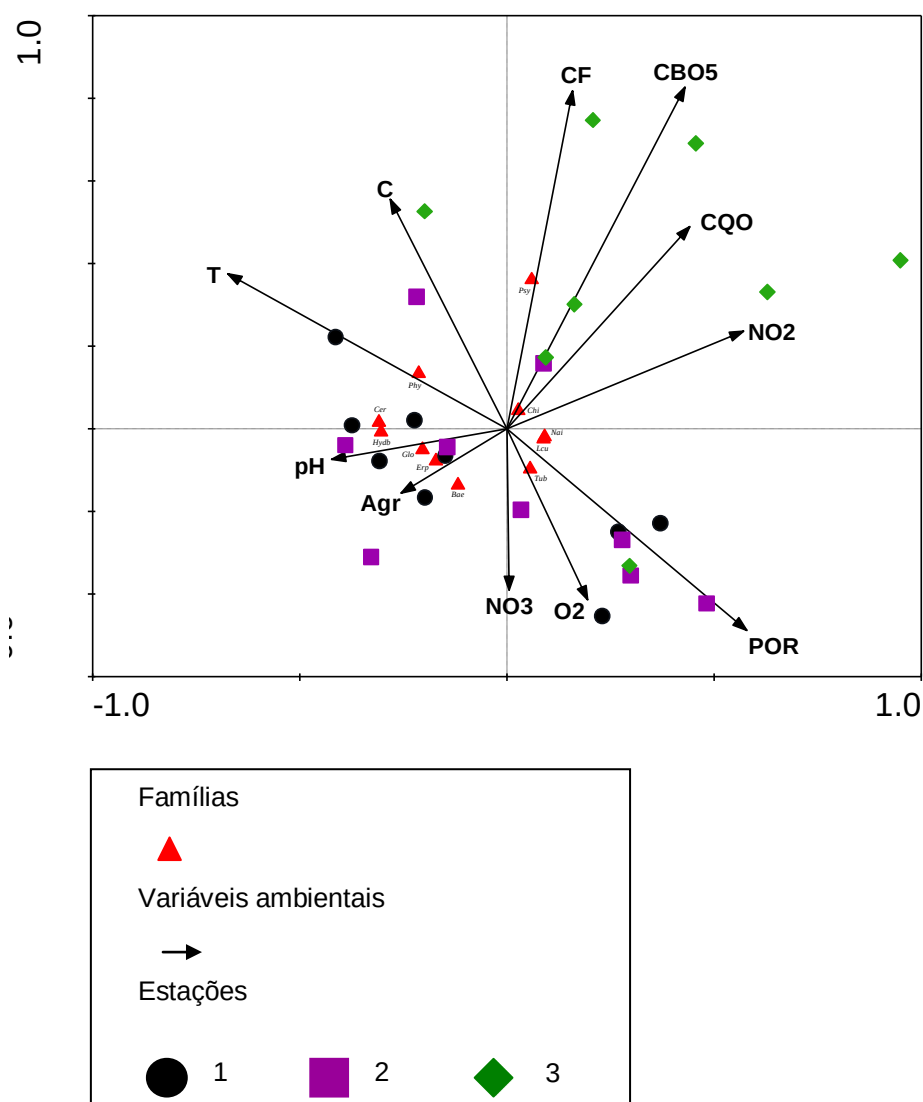


Figura 3.48 – Análise Canónica de Correspondência dos parâmetros ambientais, amostras e famílias de macroinvertebrados, na ribeira de Valadares. Amostras (1 – estação 1; 2 – estação 2, e 3 – estação 3). Variáveis ambientais (vectores): C – caudal; T – temperatura; Agr – areia grossa. Psy – Psycodidae; Phy – Physidae; Chi – Chironomidae; Cer – Ceratopogonidae; Hydb – Hydrobiidae; Glo – Glossiphoniidae; Erp – Erpobdelidae; Bae – Baetidae; Tub – Tubificidae; Lcu – Lumbriculidae; Nai – Naididae.

A análise do diagrama de ordenação (Figura 3.48) mostra que a temperatura, o potencial de oxidação-redução e os nitritos estão altamente correlacionados com o 1º eixo canónico, representando um gradiente negativo de temperatura e positivo de nutrientes. Por outro lado, estão muito correlacionados com o 2º eixo canónico os seguintes parâmetros ambientais: CBO₅, CF, caudal e CQO, que representam um gradiente de

poluição. Assim, verificou-se que as amostras da estação 3 se localizam na parte superior e direita do gráfico, ou seja, a favor do gradiente de poluição e de nutrientes, encontrando-se as estações 1 e 2 mais localizadas na parte esquerda e inferior do gráfico (menos associadas à poluição). De facto, tal como já foi confirmado com outros índices, a estação 3 é a mais poluída, apresentando uma menor qualidade da água. Relativamente às famílias de macroinvertebrados, verificou-se que a mais sensível (Baetidae) se localizou na parte inferior do gráfico (contrário aos gradientes de poluição e nutrientes), enquanto as restantes, mais resistentes, se distribuíram acima dos baetídeos. Verificou-se que os Chironomidae tiveram um comportamento mais ubíquo, ou seja, apesar de resistentes localizaram-se próximo do centro do gráfico, o que corrobora a sua maior capacidade de adaptação e resistência a diferentes graus de poluição. A família Psychodidae mostrou-se muito relacionada com a variação de CF e a Physidae com a temperatura. Mais próximas do gradiente de pH estiveram as famílias: Ceratopogonidae, Hydrobiidae, Glossiphonidae e Erpobdellidae.

3.4.2.4. Corredor Ripário e Habitat Fluvial

A qualidade do bosque ripário, avaliada através do índice QBR, permitiu classificar a estação 1 como extremamente degradada e com péssima qualidade, a estação 3 como fortemente alterada e com má qualidade, encontrando-se a estação intermédia num estado natural e com muito boa qualidade, uma vez que o seu bosque de ribeira não apresentava alterações (Tabela 3.28). Deste modo, o estado ecológico geral desta ribeira variou entre péssimo (a montante e a jusante) e mau (na zona intermédia), tal como se pode observar na tabela 3.28.

A caracterização obtida com o RHS permitiu descrever cada troço da ribeira da seguinte forma: estação 1 – significativamente modificada (valores elevados de HQAm e HMSm); estação 3 – predominantemente não modificada (valor baixo de HQAm e muito baixo de HMSm), e estação 2 – semi-natural (elevado valor de HQAm, HMS = 0), tal como se pode verificar na tabela 3.28.

Tabela 3.28 – Avaliação da qualidade da água nas 3 estações de amostragem da ribeira de Valadares, nos 2 anos de amostragens (1 – foz, 3 – montante), por comparação dos índices: BMWP' (Valores médios $\pm$ SE); QBR; ECOSTRIMED; RHS – HQAm e HMSm. A. E. C. – Água Extremamente Contaminada; A. M. C. – Água Muito Contaminada; A. C. – Água Contaminada; Desc. Cat. Canal – Descrição da Categoria do Canal; S. M. – Significativamente Modificado; S. N. – Semi-Natural; P. N. M. – Predominantemente Não Modificado.

		Estações de Amostragem		
		1	2	3
BMWP'	Out.02/Out.03	15 $\pm$ 4,57 A. E. C.	14 $\pm$ 1,95 A. E. C.	12 $\pm$ 2,04 A. E. C.
	Nov.04/Out.05	17 $\pm$ 3,44 A. M. C.	17 $\pm$ 4,02 A. M. C.	6 $\pm$ 1,71 A. E. C.
QBR	Pontuação	25	95	45
	Qualidade	Degradação extrema, péssima qualidade	Bosque de ribeira sem alterações, qualidade muito boa, estado natural	Alteração forte, má qualidade
ECOSTRIMED	Qualidade	Péssima	Má	Péssima
	HQAm	24	33	17
RHS	HMSm	23	0	6
	Classe HMI	4	1	2
	Desc. Cat. Canal	S. M.	S. N.	P. N. M.

3.5. Integração dos Índices

Após a caracterização individual dos diversos segmentos de cada um dos cursos de água estudados neste trabalho, em relação à qualidade da água, tipo de sedimento, macroinvertebrados e habitat ripário, importava integrar os diversos índices utilizados, de modo a aferir, de forma crítica, o estado ecológico global de cada uma das bacias hidrográficas.

Assim, procedeu-se, inicialmente, à seriação relativa das várias estações de amostragem, para cada um dos rios estudados. Tal como se pode observar nas tabelas 3.29 e 3.30, os valores padronizados basearam-se em parâmetros físico-químicos e microbiológicos (IQA), biológicos (BMWP', H', ASPT e EPT) e de habitat (QBR, HMSm e HQAm). Assim, todos os valores foram seriados entre 0 e 10 utilizando a seguinte fórmula: Valor padronizado = [(valor – mínimo) – (máximo – mínimo)] x 10. Tendo em consideração que quanto maior o valor da posição relativa, menos degradada se

encontra a estação de amostragem relativamente às restantes estações, verificou-se que no caso do rio Febros houve uma sequência de degradação ambiental da estação 4 para a estação 1 (Tabela 3.29). Estes resultados devem-se, certamente, aos valores mais elevados de BMWP', H', QBR e 1/HMSm da estação mais a montante e aos valores mais baixos de BMWP', EPT, QBR, 1/HMSm e HQAm obtidos junto à foz.

Tabela 3.29 – Valores padronizados dos índices utilizados para caracterizar o estado global de cada uma das estações de amostragem do rio Febros (1 – foz, 4 – montante): IQA; BMWP'; H'; ASPT; EPT; QBR; 1/HMSm – inverso do HMS modificado; HQAm, entre o 1º (A) e o 2º (B) ano de amostragens.

Valores padronizados	Estações							
	1		2		3		4	
	A	B	A	B	A	B	A	B
Baseados em parâmetros físico-químicos e microbiológicos								
IQA	0	0	2,90	5,45	10	8,86	7,99	10
Baseados em parâmetros biológicos								
BMWP'	0	0	1,67	4,15	6,11	7,84	10	10
H'	1,18	0,55	2,94	0	0	1,51	10	10
ASPT	0,30	0	0	5,35	10	8,38	8,51	10
EPT	0	0	1,79	6,13	10	10	7,20	8,43
Baseados em parâmetros de habitat								
QBR	0	0	6,25	6,25	8,75	8,75	10	10
1/HMSm	0	0	0,53	0,53	0,53	0,53	10	10
HQAm	0	0	0,91	0,91	10	10	9,09	9,09
Média dos Valores padronizados	0,18	0,07	2,12	3,60	6,92	6,98	9,10	9,69
Posição relativa	1	1	2	2	3	3	4	4

No caso da ribeira de Valadares (Tabela 3.30), verificou-se que a estação 3 exibiu a menor posição relativa, devido à menor qualidade da água, e ainda aos valores mais baixos de BMWP', H', ASPT, EPT e HQAm. A melhor posição relativa foi obtida na estação intermédia, que registou os valores mais elevados de H', ASPT, EPT, QBR e HQAm (Tabela 3.30).

Tabela 3.30 – Valores padronizados dos índices utilizados para caracterizar o estado global de cada uma das estações de amostragem da ribeira de Valadares (1 – foz, 3 – montante): IQA; BMWP'; H'; ASPT; EPT; QBR; 1/HMSm – inverso do HMS; HQAm, entre o 1º (A) e o 2º (B) ano de amostragens.

Valores padronizados	Estações					
	1		2		3	
	A	B	A	B	A	B
Baseados em parâmetros físico-químicos e microbiológicos						
IQA	10	10	4,59	7,48	0	0
Baseados em parâmetros biológicos						
BMWP'	10	10	6,81	9,55	0	0
H'	3,53	4,29	10	10	0	0
ASPT	3,06	9,34	10	10	0	0
EPT	10	3,98	10	10	0	0
Baseados em parâmetros de habitat						
QBR	0	0	10	10	2,86	2,86
1/HMSm	2,35	2,35	0	0	10	10
HQAm	4,38	4,38	10	10	0	0
Média dos Valores padronizados	5,41	5,54	7,67	8,38	1,61	1,61
Posição relativa	2	2	3	3	1	1

Posteriormente, calculou-se um novo índice, KT_{FV} , que permitiu comparar os dois cursos de água estudados, com base em todos os índices utilizados anteriormente e cuja fórmula se encontra explicada no capítulo relativo ao Material e Métodos. Deste modo, segundo o KT_{FV} , verificou-se que o rio Febros registou uma melhoria da condição ambiental geral de jusante para montante, e que na ribeira de Valadares a estação intermédia (estação 2) era a que se encontrava menos perturbada (Tabela 3.31).

Tabela 3.31 – Classes de classificação do estado de conservação final KT_{FV} para cada estação de amostragem do rio Febros (F) e da ribeira de Valadares (V), para cada um dos anos de amostragem. Classe I – mais perturbado; Classe V – menos perturbado.

Ano de Amostragem	Estações de Amostragem						
	1V	1F	2V	2F	3V	3F	4F
1º	I	I	V	III	I	IV	IV
2º	I	I	V	III	I	IV	V

4. DISCUSSÃO

Actividades antropogénicas, tais como alterações do uso do solo e dos recursos aquáticos podem alterar processos físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas fluviais, modificando, desse modo, as suas comunidades biológicas (Karr, 1991). Por outro lado, os atributos de paisagem relacionados com características físicas do habitat, nomeadamente uso do solo, geologia superficial, relevo e hidrografia mostraram ter grande influência nos macroinvertebrados. Na verdade, tem sido referido que a produção agrícola, a desflorestação, o desenvolvimento urbano e a construção de estradas têm conduzido a aumentos indesejados de fontes não pontuais de poluição, alterações de regimes hidrológicos e degradação de habitats e populações selvagens (Cavalcanti & Lockaby, 2005). Para além disso, o uso do solo pode diminuir ou interromper o transporte de matéria para jusante de diferentes formas. Esta diminuição dos materiais orgânicos particulados deve-se, por exemplo, à desflorestação, ao fogo e ao pastoreio (Wallace et al., 1997); alteração de processos de transporte e de composição (por ex. regulação do caudal, irrigação, alterações nas comunidades bióticas), e alteração de mecanismos de armazenamento (por ex. rectificações do canal fluvial, levando à perda da rugosidade hidráulica). Pode, também, influenciar drasticamente as conectividades naturais (hidrológicas e ecológicas), provocando impactos nos ecossistemas fluviais de jusante (Wipfli et al., 2007). Sabe-se, também, que nos programas de gestão ao nível da bacia hidrográfica o estabelecimento de relações entre o uso do solo e a qualidade da água é um aspecto crítico (Wang & Yin, 1997). Outro aspecto relevante é que, normalmente, alterações importantes na estrutura ou função do ecossistema em resposta a alterações antropogénicas não são detectadas até o sistema evidenciar visualmente sintomas do seu declínio (Vogt et al., 1993). Todavia, os ecossistemas ribeirinhos naturais são auto-suficientes, dinâmicos e muito variáveis, em resultado de perturbações naturais (Palmer et al., 2005). Para além disso, os cursos de água possuem 3 eixos de conectividade hidrológica (Ward, 1989): a água e a matéria dissolvida e particulada movem-se longitudinalmente de montante para jusante, enquanto os biota se movem longitudinalmente nas duas direcções; o sistema fluvial interage lateral e hidrologicamente com a sua zona ripária, e a água de superfície está ligada verticalmente com a zona hiporreica e com a água de fundo. No entanto, em períodos de seca esta conectividade é interrompida, sendo amplificada no caso de cheias (Lake, 2003). Nos ecossistemas fluviais a diversidade resulta da heterogeneidade ambiental, que depende essencialmente de 4 factores físicos, o caudal (Poff et al., 1997; Norris & Thoms, 1999), a química da água, a temperatura e a luz (Hynes, 1970). Deste modo, a avaliação do estado ecológico destes sistemas deve incluir variáveis físicas, químicas, biológicas,

sociais e económicas (Norris & Thoms, 1999). Neste trabalho foram utilizadas os três primeiros componentes referidos.

A caracterização das bacias hidrográficas em estudo utilizando o SIG permitiu obter métricas de paisagem que representam a magnitude da sua ocupação e permitem aferir sobre a sua fragmentação. Para além disso foi avaliado o contributo específico do uso do solo proximal (em círculos em redor de cada estação de amostragem) procedimento comum a outros autores (por ex. Wardrop et al., 2005; Mack, 2006). Sendo as paisagens constituídas por áreas espaciais heterogéneas, ou mosaicos ambientais, as alterações do uso do solo podem representar o factor mais importante que afecta os recursos ecológicos (Hunsaker & Levine, 1995). Por outro lado, segundo estes mesmos autores, os sistemas fluviais integram as características da paisagem terrestre e funcionam como receptores de poluentes atmosféricos e das áreas envolventes, o que os torna bons indicadores de impactos cumulativos.

4.1. Rio Febros

4.1.1. Ocupação do Solo

Em termos de bacia hidrográfica, verificou-se que neste rio predominou a agricultura, seguindo-se a floresta e o tecido urbano. No entanto, localmente (ao nível da estação de amostragem) verificou-se o predomínio das áreas urbanas/social (habitação e indústria) nas estações de jusante e a dominância da floresta (folhosas ou resinosas) nas estações de montante. De salientar, contudo, que a percentagem de áreas agrícolas foi sempre superior a 15%. Verificou-se, também, um aumento da fragmentação e da heterogeneidade espacial da paisagem da bacia hidrográfica deste rio entre 1990 e 2000.

4.1.2. Qualidade da Água

É um facto, que o dinamismo natural inerente a este tipo de sistemas explica, por si só, a existência de variações nos parâmetros físico-químicos e biológicos estudados, no entanto, o facto do rio Febros atravessar zonas densamente povoadas e agricultadas, e da predominância de floresta a montante confere-lhe características muito próprias (rio muito degradado, qualidade geral decrescente de montante para jusante).

Entre o 1º e o 2º ano de amostragens registou-se um aumento dos valores médios de condutividade, que também reflecte a concentração de poluentes uma vez que muitos deles contêm sais solúveis (por ex. Rikard & Kunkle, 1990; Gurnell et al., 1994). Para

além disso, este parâmetro permite avaliar rapidamente a quantidade de sólidos dissolvidos (concentração de iões) na água, podendo ser usado como um indicador geral da sua pureza (Hunsaker & Levine, 1995). Por outro lado, este parâmetro também está relacionado com o oxigénio dissolvido e CBO_5 (Rajagopal et al., 1993), e concentração de nutrientes na água (Johnston et al., 1990; Edwards & Helvey, 1991; Hakamata et al., 1992). Verificou-se, ainda, que os valores de condutividade foram superiores a jusante, o que está de acordo com outros estudos (por ex. Wang & Yin, 1997), mais concretamente a jusante da ETAR do Febros (estação 1), tal como aconteceu noutros trabalhos em que os valores de condutividade foram mais elevados a jusante de ETARs (por ex. Chesterikoff et al., 1991; Mathuthu et al., 1995). Assim, este parâmetro parece reflectir mais o impacto de fontes pontuais de poluição do que entradas de fontes difusas, tal como referido em Wang & Yin (1997). Por outro lado, nas estações de jusante predominaram as áreas urbanas, e sabe-se que a urbanização contribui para o aumento da condutividade, dado que essas áreas produzem uma quantidade importante de poluentes solúveis que estão positivamente correlacionados com este parâmetro (Wang & Yin, 1997). Entre os dois anos em estudo registou-se, igualmente, um aumento da eutrofização, pois, apesar de se ter verificado uma diminuição da média de biomassa (estimada a partir dos valores de clorofila) verificou-se um decréscimo do oxigénio dissolvido e do caudal, bem como o aumento da concentração de nitritos, amónia e ortofosfatos. De facto, o excesso de azoto (N) e de fósforo (P) pode provocar eutrofização, que está essencialmente associada a *blooms* de algas e depleção de oxigénio (Hunsaker & Levine, 1995), bem como à redução da transparência da água, à diminuição da vegetação aquática submersa (em albufeiras e rios grandes), e à degradação geral da qualidade da água (Williams et al., 2001). Segundo Kronvang et al. (2005), o crescimento de algas devido ao excesso de P é a principal causa do não preenchimento dos requisitos para uma boa qualidade ecológica da água preconizada pela DQA, no entanto, as algas são apenas uma das comunidades consideradas por esta directiva. O impacto das actividades agrícolas na poluição da água com P continua a ser um problema público muito sério, principalmente devido à eutrofização, uma vez que este elemento é um factor limitante (Udawatta et al., 2004). Em relação aos valores médios da variação horária do teor em Chla estes foram inferiores aos valores médios obtidos nos 2 anos estudados (cerca de 1/3 e 1/2, para o 1º e 2º ano, respectivamente). Para além disso, os valores mais elevados ocorreram na amostragem de Primavera, particularmente entre as 8 e as 16h, ou seja, com as temperaturas mais amenas e no período de maior luminosidade. Nas bacias hidrográficas urbanas o aumento de nutrientes (fosfatos, nitratos, amónia) está bem documentado (por ex. Paul & Meyer, 2001), e as suas fontes incluem esgotos e fertilizantes (por ex. Jordan et al., 2003; Kronvang et al., 2005).

Segundo Dodds et al. (2002) a quantificação da dinâmica dos nutrientes é fundamental, para se perceber a eutrofização e as funções dos ecossistemas. Para além disso, as actividades antropogénicas conduzem, normalmente, a aumentos a curto e a longo prazo de NO_3^- , PO_4^{3-} e NH_4^+ nos sistemas fluviais e na água de fundo. Por outro lado, os impactos destes nutrientes na qualidade da água e na função do ecossistema dependem muito das vias de entrada dos seus ciclos nos ecossistemas aquáticos (Dodds et al., 2002). Os sistemas fluviais mais pequenos constituem interfaces-chave entre os habitats terrestres e as águas de jusante, podendo potencialmente regular o transporte de nutrientes (por ex. Peterson et al., 2001). Estes, podem, então, ser captados pelos organismos bentónicos a partir da coluna de água (captação), ou ser libertados por esses organismos para a coluna de água (remineralização) (Dodds et al., 2002). Os elevados valores de nutrientes obtidos no rio Febros revelam a sua entrada contínua nesta linha de água. No entanto, os efeitos mais dramáticos verificaram-se a jusante (foz). De facto, esta estação recebe não só esgoto tratado com remoção parcial de nutrientes proveniente da ETAR do Febros, mas também poluição difusa dos terrenos agrícolas, nos quais se utiliza, com frequência, esgoto não tratado e, ainda, adubo natural (estrume) e fertilizantes. Estes factores podem explicar as variações espaciais e temporais encontradas, ou seja, concentrações mais elevadas de nutrientes na estação 1 (foz), que é a mais dependente da actividade agrícola (aprox. 28%), e especialmente na Primavera e no Verão, quando se usam mais fertilizantes nas culturas agrícolas e quando o caudal é menor (contribuindo para o aumento da sua concentração na água). No entanto, no 2º ano de amostragens a concentração mais elevada de NO_3^- verificou-se no Inverno, o que pode ter resultado da sua lixiviação (cf. Brye et al., 2001). Por outro lado, de um modo geral, os valores mínimos registaram-se no Outono e no Inverno, o que pode estar relacionado com o maior caudal do rio, juntamente com a menor utilização de fertilizantes e pesticidas nesses períodos (colheitas). De facto, outros autores obtiveram variações sazonais, por exemplo, relativamente ao N, na Primavera verifica-se uma maior captação deste elemento pelas plantas (Lowrance et al., 1984), enquanto no Inverno predomina a desnitrificação (Gilliam, 1994). Kronvang et al. (2005) verificaram uma diminuição de P em terras não cultivadas, durante o Outono. Segundo Mulholland et al. (1990), neste rio, a captação de PO_4^{3-} deve ter ocorrido por processos de adsorção físico-químicos, uma vez que são os processos dominantes quando as concentrações de PO_4^{3-} são superiores a $0,16 \mu\text{M}$ (os valores médios obtidos variaram entre $6,7$ e $9,6 \mu\text{M}$). Para além disso, a diminuição da concentração de nutrientes também pode resultar da diminuição das escorrências e da captação desses nutrientes pela vegetação (Udawatta et al., 2002). Os ciclos horários realizados na foz, durante as 4 estações do ano, permitiram verificar que as concentrações de todos os nutrientes determinados (amónia, ortofosfatos, nitritos e

nitratos) variaram ao longo das 19h de amostragem, tal como seria de esperar. Para além disso, as concentrações de nitratos foram bastante elevadas (entre 150 e 650 μM), destacando-se dos restantes nutrientes, tal como aconteceu nas amostragens mensais. De igual modo, as variações horárias das concentrações dos restantes nutrientes também foram semelhantes às suas variações mensais ($[\text{NO}_2^-] < [\text{PO}_4^{3-}] < [\text{NH}_4^+]$). Não se conhecem bem os parâmetros que influenciam as taxas de libertação de NO_3^- nos sistemas fluviais, uma vez que existem várias dificuldades, nomeadamente, fluxo de N dentro da linha de água, taxa de fornecimento de N pela atmosfera e pelas fontes terrestres, e a sua taxa de remoção pela desnitrificação e armazenamento nos terrenos e nos canais fluviais (Alexander et al., 2000). Todavia, sabe-se que várias propriedades físico-químicas dos sistemas fluviais influenciam essas taxas, como por exemplo, a concentração de oxigénio, o conteúdo orgânico dos sedimentos, a profundidade do canal, o tempo de residência da água e o caudal (Alexander et al., 2000). Por outro lado, a gestão dos solos superficiais também afecta a zona insaturada (solos mais profundos), e esta também é muito importante para a diminuição da concentração de nutrientes e poluentes na superfície (Holden & Fierer, 2005). Quanto às escorrências de P associadas às práticas agrícolas, estas variam com as propriedades do solo, condições climáticas, alterações da paisagem e da gestão das práticas agrícolas ao longo do tempo, sendo o controlo destes factores um processo complexo e dinâmico (Udawatta et al., 2004). Para além disso, estas escorrências variam anualmente e de bacia hidrográfica para bacia hidrográfica (Udawatta et al., 2002). Os rios eutróficos possuem taxas de absorção de nutrientes muito mais lentas do que os rios não contaminados (Paul & Meyer, 2001). Este é certamente o caso do rio Febros, uma vez que ao longo de todo o rio a concentração de nutrientes é elevada. Por outro lado, as condições anteriormente referidas também foram reflectidas pelas elevadas densidades bacterianas, o que é comum em linhas de água com estações de tratamento de água (Paul & Meyer, 2001). De facto, os valores de CF foram extremamente elevados, indicando uma elevada contaminação tóxica (esgoto doméstico). Durante o 1º ano de amostragens, a sua média ultrapassou 86 vezes o VMA para águas de banhos ($2\,000\text{ ufc }100\text{ml}^{-1}$), e excedeu esse limite em 38 vezes, durante o 2º ano de amostragens, representando um importante risco potencial para a saúde humana e resultando numa água imprópria para rega e contacto directo (Cabral & Marques, 2006). Esta tinha sido já a conclusão de um estudo de Gonçalves & Boaventura (1985), que apontava a origem doméstica como principal fonte de poluição deste rio, prevendo que a evolução demográfica esperada tenderia a agravar a situação caso não fossem tomadas as devidas medidas correctoras. Todavia, embora a contaminação fecal tenha continuado extremamente elevada, importa salientar que houve uma diminuição importante entre os 2 anos de amostragens, para a qual contribuiu, certamente, a

evolução muito positiva do aumento do número de ligações ao saneamento (por parte da Empresa Águas de Gaia EM) nas freguesias que pertencem à bacia hidrográfica do rio Febros. Efectivamente, segundo dados da Águas de Gaia EM, entre 2002 e 2005, registou-se um aumento de 683% no número de ligações nas freguesias em questão (Avintes, Olival, Oliveira do Douro, Pedroso, Seixezelo e Vilar de Andorinho), tendo-se passado de um total de 2 542 ligações ao saneamento, para 19 903. De salientar, no entanto, que paralelamente a todo este esforço a população continuou a aumentar. Segundo dados do INE, entre 2002 e 2005, a população residente no concelho de Vila Nova de Gaia aumentou 3,74%, tendo passado de 293 301 para 304 274 habitantes. Durante os ciclos horários observaram-se valores ainda mais elevados de CF (médias entre $4,93 \pm 0,05 \text{ Log}_{10} \text{ ufc CF } 100 \text{ ml}^{-1}$ no Inverno, e $5,07 \pm 0,07 \text{ Log}_{10} \text{ ufc CF } 100 \text{ ml}^{-1}$ no Outono), ou seja, entre 410 e 422 vezes superiores ao VMA para águas de banho, e que não se mostraram correlacionados com o caudal, como já se referiu anteriormente. De acordo com a Análise dos Componentes Principais (PCA), o afastamento da estação 1 (fz) das restantes estações, principalmente na Primavera e no Verão, pode ser explicado pelo menor caudal e pelas temperaturas mais elevadas tipicamente registados nos períodos mais quentes, e que certamente acentuaram ainda mais a fraca qualidade da sua água. O índice IQA utilizado integra 9 parâmetros (físicos, químicos e orgânicos/microbiológicos) e permitiu classificar a fz como a estação do rio Febros com menor qualidade ($< \text{IQA}$), encontrando-se a sua água muito poluída. Durante o 2º ano de amostragens verificou-se um agravamento da qualidade da água nesta estação, para o qual foi certamente importante a ETAR do Febros e os elevados valores de condutividade, amónia e CF. Pelo contrário, as estações de montante registaram valores mais elevados do IQA, corroborados por menores valores de condutividade, pH, CBO_5 , amónia e CF, e valores mais elevados de oxigénio. De acordo com a PCA, estas estações afastaram-se das restantes durante o Outono, o que poderá estar relacionado com toda a dinâmica característica desta época do ano, tendo em consideração que estas estações de amostragem apresentam maior quantidade de vegetação ripária envolvente, normalmente associada a uma melhor qualidade da água (por ex. Cavalcanti & Lockaby, 2005).

4.1.3. Caracterização do Sedimento

Neste rio, a percentagem mais elevada de matéria orgânica foi observada nas estações de montante, durante o 1º ano de amostragens, e na fz, no 2º ano de amostragens. No entanto, contrariamente ao que é habitual (maior percentagem de M.O. associada a

sedimentos finos), as percentagens mais elevadas de M.O. ocorreram nas estações em que predominava o areão e a percentagem de sedimentos finos era menor. De notar que nas estações de montante predominava a floresta, o que certamente contribuiu para o aumento da M.O. particulada, através da folhagem, que é simultaneamente decomposta e transportada para jusante (cf. Webster et al., 1999; Udawatta et al., 2002). Segundo Webster & Meyer (1997), os sistemas fluviais, principalmente aqueles que são dominados por entradas de material alóctone, são processadores ineficientes de M.O., verificando-se que geralmente exportam consideravelmente mais material do que aquele que metabolizam. No entanto, alguma da M.O. particulada fina (FPOM) pode resultar da entrada de M.O. a partir da bacia, independentemente do meio aquático (por ex., resultante da decomposição terrestre de material de plantas vasculares). Paralelamente, a zona hiporreica (localizada na parte lateral do leito do rio, onde ocorre a mistura de água de fundo com água superficial) constitui um reservatório importante de nutrientes e M.O. (Meyer et al., 1988). Por outro lado, a estação 1 (fz) localiza-se a jusante da ETAR do Febros, o que pode justificar as elevadas quantidades de M.O. dissolvida obtidas pontualmente, principalmente no 2º ano de amostragens (após o início da sua laboração). Embora não se tenha verificado nenhum padrão sazonal, a elevada percentagem de matéria orgânica nos sedimentos (valor médio sempre > 2%) também indica um rio “pouco saudável”. Ao acumular-se nos sedimentos, a matéria orgânica particulada altera as características dos mesmos, e embora existam poucos trabalhos que tenham em consideração a sua mineralização (Harper, 1992; Paul & Meyer, 2001), os macroinvertebrados são muito importantes na sua decomposição, contribuindo para a depuração da água. Segundo Allan et al. (1997), as condições locais (por ex. cobertura vegetal) determinam a entrada de matéria orgânica particulada, mas as características do terreno (paisagem), tal como o uso de solo a montante, regulam a distribuição de nutrientes e do sedimento.

4.1.4. Caracterização Biológica

Por outro lado, o aumento dos impactos antropogénicos induz a diminuição do estado ecológico dos ecossistemas, implicando o desenvolvimento em grande número de espécies tolerantes (Brown, 2005; Novotny et al., 2005), bem como a diminuição da diversidade e a perda progressiva de taxa intolerantes (Newman & Medmenham, 1992). Neste rio a diversidade macrobentónica (H') foi geralmente baixa (entre 0,86 e 1,59), e diminuiu entre o 1º e 2º ano de amostragens, com a exceção do ponto mais a montante. Contrariamente, os índices BMWP' e ASPT aumentaram entre os dois anos de

amostragens, excepto na foz, e os seus valores mais elevados foram registados a montante. Todavia, com os valores obtidos com o índice BMWP' a água classificou-se entre extremamente contaminada (foz) e contaminada (montante). O número total de taxa dos grupos de insectos do EPT (índice EPT) é usado para avaliar o equilíbrio da comunidade, significando que, quando estas taxa estão bem representados na comunidade bentónica, o ecossistema está em condições aceitáveis, o que não aconteceu neste rio. De facto, os valores obtidos com este índice foram baixos (entre 0 e 2,86) e, com a excepção da estação 2, houve decréscimo em todas as estações, no período de tempo em questão. Os Oligoquetas são colonizadores de ambientes eutróficos, uma vez que possuem respiração cutânea (Azrina et al., 2006), e foram o grupo de macroinvertebrados dominante na foz, o que também está de acordo com os valores mais baixos de IQA que aí se obtiveram, nos dois anos em estudo. Por outro lado, os Mollusca dominaram a montante, apesar dos maiores valores de IQA aí obtidos, mas ainda assim indicativos de uma água poluída. Durante o 1º ano de amostragens as estações intermédias mostraram diferenças, com o predomínio dos Annelidae na estação 2, e de Arthropoda, principalmente Chironomidae, que também possuem adaptações respiratórias para condições anaeróbicas (por ex. túbulos anais, hemoglobina) (Boué & Chanton, 1962; Ross et al., 1982; Resh & Rosenberg, 1984; Chinery, 1992; Fitter & Manuel, 1994) na estação 3. Contudo, no 2º ano de amostragens os Mollusca, maioritariamente Gastropoda mas também Bivalvia, cuja presença pode ser atribuída a uma intensa produção primária dado que são raspadores, dominaram nas duas estações. Assim, neste rio, verificou-se a dominância constante de organismos tolerantes e a inerente dificuldade de utilizar índices bióticos e de diversidade em ambientes perturbados, uma vez que os taxa presentes estão reduzidos a um pequeno número de grupos. Para além disso, embora não tenha havido semelhanças evidentes entre as famílias de macroinvertebrados nas 4 estações de amostragem, verificou-se um certo afastamento entre as amostras de Verão e as de Inverno. É vulgar isto acontecer em cursos de água altamente poluídos, uma vez que há poucos insectos e os seus ciclos de vida (por ex. voltinismo) são muito dependentes da temperatura (Jacobsen et al., 1997; Collier & Smith, 2000; Briers & Gee, 2004; Petersen et al., 2004). Embora as linhas de água agrícolas tenham, normalmente, elevadas abundâncias de macroinvertebrados, a sua diversidade é baixa e as comunidades são dominadas por taxa tolerantes, tais como Oligoquetas e moluscos (Stone et al., 2005), verificando-se, também, uma tendência para cadeias alimentares mais simples, em consequência das alterações ambientais das linhas de água (Lester & Boulton, 2008). Por outro lado, uma baixa heterogeneidade física (associada, por exemplo, à remoção de troncos de árvores das linhas de água) também elimina fontes de refúgio para outros organismos aquáticos (Harmon et al., 1986)

e reduz a densidade e a diversidade de macroinvertebrados (Nakamura & Yamada, 2005; Probst et al., 2005). Todos os aspectos referenciados por estes autores foram aqui verificados. Para além disso, verificou-se, também, que na foz do rio Febros o índice EPT foi mais baixo do que nas restantes estações de amostragem (EPT = 0, no 2º ano de amostragens), o que pode ser associado ao aumento da impermeabilidade do solo (Norris & Thoms, 1999), uma vez que esse é o local mais modificado do rio Febros (menor HQAm, maior HMSm) e mais intervencionado em termos de margens (muros e estrada). Nedeau et al. (2003) também associaram um menor número de taxa EPT em ambientes poluídos, sendo que o índice EPT reflecte alterações nos ecossistemas fluviais associados a distúrbios antropogénicos (Wallace et al., 1996), estando as densidades mais elevadas de Ephemeroptera tipicamente associadas a melhores condições de qualidade (Hilsenhoff, 1987, 1988; Lenat, 1993). Por outro lado, um maior número de Chironomidae e de Oligoquetas também foi relacionado com maior poluição ambiental e degradação do ecossistema, e conchas de moluscos de água doce foram associadas a forte evidência de influência da indústria na alteração da condição do habitat (Nedeau et al., 2003). Ecossistemas degradados (baixa diversidade de macroinvertebrados e dominância de taxa tolerantes) encontram-se associados à ausência de grupos de insectos, maior densidade de Oligoquetas e copépodes, bem como a uma maior biomassa de Oligoquetas e moluscos (Stone et al., 2005). Dos insectos, os Diptera, principalmente os Chironomidae dominam em termos de densidade, enquanto que os Diptera e Coleoptera contribuem de forma importante para a biomassa (Stone et al., 2005). Outros taxa tolerantes à poluição, por exemplo Tubificidae, e gastrópodes pulmonados foram igualmente relacionados com água de muito fraca qualidade (baixo teor de O₂ dissolvido e dominância de lodo) (Hilsenhoff, 1987, 1988; Lenat, 1993). Estas tendências foram demonstradas, de um modo geral, pela Análise Canónica de Correspondências utilizada para relacionar as variáveis ambientais estudadas, com as famílias de macroinvertebrados identificadas nas 4 estações de amostragem. De facto, as famílias mais tolerantes concentraram-se mais próximo dos gradientes de poluição, verificando-se o inverso com as famílias mais sensíveis.

Deste modo, paralelamente à agricultura (importante em todas as estações de amostragem), outros factores devem ter contribuído para o declínio da qualidade da água neste rio, nomeadamente fontes pontuais de poluição relacionadas com a indústria e efluentes urbanos, que ultrapassaram a capacidade de auto-depuração do rio.

4.1.5. Corredor Ripário e Habitat Fluvial

Nos ecossistemas aquáticos a área envolvente é muito importante, e está bem estudada, existindo, particularmente, muitas pesquisas sobre o efeito do uso do solo nos sistemas fluviais (Walsh et al., 2003). Outros autores (por ex. Rogers et al., 2002) enumeram alguns exemplos de degradação ambiental responsáveis por prejuízos ecológicos mais graves dos que os provocados por poluição química. Para Gergel et al. (2002), os atributos da paisagem também oferecem novas perspectivas sobre as influências antropogénicas nos ecossistemas aquáticos, que complementam as fornecidas pelos indicadores tradicionais. Esses atributos requerem a quantificação e ordenação dos tipos de cobertura do terreno, bem como da estrutura física da vegetação, tal como a proporção de cada tipo de solo, a forma das manchas e a sua disposição e conectividade.

Segundo Norris & Thoms (1999), é de facto essencial o desenvolvimento de indicadores mais integrativos, inserindo descritores de fragmentação de paisagem, habitat, geomorfológicos, hidrológicos e químicos do estado ecológico do rio para compreender as suas ligações com os biota aquáticos. Neste trabalho, tanto o índice QBR como o índice ECOSTRIMED permitiram determinar o grau de perturbação do corredor ripário nas 4 estações de amostragem, classificando o estado global do habitat entre muito mau (estações 1, 2 e 3) e mau (montante). No entanto, verificou-se uma melhoria da qualidade da faixa ripária, do índice ECOSTRIMED e do IQA em direcção a montante. Munné et al. (2003) encontraram tendências semelhantes. Analisando o habitat através do RHS, verificou-se que os valores de HQAm também revelaram que as estações de jusante (1 e 2) tinham menor qualidade (valores mais baixos de HQAm), enquanto a estação 3 mostrava a melhor qualidade (valor mais elevado de HQAm), o que está de acordo com os resultados do IQA. Por outro lado, o canal encontrava-se obviamente modificado nas 3 estações localizadas mais a jusante (valores mais elevados de HMSm), principalmente na foz, e em estado semi-natural (menor valor de HMSm) a montante (estação 4). Todavia, não foi possível estabelecer ligações precisas entre as variáveis químicas e biológicas e os índices de habitat, podendo concluir-se que as diferenças na estrutura da vegetação ripária não se reflectiram numa clara melhoria da fauna bentónica. Isto pode ser explicado pela elevada entrada longitudinal de nutrientes, através das diferentes fontes de poluição. Provavelmente, a eficiência de retenção ou absorção de nutrientes por parte da vegetação ripária foi excedida, enquanto a entrada de nutrientes e/ou matéria orgânica permanece elevada e é permanente durante todo o ano, ultrapassando a capacidade tampão do corredor ripário. Deste modo, a rarefacção da faixa ripária provoca a sua rápida saturação impedindo a absorção do excesso de nutrientes, e pode

ser responsável pela estabilidade química (e biológica) deste rio, como já foi referido por outros autores (Allan et al., 1997; Mokaya et al., 2004). Urban et al. (2006) realçam a importância da manutenção e regulação dos corredores ripários em sistemas fluviais urbanos, para a conservação da biodiversidade de água doce. Para além disso, uma das qualidades mais importantes das zonas ripárias é a sua capacidade de melhorar a qualidade da água, reduzindo as cargas de nutrientes de fontes não pontuais de campos agrícolas e áreas urbanas, através da desnitrificação, sedimentação ou captação directa pelas raízes, uma vez que filtram o sedimento na superfície das escorrências, captando o C, N e P, mantendo a integridade do ecossistema de jusante (Cavalcanti & Lockaby, 2005). Outros autores realçam a importância dos écotonos terrestres-aquáticos para a diversidade e produtividade aquáticas (Wallace et al., 1997), bem como a capacidade das faixas ripárias para aumentar a infiltração e diminuir a escorrência e a poluição por fontes não pontuais (Udawatta et al., 2002; Wigington et al., 2003). No entanto, Baker et al. (2007) afirmam que o grau de conectividade hidrológica entre as fontes e as zonas tampão é mais importante do que a retenção relativa na zona tampão, por isso, enfatizam a importância da localização exacta dessas zonas (importância da resolução dos mapas utilizados neste tipo de estudos). Todavia, este trabalho revelou uma fraca ligação entre o estado dos corredores ripários e os componentes químicos e biológicos, salientando a necessidade dos trabalhos de reabilitação serem definidos à escala da bacia hidrográfica, dado que, como foi indicado, mesmo nas situações em que a estrutura desta vegetação era melhor, a sua eficácia era reduzida face ao elevado *stress* ambiental a nível da bacia. Dodds et al. (2002) verificaram que se podem manter taxas elevadas de captação de nutrientes em sistemas com elevadas cargas de nutrientes, no entanto, verificaram um aumento paralelo das taxas de remineralização, conduzindo ao aumento da concentração de nutrientes e ao transporte de nutrientes dissolvidos para jusante. Por outro lado, normalmente, verifica-se que, a capacidade de saturação abiótica (adsorção) é superior à da saturação biótica (Mulholland et al., 1990).

Portanto, no rio Febros a integração de vários índices (IQA, BMWP', H', ASPT, EPT, QBR, HMSm e HQAm) que incluem diferentes parâmetros (físicos, químicos, microbiológicos, biológicos e habitat) permitiu observar uma diminuição da sua qualidade geral, de montante para jusante. Por outro lado, as variações dos vários parâmetros obtidas nos ciclos horários não mostraram propriamente tendências diárias e/ou sazonais, revelando, contudo, a presença de descargas generalizadas associadas a fontes de poluição difusa. Para além disso, os resultados obtidos questionam, na verdade, sobre a possibilidade efectiva de se melhorar a condição ecológica do rio apenas através da restauração física do habitat ao longo do corredor ripário. Assim, é

necessário um plano global de gestão que vise a diminuição da poluição pontual e difusa em toda a bacia hidrográfica, juntamente, não perdendo, contudo, de vista a reabilitação da faixa ripária e a criação de condições de retenção de nutrientes e de sedimentos.

4.2. Ribeira de Valadares

4.2.1. Ocupação do Solo

Nesta ribeira verificou-se que, entre 1990 e 2000, na sua bacia hidrográfica a ocupação do solo que era maioritariamente agrícola passou a ser urbana, seguindo-se a agricultura e a floresta. No entanto, segundo os cálculos efectuados em 2002, a agricultura passou novamente a ser a ocupação dominante do solo, seguida da habitação e da floresta. Quanto à ocupação do solo na área circundante ($r = 1$ Km) de cada estação de amostragem verificou-se o predomínio das áreas urbanas/social (habitação e indústria), registando-se um aumento da sua percentagem em direcção a montante. Nesse mesmo sentido ocorreu uma diminuição da ocupação do solo pela agricultura, de aproximadamente 28% para 13%. Tal como se verificou no rio Febros, também nesta ribeira ocorreu um aumento da fragmentação e da heterogeneidade espacial da paisagem, entre 1990 e 2000.

4.2.2. Qualidade da Água

Entre o 1º e o 2º ano de amostragens verificou-se um aumento dos valores médios de condutividade (como aconteceu no rio Febros) que, como também já foi referido, reflecte a concentração de poluentes dado que muitos deles contêm sais solúveis (por ex. Rikard & Kunkle, 1990; Gurnell et al., 1994). Paralelamente, verificou-se que os valores de outros parâmetros com os quais a condutividade está igualmente relacionada também aumentaram, nomeadamente o oxigénio dissolvido (Rajagopal et al., 1993), e as concentrações de nitritos, amónia e ortofosfatos (Johnston et al., 1990; Edwards & Helvey, 1991; Hakamata et al., 1992). No entanto, embora se tenham obtido valores de condutividade muito elevados na foz desta ribeira, o aumento deste parâmetro em direcção a jusante não foi tão evidente como no rio Febros, chegando a obter-se valores ainda superiores na estação de montante. De facto, neste caso, a estação mais próxima da cabeceira foi a que apresentou uma maior percentagem de ocupação urbana do solo, e a urbanização contribui, como já se referiu anteriormente, para o aumento da condutividade, uma vez que nessas áreas há produção de quantidades substanciais de

poluentes solúveis que estão correlacionados positivamente com este parâmetro (Wang & Yin, 1997). Os valores médios de biomassa (estimados a partir dos valores da clorofila) revelaram igualmente um ecossistema eutrofizado, embora entre os 2 anos de amostragens tenha ocorrido um aumento ligeiro dos valores médios de clorofila e os valores médios de oxigénio dissolvido também tenham sido mais elevados no 2º ano. No entanto, ocorreu uma diminuição do caudal e registaram-se aumentos importantes das concentrações de nitritos, amónia e ortofosfatos. De facto, vários trabalhos salientam a importância do excesso de N e de P para a eutrofização e consequente degradação da qualidade da água (por ex. Hunsaker & Levine, 1995; Williams et al., 2001; Udawatta et al., 2004; Kronvang et al., 2005). Tal como se verificou no rio Febros, também nesta ribeira os valores médios da variação horária do teor em Chla foram inferiores aos valores médios obtidos nas amostragens mensais, contudo, neste caso os valores mais elevados registaram-se durante o Verão e os mais baixos no Outono. Em bacias hidrográficas urbanas o aumento de nutrientes (fosfatos, nitratos, amónia) está bem documentado (por ex. Paul & Meyer, 2001), sendo as suas principais fontes os esgotos urbanos e os fertilizantes agrícolas (por ex. Jordan et al., 2003; Kronvang et al., 2005). Sabe-se, ainda, que a agricultura e a urbanização favorecem o aumento da sedimentação, o que prejudica a filtração da água e, consequentemente, a captação de nutrientes e poluentes pelas raízes (Cavalcanti & Lockaby, 2005). Por outro lado, a absorção, a volatilização, a biodegradação (dependente da temperatura) e a transformação abiótica dos pesticidas, que ocorrem ao nível do solo e do subsolo, dependem das propriedades físico-químicas destes, que afectam a sua disponibilidade e a sua absorção (Holden & Fierer, 2005). Relativamente aos nutrientes estudados, verificou-se que os elevados valores obtidos revelam a sua entrada contínua nesta ribeira, tal como acontecia no rio Febros. Todavia, neste caso os valores mais elevados registaram-se na estação de montante para todos os nutrientes, com a excepção dos nitratos cuja concentração foi superior na estação intermédia (1º ano) e na foz (2º ano). Por outro lado, os valores mínimos de amónia ocorreram sempre na foz. Esta variação é condicionada, certamente, pela ocupação do solo na área que circunda cada uma das estações de amostragem, uma vez que apesar do uso do solo ser essencialmente urbano, na foz a agricultura representa aproximadamente 28% da sua ocupação, e na estação intermédia existe a maior percentagem de floresta (folhosas + resinosas $\approx$ 19%). Portanto, de um modo geral as escorrências devem ter sido superiores a montante, e a captação de nutrientes pela vegetação aí existente poderá ter sido menor ou menos eficiente. Para além disso, áreas moderadamente ou bem drenadas possuem concentrações de nutrientes significativamente superiores às das áreas pouco drenadas (Cavalcanti & Lockaby, 2005). Tal como ocorreu no rio Febros, também nesta ribeira, a

captação de PO_4^{3-} deve ter ocorrido, preferencialmente, por processos de adsorção físico-químicos, uma vez que são os processos dominantes quando as concentrações de PO_4^{3-} são superiores a $0,16 \mu\text{M}$ (Mulholland et al., 1990), e os valores médios obtidos variaram entre $9,3$ e $12,3 \mu\text{M}$. No entanto, os resultados obtidos para os nutrientes salientam a dificuldade em determinar os factores responsáveis por estas variações, tal como Alexander et al. (2000) referiram para o caso do NO_3^- , e Udawatta et al. (2002, 2004) para o P. Nos ciclos horários realizados na foz desta ribeira obtiveram-se valores extremamente elevados de nitratos (média nas 4 estações do ano = $708 \pm 14 \mu\text{M NO}_3^-$), verificando-se que os valores foram superiores no Inverno, apesar de ser a época do ano em que a desnitrificação é predominante (Gilliam, 1994), inferiores no Outono, e muito variáveis ao longo do dia. Importa lembrar que a desnitrificação só ocorre em zonas do solo onde as concentrações de oxigénio são baixas e a disponibilidade de N e C é suficiente, variando, também, com as propriedades hidráulicas relacionadas com a estrutura do solo e respectiva capacidade de drenagem (Brye et al., 2001). Tal como se verificou nas amostragens mensais, as concentrações de ortofosfatos foram as mais baixas. As principais fontes de P são pontuais, normalmente associadas a efluentes de ETARs e efluentes domésticos (detergentes), no entanto, a erosão do solo também contribui bastante para o aumento da sua concentração (Behrendt et al., 1999). Todavia, estes factores não parecem particularmente importantes nesta ribeira, uma vez que as concentrações de PO_4^{3-} obtidas não foram muito elevadas. Por outro lado, a menor utilização de fertilizantes e a diminuição de P no solo implicam, a longo prazo, que a concentração deste elemento diminua na água (Kronvang et al., 2005), o que pode estar a verificar-se nesta ribeira. Sabe-se, ainda, que as faixas ripárias mais largas e mais antigas são, também, as mais eficientes para a diminuição de P na água (Udawatta et al., 2002). De realçar que durante o 1º ano de amostragens os valores mínimos destes nutrientes foram obtidos precisamente na foz desta ribeira, apesar de ser aquela que apresenta uma maior percentagem de agricultura. Sendo, ainda, de salientar que os valores máximos destes 3 nutrientes foram registados na estação de montante, durante todas as amostragens. Para além disso, os valores mais elevados de ortofosfatos e de nitritos ocorreram durante a Primavera, o que deve estar relacionado com as práticas agrícolas (maior uso de pesticidas e fertilizantes) e os da amónia no Inverno, talvez associados a menores taxas de nitrificação.

Verificou-se, também, uma elevadíssima contaminação de origem fecal nesta ribeira, comprovada pelos elevados valores de CF que ultrapassaram 163 vezes o VMA para águas de banho ($\text{VMA} = 2\,000 \text{ ufc } 100\text{ml}^{-1}$) no 1º ano, e 136 no 2º ano de amostragens. Estes valores representam indubitavelmente um enorme risco potencial para a saúde humana, impossibilitando que esta água seja utilizada para rega de produtos hortícolas e

contacto directo, banhos e outros fins recreativos (Cabral & Marques, 2006). Todavia, entre o 1º e o 2º ano de amostragens ocorreu um pequeno decréscimo nos valores de CF, para o qual contribuiu, certamente, o aumento do número de ligações ao saneamento desencadeado pela Empresa Águas de Gaia EM, bem como a entrada em funcionamento da ETAR de Gaia Litoral. De facto, nas freguesias pertencentes à bacia hidrográfica da ribeira de Valadares (Canelas, Gulpilhares, Mafamude, Valadares e Vilar do Paraíso), segundo dados fornecidos pela Águas de Gaia EM, entre 2002 e 2005, o número de ligações à rede de saneamento aumentou 946,2%, registando-se um acréscimo do número total de ligações de 5 604 para 58 630. No entanto, a população residente no concelho de Vila Nova de Gaia registou, tal como já foi referido, um aumento de 3,74% (de 293 301 para 304 274 habitantes) entre os anos de 2002 e 2005 (Fonte: INE). Tal como se verificou no rio Febros, também nesta ribeira e paralelamente à urbanização (predominante na área circundante de cada estação de amostragem) a degradação da qualidade da água deverá ter resultado da contribuição de outros factores, tais como fontes pontuais de poluição relacionadas com efluentes industriais e escorrências agrícolas (sendo a agricultura uma ocupação do solo tão importante, particularmente a jusante), que ultrapassaram, igualmente, a sua capacidade auto-depuradora. Durante os ciclos horários os valores de CF foram igualmente elevados (médias entre $4,29 \pm 0,05 \text{ Log}_{10} \text{ ufc cf } 100\text{ml}^{-1}$ na Primavera, e $4,47 \pm 0,05 \text{ Log}_{10} \text{ ufc cf } 100\text{ml}^{-1}$ no Outono), tendo excedido o VMA para águas de banho entre 358 e 373 vezes. No entanto, tal como se verificou no rio Febros, os valores de CF não se mostraram correlacionados com os valores de caudal. Todavia, importa referir que junto à foz, na margem direita da estação de amostragem 1, onde se realizaram estes ciclos horários de 19h, existe uma estação elevatória que, por vezes, fazia descargas directas para a ribeira.

Segundo as PCAs realizadas para esta ribeira, a estação de montante (3) afastou-se das restantes, em diferentes períodos do ano devido, essencialmente, à menor percentagem de oxigénio, às concentrações mais elevadas de amónia, ortofosfatos e nitritos, e às elevadas quantidades de CF. Assim, os valores do IQA também foram menores nesta estação, ocorrendo um decréscimo entre o 1º e o 2º ano de amostragens. Por este facto, a água esteve sempre muito poluída a montante. Relativamente às estações do ano, a Primavera mostrou estar mais dependente da turbidez, SST, CF e nitratos, o que pode estar relacionado com o menor caudal verificado nesse período, com uma consequente concentração de CF, uma eventual maior ressuspensão da água e intensificação das práticas agrícolas.

4.2.3. Caracterização do Sedimento

No que se refere à M.O., as menores percentagens registaram-se na foz, nos 2 anos de amostragens, sendo os maiores valores obtidos na estação 2 e 3, durante o 1º e 2º ano de amostragens, respectivamente. Mais uma vez, as maiores percentagens de M.O. ocorreram em locais onde predominava sedimento de superior granulometria (areão e areia grossa). Contudo, a estação intermédia (2) onde predominava o areão também foi a que registou a maior percentagem de limo + argila (5,1%). Esta estação é a que apresenta uma maior quantidade de vegetação a ladear a ribeira (> QBR), tendo a folhagem, certamente, contribuído para a percentagem de M.O. aí obtida. Segundo Wallace et al. (1997), a manutenção ou restabelecimento das entradas de folhagem (detrito ripário) é um elemento essencial para a conversão ou restauração da diversidade de cadeias alimentares fluviais. Por outro lado, o armazenamento e/ou transporte de M.O. particulada está directamente relacionado com a geomorfologia do canal, que é variável e complexa (Wipfli et al., 2007). Para além disso, o seu transporte pode apresentar alguma sazonalidade, por exemplo, Wipfli et al. (2007) registaram maiores transportes de M.O. durante o Outono e o Inverno. No entanto, nesta ribeira não se encontrou nenhum padrão sazonal nas quantidades de M.O., e a sua percentagem anual média (> 1,5%) também indica uma ribeira “pouco saudável”.

4.2.4. Caracterização Biológica

Nesta ribeira a diversidade macrobentónica (H') foi baixa, tendo variado entre 0,74 e 1,19, e registou um decréscimo entre o 1º e o 2º ano de amostragens, como aconteceu de um modo geral no rio Febros. Contrariamente, o índice BMWP' aumentou entre os dois anos de amostragens, excepto na estação de montante, e foi superior a jusante. Contudo, de acordo com este índice a água desta ribeira foi sempre classificada como extremamente contaminada, excepto nas estações 1 e 2 durante o 2º ano de amostragens, em que passou a ser considerada água muito contaminada. O índice ASPT aumentou em todas as estações durante os dois anos de amostragens, tendo sido sempre mais elevado na estação 2 (intermédia). Nesta ribeira, os valores obtidos com o índice EPT foram ainda mais baixos do que no rio Febros, tendo variado entre 0 e 0,83. Isto significa que o ecossistema não está em muito boas condições, dado que os grupos de insectos do EPT não estão bem representados. Para além disso, os valores aumentaram entre os dois anos estudados, com excepção da estação de montante onde foi sempre igual a zero, o que também pode ser explicado pelo seu menor valor de HQAm. No entanto, aí o canal

apresentou-se predominantemente não modificado (HMSm = 6). Segundo Wallace et al. (1996) o índice EPT reflecte alterações antropogénicas nos ecossistemas fluviais e Nedeau et al. (2003) também associam um menor número de taxa EPT a ambientes poluídos, o que está de acordo com os resultados obtidos nesta ribeira, dado que a estação de montante (EPT = 0) foi a que apresentou uma menor qualidade da água (< IQA) e menor HQAm. Por outro lado, os maiores valores de EPT estiveram associados a maiores valores de qualidade da água e de HQAm, evidenciando melhores condições de qualidade (Hilsenhoff, 1987, 1988; Lenat, 1993). Nesta ribeira os Oligoquetas também foram mais abundantes na foz, mas apenas durante o 1º ano de amostragens, enquanto no 2º ano dominaram na estação intermédia. Todavia, ao contrário do que se verificou no rio Febros, a predominância destes macroinvertebrados, colonizadores de ambientes eutróficos, não coincidiu com os menores valores de IQA, apesar de a água se encontrar poluída nessas estações. Bouckaert & Davis (1998) associaram um maior número de Oligoquetas (que evitam o caudal) a uma maior deposição de M.O. particulada, salientando que as comunidades de macroinvertebrados bentónicos podem ser mais influenciadas pelo fluxo de gases dissolvidos e M.O. particulada do que directamente por velocidades da corrente e outras forças de arrastamento. Isto pode explicar a predominância desses organismos na estação intermédia durante o 2º ano de amostragens, uma vez que apresentou valores mais elevados de M.O. e apresentava uma maior área vegetal envolvente. Por outro lado, durante os dois anos de amostragem, os Arthropoda, principalmente Chironomidae, dominaram a montante onde os valores de IQA foram menores, encontrando-se a água muito poluída. Tal como já se referiu, estes macroinvertebrados também possuem adaptações que lhes permitem viver em condições de anaerobiose (por ex. túbulos anais, hemoglobina) (Boué & Chanton, 1962; Ross et al., 1982; Resh & Rosenberg, 1984; Chinery, 1992; Fitter & Manuel, 1994). O grupo dos Mollusca, essencialmente Gastropoda e Bivalvia, esteve menos representado em toda a ribeira, e a sua abundância diminuiu de jusante para montante.

Tal como aconteceu no rio Febros, também aqui se verificou uma separação sazonal entre as amostras de Verão e as de Inverno. Isto seria de esperar, uma vez que a ribeira se encontra muito poluída, o que implica a existência de um número reduzido de insectos cujo ciclo de vida é, no entanto, muito dependente da temperatura (ex. voltinismo) (Jacobsen et al., 1997; Collier & Smith, 2000; Briers & Gee, 2004; Petersen et al., 2004). Portanto, também nesta ribeira o elevado número de Chironomidae e de Oligoquetas está relacionado com um elevado grau de poluição ambiental e de degradação do ecossistema ribeirinho (Nedeau et al., 2003). Por outro lado, a baixa diversidade de macroinvertebrados e a dominância de taxa tolerantes também se encontram associadas à maior densidade de Oligoquetas e à ausência de grupos de insectos (Stone et al.,

2005). Para além disso, diferentes respostas comportamentais, numéricas e relacionadas como o ciclo de vida das comunidades bentónicas estão, também, associadas a flutuações nas quantidades de recursos (Rowe & Richardson, 2001). De facto, nos sistemas fluviais tanto os recursos como os organismos estão irregularmente distribuídos e mudam temporariamente, sujeitando as comunidades fluviais a rápidas flutuações de recursos alimentares. Assim, na ausência ou escassez de alimento (por ex. falta de folhagem) os macroinvertebrados detritívoros podem colonizar novos habitats por deriva, ou alterar o seu comportamento (Rowe & Richardson, 2001). Para além disso, a estrutura da comunidade macrobentónica é influenciada pelas características ripárias, pela química da água e pela estrutura do habitat fluvial (Stone et al., 2005). A relação entre as variáveis ambientais e as famílias de macroinvertebrados identificadas nesta ribeira, obtida através da CCA, permitiu verificar que as famílias mais tolerantes apresentam um agrupamento comum e associado com o gradiente de poluição, neste caso a família Psychodidae esteve muito próxima dos CF.

4.2.5. Corredor Ripário e Habitat Fluvial

O grau de perturbação do corredor ripário de cada uma das estações de amostragem foi avaliado através da utilização dos índices QBR e ECOSTRIMED, tendo-se verificado que o seu estado global era mau na estação intermédia, e péssimo a jusante e a montante. De salientar, contudo, que na estação intermédia o bosque de ribeira se encontrava num estado natural, inalterado e de muito boa qualidade. Para além disso apresentou um HMSm de zero e o maior valor de HQAm, o que significa que era a estação que apresentava um melhor habitat. No entanto, em termos de qualidade da água, esta não era a estação com superior condição, dado que a foz apresentou valores de IQA mais elevados durante os dois anos de amostragens, apesar do canal estar significativamente modificado (maior valor de HMSm). Importa salientar que a capacidade das faixas ripárias removerem a poluição por fontes não pontuais depende de vários factores (Udawatta et al., 2002), nomeadamente, natureza do poluente, hidrologia da área, propriedades do solo e tipo de vegetação (relva, arbustos, árvores), e que a sua eficiência no controlo da poluição depende das inter-relações específicas destes factores, que ocorrem localmente. Por exemplo, Schmitt et al. (1999) verificaram uma diminuição de sedimentação e de N total mais eficiente em faixas ripárias que combinavam relva, arbustos e árvores, do que em zonas tampão que continham apenas relva. Resultados semelhantes foram obtidos para concentrações de NH_4^+ e de NO_3^- na água (Udawatta et al., 2002). Os mesmos autores realçaram a importância de vários factores para a

remoção de NO_3^- em bacias hidrográficas, por exemplo, gestão de nutrientes, escolha de períodos específicos para aplicação de fertilizantes e a sua utilização mais cuidada (Wigington et al., 2003), condições do solo (Rosenblatt et al., 2001) e precipitação. Outros autores demonstraram a diminuição da lixiviação incidente no meio aquático como resultado da utilização de faixas ripícolas filtradoras (por ex. Gilliam, 1994; O'Neill & Gordon, 1994; Schmitt et al., 1999; Udawatta et al., 2004). Para além disso, outros estudos demonstraram que as zonas tampão florestadas impedem a entrada de fontes não pontuais de poluição em pequenos sistemas fluviais, e aumentam o processamento de poluentes de fontes pontuais e não pontuais dentro da água, reduzindo, desse modo, o seu impacto em rios localizados a jusante e estuários (Sweeney et al., 2004). Por outro lado, Jordan et al. (2003) salientam a importância de preservar e/ou restaurar zonas húmidas (pântanos) em terrenos agrícolas, visando melhorar substancialmente o potencial de retenção e eliminação de nutrientes em excesso. De facto, estas zonas podem filtrar nutrientes, acumulá-los, convertê-los noutras formas diferentes, e promover a sedimentação de sólidos em suspensão, aos quais o P se encontra adsorvido (Jordan et al., 2003).

Contudo, também nesta ribeira não foi possível estabelecer ligações concretas entre as variáveis químicas e biológicas e os índices de habitat, podendo concluir-se que a fauna bentónica não melhorou necessariamente com a melhor estrutura da vegetação ripária. Mais uma vez, as elevadas entradas laterais e longitudinais de nutrientes provenientes de várias fontes de poluição (essencialmente urbanas e agrícolas) podem explicar essa discrepância. Por outro lado, a capacidade tampão do corredor ripário também parece ter sido excedida, limitando, naturalmente, a absorção do excesso de nutrientes e provocando uma certa estabilidade química (e biológica), como se verificou no rio Febros e noutros trabalhos (Allan et al., 1997; Mokaya et al., 2004). Assim, tal como se verificou neste rio, também nesta ribeira a ligação entre o estado dos corredores ripários e os componentes químicos e biológicos se mostrou muito ténue, realçando, mais uma vez, a necessidade de efectuar um processo de ordenamento global ao nível da bacia hidrográfica.

Essencialmente, a integração de vários índices (IQA, BMWP', H', ASPT, EPT, QBR, HMSm e HQAm) usada nesta ribeira, que incluem diferentes parâmetros (físicos, químicos, microbiológicos, biológicos e habitat) permitiu observar uma diminuição da qualidade geral a jusante e a montante da estação intermédia. Por outro lado, e tal como se verificou no rio Febros, as variações dos vários parâmetros obtidas nos ciclos horários não mostraram tendências diárias e/ou sazonais, revelando, novamente, a presença de descargas generalizadas associadas a fontes de poluição difusa. Tal como aconteceu no rio Febros, estes resultados questionam sobre o melhoramento da condição ecológica da

ribeira apenas através da restauração física do habitat ao longo do corredor ripário. Assim, salienta-se, mais uma vez, a necessidade dum plano global de gestão que vise a diminuição da poluição pontual e difusa em toda a bacia hidrográfica, juntamente com a reabilitação da faixa ripária e a criação de condições de retenção de nutrientes e de sedimentos de modo a melhorar o seu estado ecológico.

4.3. Importância das abordagens integradas na gestão de sistemas fluviais

A avaliação da integridade biótica implica o recurso a abordagens holísticas, enfatizando a necessidade de considerar todos os elementos (água, sedimento, vegetação e biota). Segundo Karr (1991, 1999), a integridade biótica e a sustentabilidade são os principais aspectos a ter em consideração para o bom estado ecológico dos ecossistemas, que não têm, necessariamente, de ser prístinos (Rapport, 1989; Chapman, 1992). Na avaliação do estado de um sistema fluvial e da sua integridade biótica é, pois, fundamental perceber as ligações entre o habitat em que os organismos vivem e os factores que o moldam (Norris & Thoms, 1999). Assim, é essencial perceber quais as características físicas e químicas que devem ser alteradas para atingir as mudanças desejadas na integridade biótica destes sistemas (Norris & Thoms, 1999). Stone et al. (2005) determinaram o habitat dentro do sistema fluvial como sendo o factor limitante para a sua integridade biótica. Estes autores salientam que a avaliação biológica de habitats de água doce numa região específica requer, frequentemente, o desenvolvimento de métodos e métricas apropriados, baseados no conhecimento das comunidades em sistemas específicos. Segundo eles, as escorrências agrícolas contribuem de forma importante para a degradação dos ecossistemas aquáticos e têm efeitos deletérios na qualidade da água e nos habitats dos sistemas fluviais (por ex. alteração da vegetação ripária, alteração da morfologia do canal, degradação dos habitats das linhas de água, aumento das cargas de sedimento e de nutrientes). Assim, vários trabalhos abordam práticas que visam diminuir as escorrências de nutrientes e sedimento (por ex. Peterjohn & Correll, 1984; Lowrance et al., 1985; Jordan et al., 1993; Dosskey, 2001). Outros, porém, demonstraram que as zonas tampão ripárias podem diminuir de forma significativa a entrada de nutrientes e de sedimento nos sistemas fluviais, melhorando a integridade biótica e o estado do ecossistema (por ex. Dillaha et al., 1989; Osborne & Kovacic, 1993; Naiman & Décamps, 1997; Whiles et al., 2000). No entanto, poucos trabalhos estudaram a eficiência das zonas tampão ripárias nas reduções das entradas de nutrientes e sedimento nos sistemas fluviais à escala da bacia hidrográfica (por ex. Jones et al., 2001).

Segundo Wiens (2007), a ecologia da paisagem permite classificar as áreas protegidas e as áreas que as rodeiam como mosaicos ricamente texturados de diferentes habitats e usos humanos, com diferentes graus de naturalidade. Por outro lado, há uma série de inter-relações que é necessário considerar, uma vez que o que ocorre num determinado local da paisagem é afectado por outros acontecimentos que ocorrem noutros locais dessa mesma paisagem. Deste modo, para assegurar a conservação de um local específico é necessário considerar a sua área envolvente, bem como as ameaças, os recursos e a biodiversidade que contém, sem esquecer que as pessoas também utilizam esse espaço (Wiens, 2007). Para este autor, as ideias-chave para melhorar a conservação consistem em utilizar mais as informações relativas à cobertura e uso do solo, para contextualizar paisagisticamente as áreas que se pretendem proteger; utilizar projecções de futuras alterações do uso do solo, para avaliar a eficiência a longo prazo da sua protecção; reconhecer que não se deve concluir antecipadamente que o uso antropogénico dos solos e das águas são incompatíveis ou “inimigas” da biodiversidade; desenvolver formas de medir os intercâmbios entre as diferentes actividades humanas e a protecção da biodiversidade; reconhecer a existência de muitas dimensões valiosas dos serviços dos ecossistemas para as pessoas, e que dependem tanto das pessoas e das suas culturas como das propriedades dos ecossistemas naturais (ou intervencionados), e moldar a conservação, que tanto protege o futuro como o próprio presente. Contudo, é frequente verificar a redução da biodiversidade, através da redução e/ou alteração de padrões naturais de variação ambiental devido a actividades antropogénicas (Poff & Ward, 1990; Camargo, 1998). No entanto, sabe-se que a restauração no sentido da renaturalização pode conduzir ao aumento da diversidade em comunidades fluviais antropogenicamente alteradas (Poff et al., 1997). Todavia, após a restauração, a diversidade também pode permanecer inalterada (Rader et al., 2006). De facto, ecossistemas antropogenicamente perturbados podem não responder à restauração, se não tiverem sido restaurados componentes-chave da gama de variação (temporal e espacial) de factores que suportam níveis históricos de diversidade (Rader et al., 2006). Por outro lado, a determinação das respostas de uma comunidade alterada à restauração pode levar anos, dependendo das características do ciclo de vida das espécies recuperadas (por ex. taxas de dispersão) (Rader et al., 2006).

Embora os sistemas fluviais possam ser restaurados, a melhor opção da sua gestão, para alcançar a melhor condição possível, deve atender ao uso sustentável do solo ou da água (Norris & Thoms, 1999). Neste sentido, estes autores sugerem que se devem estabelecer objectivos de gestão alcançáveis, e que para uma gestão e avaliação eficientes devem ser definidas claramente as condições pretendidas, tendo em consideração o uso do solo nas áreas circundantes.

Segundo Ebersole et al. (1997) a restauração consiste fundamentalmente em permitir que os sistemas fluviais voltem a expressar as suas capacidades (por ex. diversidade de habitats: canais; zonas inundáveis; água superficial e intersticial; retenção de energia; caudal; temperatura; ciclo de nutrientes, e diversidade biótica). Assim, a gestão dos sistemas fluviais deve considerar as florestas de montante, as nascentes e os sistemas de jusante, como um sistema integrado (Wipfli et al., 2007).

Segundo Nedeeu et al. (2003) nas bacias hidrográficas urbanas a qualidade da água é, normalmente, fraca devido a: eutrofização (Wahl et al., 1997; Dorioz et al., 1998; Wernick et al., 1998); aumento da temperatura da água (Leblanc et al., 1997); perda de zonas húmidas (por ex. Davis & Froend, 1999), e contaminação ambiental de várias fontes (por ex. Pereira et al., 1996; Lee & Bang, 2000). Por outro lado, nessas bacias a qualidade do habitat (cuja variáveis mais importantes são: profundidade, caudal, substrato, presença de macrófitas nativas e M.O. particulada) também é normalmente fraca, devido à sedimentação resultante da construção de barragens e/ou represas, pontes, canalizações, erosão das margens e perda dos habitats ripários (por ex. Wood & Armitage, 1997, 1999).

A integração dos diversos índices utilizados neste estudo permitiu seriar todas as estações de amostragem em termos de degradação ambiental. Deste modo, embora se tenham estudado duas linhas de água de pequena dimensões e cujas bacias hidrográficas se localizam no mesmo concelho (Vila Nova de Gaia) e sujeitas a acções antropogénicas semelhantes (essencialmente agricultura e urbanização), obtiveram-se variações espaciais (entre estações de amostragem, montante - jusante) e temporais (em cada ano de amostragem e entre os dois anos de amostragens) distintas. Assim, enquanto o rio Febras registou uma degradação ambiental crescente de montante para jusante, na ribeira de Valadares a maior degradação ambiental registou-se a montante, verificou-se uma melhoria global na estação intermédia, e a jusante ocorreu, novamente, um decréscimo de qualidade.

5. CONCLUSÕES

Este trabalho pretendeu caracterizar, de forma integrada, a qualidade da água e do sedimento do rio Febros e da ribeira de Valadares, pequenas bacias situadas no Concelho de Vila Nova de Gaia, e, ainda, classificar as suas zonas ripárias e avaliar o seu estado ambiental geral, visando a proposta de possíveis medidas de restauração ecológica em troços específicos das referidas linhas de água.

A inovação do presente trabalho residiu na procura da criação de um sistema integrado de avaliação da qualidade ecológica (através de indicadores biológicos, de habitat e de qualidade físico-química da água e dos sedimentos) em ecossistemas fortemente perturbados. Deste modo, a integração de métodos de avaliação utilizada constituiu uma abordagem claramente inovadora, tendo o desafio sido ainda mais aliciante pelo facto de as duas bacias estudadas estarem sujeitas a fortes pressões antropogénicas.

As diferenças encontradas em relação à vegetação ripária não se reflectiram, de um modo geral, na fauna bentónica, devido às elevadas contribuições longitudinais de poluição, nomeadamente nutrientes (fontes difusas) e esgotos urbanos. No entanto, os maiores valores de M.O. encontraram-se, geralmente, associados às zonas com domínio de floresta (mais folhada).

Os dados sugerem que a estabilidade química e biológica destes sistemas fluviais resulta da saturação das respectivas faixas ripárias, que revelaram fracas capacidades para funcionarem como tampões dos impactos antropogénicos a que estes sistemas estão sujeitos.

As duas bacias hidrográficas estudadas estão sujeitas a alterações dramáticas do uso do solo e cobertura vegetal, encontrando-se as conexões entre os elementos bióticos e abióticos naturais, virtualmente, desfeitas, o que dificulta o desenvolvimento de abordagens integrativas relativamente à descrição ecológica de sistemas tão perturbados.

Em relação ao rio Febros, verificou-se que a agricultura foi o uso do solo predominante (<32%) e que o tecido urbano, descontínuo mas crescente, variou entre 14% em 1990 e 21% em 2000. No entanto, na área circundante de cada estação de amostragem as áreas urbanas/social predominaram a jusante (>42%), enquanto a montante dominou a floresta (>50%), facto que se reflectiu, certamente, na qualidade da água, quer em termos

de contaminação fecal, quer por nutrientes. A qualidade da água foi sistematicamente fraca (poluída), sendo o valor médio do IQA $<37\%$, piorando em direcção a jusante. Para o agravamento da qualidade da água na estação de jusante (foz) durante o segundo período de amostragens contribuiu, certamente, a ETAR do Febros (localizada a cerca de 1 Km a montante desta estação, e que entrou em funcionamento a 30 de Julho de 2003), o que se reflectiu no aumento de condutividade, amónia e CF aí verificados.

Os valores de CF foram extremamente elevados, principalmente a jusante, indicando uma forte contaminação por águas residuais (densidade populacional de 1 780 hab./Km²). A sua média ultrapassou 86 vezes o VMA para águas de banho (2 000 ufc 100ml⁻¹), durante o primeiro ano de amostragens, e excedeu esse limite em 38 vezes, durante o segundo ano, representando um importante risco potencial para a saúde humana e resultando numa água imprópria quer para contacto directo, quer para rega.

Obteve-se a mesma tendência para os índices do RHS modificado (qualidade do habitat – HQAm e modificação do canal – HMSm) e para o QBR (que traduz alterações na cortina ripária), verificando-se um decréscimo da qualidade do bosque ripário em direcção a jusante (pontuação do QBR entre 80 e 40), acompanhado da diminuição da qualidade do habitat (menores valores de HQAm) e do aumento da modificação do canal (maiores valores de HMSm). Por outro lado, a avaliação do estado ecológico global (ECOSTRIMED) variou entre mau e muito mau, de montante para jusante. Portanto, não será de estranhar que a diversidade (H') da fauna macrobentónica tenha sido baixa ($H' < 1,59$), e decrescido para jusante e no segundo ano, tal como o índice EPT, baseado em invertebrados bentónicos. Pelo contrário, os índices BMWP' e ASPT (baseados na tolerância de famílias de invertebrados à contaminação orgânica) aumentaram entre os dois anos de amostragens, excepto na foz, e os seus valores mais elevados registaram-se a montante. Todavia, segundo o índice BMWP', a água classificou-se entre extremamente contaminada (foz) e contaminada (montante).

A integração dos vários índices utilizados, IQA, BMWP', H' , ASPT, EPT, QBR, HMSm e HQAm, que incluem diferentes parâmetros (físicos, químicos, microbiológicos, biológicos e habitat) permitiu observar uma diminuição da sua qualidade geral, de montante para jusante. Por outro lado, o índice KT_{FV} relativo ao estado de conservação final, tendo em conta as pressões incidentes, designadamente o uso do solo na bacia de drenagem, permitiu verificar que:

- as classes de classificação foram iguais nos dois anos de amostragens para cada uma das estações, excepto na estação 4, que registou uma melhoria durante o segundo ano de amostragens;
- o estado de conservação variou entre I (mais perturbado), a jusante, e IV, a montante, durante o primeiro ano de amostragens e entre I e V (menos perturbado), no mesmo sentido, no segundo ano de amostragens.

Na ribeira de Valadares, a ocupação do solo foi dominada, em 1990, pelas culturas anuais de sequeiro (33%), seguindo-se o tecido urbano descontínuo (28%). No entanto, em 2000, o tecido urbano descontínuo passou a ser a classe dominante (38%). À escala da envolvente de cada estação de amostragem, as áreas urbanas/social predominaram em todas as estações (37% - 60%), de jusante para montante, respectivamente.

Em termos de qualidade da água, esta apresentou-se pior do que a do Febros, com IQAs entre 22 e 24%, portanto, altamente poluída. Ao contrário do outro rio, a qualidade não diminuiu para jusante. A elevadíssima contaminação de origem fecal, particularmente a montante onde se denotou maior ocupação urbana do solo (densidade populacional de 3 680 hab./Km²), traduziu-se em valores de CF que ultrapassaram o VMA para águas de banho em 163 vezes, no primeiro ano de amostragens, e 136 no segundo. Estes valores representam, indubitavelmente, um enorme risco potencial para a saúde humana, impossibilitando que esta água seja utilizada para rega de produtos hortícolas e contacto directo, banhos e outros fins recreativos.

Tanto os índices do RHS modificado (qualidade do habitat – HQAm e modificação do canal – HMSm) como o QBR, revelaram perturbação inferior na estação intermédia, verificando-se um decréscimo da qualidade do bosque ripário a montante (QBR = 45) e a jusante (QBR = 25), acompanhado da diminuição da qualidade do habitat (menores valores de HQAm) e do aumento da modificação do canal (maiores valores de HMSm). O seu estado ecológico global (ECOSTRIMED) variou entre mau, na estação intermédia, e péssimo a montante e a jusante. Como consequência, a diversidade da fauna macrobentónica foi baixa ($H' < 1,19$), tendo sido, durante os dois anos de amostragens, maior na estação intermédia e menor a montante, tal como se verificou no ASPT. O índice EPT foi sempre muito baixo (entre 0 e 0,83), sem variação espacial. O índice BMWP' aumentou entre os dois anos de amostragens, excepto a montante, onde a água se encontrou sempre extremamente contaminada.

A integração dos vários índices utilizados, permitiu observar uma diminuição da qualidade geral a jusante e a montante da estação intermédia. Verificou-se que o estado de conservação final (índice KT_{FV}) foi igual para os dois anos de amostragens, tendo variado entre I (mais perturbado), nas estações de jusante e de montante, e V (menos perturbado), na estação intermédia.

Este trabalho salienta a importância de analisar vários componentes de sistemas perturbados para tentar avaliar a sua qualidade global, podendo ser usado como um *case study* para vários sistemas fluviais a nível regional, nacional e internacional. Estes procedimentos são essenciais quando não é possível obter situações de referência dada a degradação intensa e generalizada que se verifica neste tipo de bacias.

Em ambas as bacias é necessário um plano global de gestão que vise a diminuição da poluição pontual e difusa em toda a bacia hidrográfica, juntamente com a reabilitação das faixas ripárias e a criação de condições de retenção de nutrientes e de sedimentos de modo a melhorar o seu estado ecológico.

Neste âmbito enumeram-se algumas propostas de requalificação:

- Aplicação de medidas de correcção torrencial/erosão fluvial, dando preferência à utilização de técnicas naturais ou pouco agressivas, nomeadamente, enrocamentos, deflectores com vegetação ou blocos e coberturas biológicas;
- Aplicação de medidas de recuperação dos écotonos ripários, estabilizando as margens e taludes através de processos físicos ou biológicos, plantando espécies arbustivas e arbóreas de modo a criarem uma zona tampão com o meio aquático, visando diminuir a entrada de poluição difusa para as linhas de água e aumentar a capacidade biogénica do meio, evitando, simultaneamente, a proliferação de algas e macrófitos exóticos;
- Incrementar a heterogeneidade do habitat aquático, através do aumento da heterogeneidade lótica e lântica, através de dispositivos adequados (por ex. açudes galgáveis e blocos) e da criação e/ou recuperação de zonas de desova e de abrigo para espécies piscícolas;
- Integração dos vários elementos dos sistemas fluviais (nascentes, florestas de montante, sistemas de jusante) nos vários trabalhos de requalificação;

- Continuação do trabalho que está a ser desencadeado pela Empresa Águas de Gaia EM, concretamente no que se refere à conclusão da rede de saneamento, e aos incentivos das populações para que efectuem as respectivas ligações domésticas, e rectificação das que se encontram em situação clandestina.

Para além disso, seria importante:

- Desenhar programas de monitorização para as bacias estudadas, utilizando mais informações relativas à cobertura e uso do solo, a nível local e de bacia hidrográfica;

- Proceder à sensibilização crescente das populações ribeirinhas, nomeadamente no que se refere à utilização mais cuidada e regrada de pesticidas e fertilizantes agrícolas, em termos de quantidades aplicadas e respectivos períodos de utilização e à necessidade de proteger e conservar os vários sistemas fluviais.

6. BIBLIOGRAFIA

- Abler, R., 1988. Awards, rewards, and excellence: keeping geography alive and well. *The Professional Geographer* 40: 135-140.
- Abrantes, G., 1998. Sistemas de Informação Geográfica – Conceitos. Acedido em Agosto 7, 2008, de <http://www.isa.utl.pt/dm/sig/sig/SIGconceitos.html>.
- Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega, 1988. Un método rápido para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes en el de Helawell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- Alexander, R. B., R. A. Smith & G. E. Schwarz, 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761.
- Allan, J. D., 1995. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- Allan, J. D., 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257-284.
- Allan, J. D., D. L. Erickson & J. Fay, 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- Almeida, S. P. F., 1986. *Objectivos de Qualidade das Linhas de Água da Bacia do Rio Febros*. Universidade Nova de Lisboa. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Sanitária, 52 pp.
- Anderson, J. R., 1999. Development of the Classification System for Urban Streams. Basic Decision Support System for Management of Urban Streams. Report N° 1. Occasional Paper 8/99. Land and Water Resources Research and Development Corporation (LWRRDC): Canberra, Australia.
- APHA, 1992. *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, D.C.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Azrina, M. Z., C. K. Yap, A. R. Ismail, A. Ismail & S. G. Tan, 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64: 337-347.
- Baker, M. E., D. E. Weller & T. E. Jordan, 2007. Effects of stream map resolution on measures of riparian buffer distribution and nutrient retention potential. *Landscape Ecology* 22: 973-992.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling, 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. (2nd ed). EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. Acedido em Maio 10, 2004, de <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>.
- Beavan, L., J. Sadler & C. Pinder, 2001. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia* 445: 97-108.

- Behrendt, H., M. Kornmilch, R. Korol, M. Stronska & W. -G. Pagenkopf, 1999. Point and Diffuse Nutrient Emissions and Transports in the Odra Basin and its Main Tributaries. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 27: 274-281.
- Bertrand, G., 1968. Paysage et Géographie Physique Globale: Esquisse Méthodologique. *Revue Géographique des Pyrénées et du SudOuest* 39: 249-272.
- Bordalo, A. A., 1991. Ecologia do Estuário do Rio Douro. Abordagem da Evolução Espaço-Temporal e Inter-relações na Componente Planctónica do Compartmento Microbiológico. Tese de Doutoramento, Universidade do Porto, Porto.
- Bordalo, A. A., 1993. Effects of salinity on bacterioplankton: field and microcosm experiments. *Journal of Applied Bacteriology* 75: 393-398.
- Bordalo, A. A., W. Nilsumranchit & K. Chalermwat, 2001. Water Quality and Uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand). *Water Research* 35: 3635-3642.
- Bordalo, A. A., R. Teixeira & W. J. Wiebe, 2006. A water quality index applied to an international shared river basin: the case of the Douro River. *Environmental Management* 38: 910-920.
- Booth, D. B. & C. R. Jackson, 1997. Urbanization of Aquatic Systems: Degradation Thresholds, Stormwater Detection, And the Limits of Mitigation. *Journal of the American Water Association* 33: 1077-1109.
- Bouckaert, F. W. & J. Davis, 1998. Microflow regimes and the distribution of macroinvertebrates around stream boulders. *Freshwater Biology* 40: 77-86.
- Boué, H. & R. Chanton, 1962. *Biologie Animale. Zoologie I*. G. Doin & C^{ie}, 723 pp.
- Boulton, A. J., 2007. Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* 52: 632-650.
- Boulton, A. J. & P. S. Lake, 1990. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. I. Multivariate analyses of physicochemical features. *Freshwater Biology* 24: 123-141.
- Boulton, A. J. & P. S. Lake, 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology* 27: 123-138.
- Bradshaw, A. D., 1993. Restoration ecology as a science. *Restoration Ecology* 1: 71-73.
- Bray, J. R. & J. T. Curtis, 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecology Monographs* 27: 325-349.
- Breternitz, V. J., 2001. Sistemas de Informações Geográficas: Uma visão para administradores e profissionais de tecnologia da informação. *Análise, Jundiaí* 4: 41-55. Acedido em Setembro 16, 2008, de <http://br.monografias.com/trabalhos/sisin/sisin.shtml>.
- Briers, R. A. & J. H. R. Gee, 2004. Riparian forestry management and adult stream insects. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 545-549.
- Brock, M. A., R. G. B. Smith & P. J. Jarman, 1999. Drain it, dam it: alteration of water regime in shallow wetlands on the New England Tableland of New South Wales, Australia. *Wetlands Ecology and Management* 7: 37-46.
- Brooks, A. P., P. C. Gehrke, J. D. Jansen & T. B. Abbe, 2004. Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: Geomorphic and Ecological Responses. *River Research and Applications* 20: 513-536.

- Brown, L. R., 2005. Aquatic assemblages of the highly urbanized Santa Ana River Basin, California. *American Fisheries Society Symposium* 47: 263-287.
- Bunn, S. E., P. M. Davies & T. D. Mosisch, 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41: 333-345.
- Burrough, P. A., 1986. Principles of Geographic Information Systems for Land Resources Assessment. Monographs on Soil Resources Survey. Nº 12. Oxford Science Publications, New York.
- Brye, K. R., J. M. Norman, L. G. Bundy & S. T. Gower, 2001. Nitrogen and Carbon Leaching in Agroecosystems and Their Role in Denitrification Potential. *Journal of Environmental Quality* 30: 58-70.
- Cabral, J. P. & C. Marques, 2006. Faecal Coliform Bacteria In Febros River (Northwest Portugal): Temporal Variation, Correlation With Water Parameters, and Species Identification. *Environmental Monitoring and Assessment* 118: 21-36.
- Caetano, M., H. Carrão & M. Painho, 2005. Alterações da ocupação do solo em Portugal Continental : 1985 – 2000. Instituto do Ambiente. ISBN : 972-8577-22-2, 52 pp.
- Caldeira, A. L., 2000. Avaliação da Qualidade da Água na Zona de Jusante das Ribeiras de Vila Nova de Gaia. Relatório de Estágio de Licenciatura em Ciências do Meio Aquático. ICBAS, Universidade do Porto, Porto.
- Camargo, J. A., 1998. A thermodynamic perspective on natural selection. *Acta Biotheoretica* 46: 65-75.
- Carpenter, J., 1965. The accuracy of the Winkler method for dissolved oxygen. *Limnology and Oceanography* 10: 135-140.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley & V. H. Smith, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.
- Carritt, D. E. & J. H. Carpenter, 1966. Comparison and Evaluation of Currently Employed Modifications of the Winkler Method for Determining Dissolved Oxygen in Seawater: A NASCO Report. *Journal of Marine Research* 24: 286-318.
- Carrão, H., M. Caetano, N. Neves, 2001. LANDIC: Cálculo de indicadores de paisagem em ambientes SIG. In: Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica – ESIG 2001., Oeiras, Portugal, 28-30 Nov., 2001. Anais. Lisboa: Associação dos Utilizadores de Sistemas de Informação Geográfica – USIG.
- Carvalho, L., 2002. Campanhas de Pré-Amostragem na Bacia Hidrográfica da Ribeira de Valadares. Relatório de Trabalho apresentado à Empresa Águas de Gaia, E. M., inserido no Plano de Doutoramento de Carvalho, L., 36 pp.
- Casimiro, P. C., 1993. Concelho de Mértola – geo-Biografia das mudanças de uso do solo. Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica. DGPR – FCSH, Lisboa, 220 pp.
- Cavalcanti, G. G. & B. G. Lockaby, 2005. Effects of Sediment Deposition on Fine Root Dynamics in Riparian Forests. *Soil Science Society of America Journal* 69: 729-737.

- Chapman, P. M., 1992. Ecosystem health synthesis: can we get there from here? *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1: 69-79.
- Charvet, S., 1995. Les methods biologiques d'évaluation de la qualité des eaux basées sur les macroinvertébrées benthiques. Cemagref, rapport bibliographique de DEA, 38 pp.
- Charvet, S., 1999. Intégration des acquis théoriques récents dans le diagnostic de la qualité écologique des cours d'eau à l'aide des bioindicateurs invertébrés. Thèse présentée devant l'Université Claude Bernard-Lyon 1 pour l'obtention du diplôme de doctorat.
- Chesterikoff, A., B. Garban & D. Ollivon, 1991. Daily rhythms in the River Seine: Relative impacts of natural and anthropogenic factors.
- Chinery, M., 1992. *Insects d'Europe*. Multiguide nature. Bordas, Paris, 380 pp.
- Chovanec, A., P. Jäger, M. Jungwirth, V. Koller-Kreimel, O. Moog, S. Muhar & St. Schmutz, 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 422/423: 445-452.
- Chrisman, N. R., 1999. What Does "GIS" Mean? *Transactions in GIS* 3: 175-186.
- Clarke, K. C., 1999. *Getting started with Geographic Information Systems*. (2nd ed.). Prentice Hall, Upper Saddle River, N. J. Acedido em Setembro 16, 2008, de http://wps.prenhall.com/esm_clarke_gsgis_3/.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1994. *Change in Marine Communities. An Approach to Statistical Analysis and Interpolation*. National Environmental Research Council, Plymouth, UK, 144 pp.
- Collier, K. J. & B. J. Smith, 2000. Interactions of Adult Stoneflies (Plecoptera) with Riparian Zones I. Effects of Air Temperature and Humidity on Longevity. *Aquatic Insects* 22: 275-284.
- Cortes, R. M. V., S. V. Oliveira, D. A. Cabral, S. Santos & T. Ferreira, 2002. Different Scales of Analysis in Classifying Streams: from a Multimetric Towards an Integrate System Approach. *Large Rivers* 13, Suppl. *Archiv für Hydrobiologie* 141: 209-224.
- Cortes, R. M. V., S. Varandas, S. J. Hughes, & M. T. Ferreira, 2008. Combining habitat and biological characterization: Ecological validation of the River Habitat Survey. *Limnetica* 27: 39-56.
- Cowen, D. J., 1988. GIS versus Cad versus DBMS, What are the differences? *Photogrammetric Engineering and remote Sensing* 54: 1551-1554.
- Dahm, C. N., K. W. Cummins, H. M. Valett & R. L. Coleman, 1995. An Ecosystem View of the Restoration of the Kissimmee River. *Restoration Ecology* 3: 225-238.
- Dale, V. H., S. Brown, R. Haeuber, N. T. Hobbs, N. Huntly, R. J. Naiman, W. E. Reibsame, M. G. Turner & T. Valone, 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10: 639-670.
- Davenport, A. J., A. M. Gurnell & P. D. Armitage, 2004. Habitat Survey and Classification of Urban Rivers. *River Research and Applications* 20: 687-704.
- Davies, N. M., R. H. Norris & M. C. Thoms, 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwater Biology* 45: 343-369.

- Davis, J. A. & R. Froend, 1999. Loss and degradation of wetlands in southwestern Australia: underlying causes, consequences and solutions. *Wetlands Ecology and Management* 7: 13-23.
- Death, R. G., 1996. The effect of patch disturbance on stream invertebrate community persistence: the influence of disturbance history. *Oecologia* 108: 567-576.
- Dillaha, T. A., R. B. Reneau, S. Mostaghimi & D. Lee, 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASAE* 32: 513-519.
- Directiva 2000/60/CE, 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. L327: 1-72. Acedido em Março 23, 2007, de http://dqa.inag.pt/dqa2002/pdf/D_Q.pdf.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw & A. J. M. Baker, 1997. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science* 277: 515-522.
- Dodds, W. K., A. J. López, W. B. Bowden, S. Gregory, N. B. Grimm, S. K. Hamilton, A. E. Hershey, E. Martí, W. H. McDowell, J. L. Meyer, D. Morrall, P. J. Mulholland, B. J. Peterson, J. L. Tank, H. M. Valett, J. R. Webster & W. Wollheim, 2002. N uptake as a function of concentration in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 206-220.
- Dorioz, J. M., E. A. Cassell, A. Orand, K. G. Eisenman, 1998. Phosphorus storage, transport and export Dynamics in the Foron River Watershed. *Hydrobiological Processes* 12: 285-309.
- Dosskey, M. G., 2001. Toward Quantifying Water Pollution Abatement in Response to Installing Buffers on Crop Land. *Environmental Management* 28: 577-598.
- Downes, B. J., P. S. Lake, E. S. G. Schreiber & A. Glaister, 1998. Habitat Structure and Regulation of local species diversity in a stony, upland stream. *Ecological Monographs* 68: 237-257.
- Dueker, K. J., 1979. Land Resource information systems: a review of fifteen years experience. *GeoProcessing* 1: 85-105.
- Dunster, J. & K. Dunster, 1996. Dictionary of natural resource management. University of British Columbia. April. ISBN: 077480503X.
- Ebersole, J. L., W. J. Liss & C. A. Frissell, 1997. Restoration of Stream Habitats in the Western United States: Restoration as Reexpression of Habitat Capacity. *Environmental Management* 21: 1-14.
- Edwards, P. J. & J. D. Helvey, 1991. Long-Term Ionic Increases from a Central Appalachian Forested Watershed. *Journal of Environmental Quality* 20: 250-255.
- Elkie, P. C., R. S. Rempel & A. P. Carr, 1999. Patch Analyst User's Manual. A Tool for Quantifying Landscape Structure (NWST Technical Manual TM-002). Ontario Ministry of Natural Resources. Northwest Science & Technology. Thunder Bay, Ontario, 16 pp. + Append.
- Elliott, J. M. & K. H. Mann, 1979. A Key to the British Freshwater Leeches. Freshwater Biological Association. Scientific Publication Nº 40. ISBN 0900386 38x; ISSN 0367-1887.
- Fernandes, M. R., M. T. Ferreira, S. J. Hughes, R. Cortes, J. M. Santos & P. J. Pinheiro, 2007. Pré-Classificação da Qualidade Ecológica na Bacia de Odelouca e sua Utilização em Directrizes de Restauro. *Revista Recursos Hídricos* 28: 15-24.
- Fitter, R. & R. Manuel, 1994. Lakes, rivers, streams & ponds of Britain & North-West Europe. Collins photo guide. Harper Collins Publishers, 382 pp.

- FISRWG, 1998. Stream Corridor Restoration. Principles, Processes, and Practices. Acedido em Agosto 23, 2001, de http://www.usda.gov/stream_restoration.
- Fontoura, A. P., 1993. Manual de vigilância da qualidade das águas superficiais. Avaliação da Qualidade da Água. (2ª ed.). Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre". Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Portugal.
- Forman, R., 1995. Land Mosaics – The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge, RU, Cambridge University Press.
- García de Jalón, D., M. González del Tánago & C. Casado, 1992. Ecology of Regulated Streams in Spain: An Overview. *Limnetica* 8: 161-166.
- Geraldes, A. M. & M. J. Boavida, 2003. Distinct age and landscape influence on two reservoirs under the same climate. *Hydrobiologia* 504: 277-288.
- Gergel, S. E., M. G. Turner, J. R. Millar, J. M. Melack & E. H. Stanley, 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64: 118-128.
- Gilliam, J. W., 1994. Riparian Wetlands and Water Quality. *Journal of Environmental Quality* 23: 896-900.
- Gleick, P. H., 2003. Global Freshwater Resources: Soft-Path Solutions for the 21st Century. *Science* 302: 1524-1528.
- Goode, D. A., 1989. Urban Nature Conservation in Britain. *Journal of Applied Ecology* 26: 859-873.
- Gonçalves, B. & R. Boaventura, 1985. Caracterização da qualidade da água do Rio Febros. Grupo de Estudos de Poluição. Faculdade de Engenharia, Porto.
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt & K. Kremling (eds), 1983. Methods of Seawater Analysis. Second revised and extended edition. Verlag Chemie, Weinheim, 419 pp.
- Gray, L., 2004. Changes in water quality and macroinvertebrate communities resulting from urban stormflows in the Provo River, Utah, USA. *Hydrobiologia* 518: 33-46.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee & K. W. Cummins, 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41: 540-551.
- Grimm, N. B., J. M. Grove, S. T. A. Pickett & C. L. Redman, 2000. Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems. *BioScience* 50: 571-584.
- Groffman, P. M., D. J. Bain, L. E. Band, K. T. Belt, G. S. Brush, J. M. Grove, R. V. Pouyat, I. C. Yesilonis & W. C. Zipperer, 2003. Down by the riverside: urban riparian ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 315-321.
- Gurnell, A. M., G. H. Brown & M. Tranter, 1994. Sampling strategy to describe the temporal hydrochemical characteristics of an alpine proglacial stream. *Hydrological Processes* 8: 1-25.
- Hair, J. F., R. E. Anderson, L. Tatham & B. J. Grabrowsky, 1984. Multivariate Data Analysis. Macmillan, New York, 360 pp.
- Hakamata, T., T. Hirata & K. Muraoka, 1992. Evaluation of land use and river water quality of the Tsukuba Mountains ecosystem, Japan. *Catena* 19: 427-439.
- Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, K. Cromack Jr. & K.

- W. Cummins, 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- Harper, D., 1992. *Eutrophication of Freshwaters. Principles, problems and restoration*. Chapman & Hall, 327 pp.
- Harper, D. M., M. Ebrahimnezhad, E. Taylor, S. Dickinson, O. Decamp, G. Vernier & T. Balbi, 1999. A catchment-scale approach to the physical restoration of lowland UK rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 141-157.
- Hendry, K., D. Cragg-Hine, H. Sambrook & A. Stephen, 2003. Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. *Fisheries Research* 62: 171-192.
- Henry, C. P., C. Amoros & N. Roset, 2002. Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year post-operation survey on the Rhône River, France. *Ecological Engineering* 18: 543-554.
- Heymann, Y., C. Steenmans, G. Croissille & M. Bossard, 1994. CORINE land cover. Technical Guide. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 137 pp.
- Hilderbrand, R. H., A. D. Lemly, C. A. Dolloff & K. L. Harpster, 1997. Effects of large woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 931-939.
- Hilsenhoff, W. L., 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology* 20: 31-39.
- Hilsenhoff, W. L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- Hobbs, R. J. & D. A. Norton, 1996. Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.
- Hobbs, R. J. & J. A. Harris, 2001. Restoration ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* 9: 239-246.
- Holden, P. A. & N. Fierer, 2005. Microbial Processes in the Vadose Zone. *Vadose Zone Journal* 4: 1-21.
- Holling, C. S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.
- House, M. A., 1989. A water quality index for river management. *Journal of the Institute of Water & Environmental Management* 3: 336-344.
- House, M. A. & J. B. Ellis, 1987. The development of water quality indices for operational management. *Water Science and Technology* 19:145-154.
- Hunsaker, C. T. & D. A. Levine, 1995. Hierarchical Approaches to the Study of Water Quality in Rivers. *BioScience* 45: 193-203.
- Hynes, H. B. N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press. Liverpool, 555 pp.
- Jacobsen, D., R. Schultz & A. Encalada, 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology* 38: 247-261.

- Jansson, R., H. Backx, A. J. Boulton, M. Dixon, D. Dudgeon, F. M. R. Hughes, K. Nakamura, E. H. Stanley & K. Tockner, 2005. Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer et al. (2005). *Journal of Applied Ecology* 42: 218-222.
- Jesus, T. M. G. M., 2001. Centrais Hidroelétricas de Pequena Dimensão: Impacto na Dinâmica da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos e na Variação da Qualidade da Água (Minihídrica de Vila Viçosa e "Cascata do Alva"). Tese de Doutoramento. Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.
- Johnston, C. A., N. E. Detenbeck & G. J. Niemi, 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity, a landscape approach. *Biogeochemistry* 10: 105-141.
- Jones, K. B., A. C. Neale, M. S. Nash, R. D. Van Remortel, J. D. Wickham, K. H. Riitters & R. V. O'Neill, 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecology* 16: 301-312.
- Jones, M. N., 1984. Nitrate reduction by shaking with cadmium: alternative to cadmium columns. *Water Research* 18: 643-646.
- Jordan, T. E., D. F. Whigham, K. H. Hofmockel & M. A. Pittek, 2003. Wetlands and Aquatic Processes. Nutrient and Sediment Removal by a Restored Wetland Receiving Agricultural Runoff. *Journal of Environmental Quality* 32: 1534-1547.
- Jordan, T. E., D. L. Correll & D. E. Weller, 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *Journal of Environmental Quality* 22: 467-473.
- Kail, J., D. Hering, S. Muhar, M. Gerhard & S. Preis, 2007. The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology* 44: 1145-1155.
- Karr, J. R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Karr, J. R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221-234.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant & I. J. Schlosser, 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale. III Natural History Survey. Special Publication 5, Urbana, IL, USA, 28 pp.
- Kasahara, T. & A. R. Hill, 2007. Instream restoration: its effects on lateral stream-subsurface water exchange in urban and agricultural streams in Southern Ontario. *River Research and Applications* 23: 801-814.
- Kronvang, B., M. Bechamnn, H. Lundekvam, H. Behrendt, G. H. Rubæk, O. F. Schoumans, N. Syversen, H. E. Andersen & C. C. Hoffmann, 2005. Phosphorous Losses from Agricultural Areas in River Basins: Effects and Uncertainties of Targeted Mitigation Measures. *Journal of Environmental Quality* 34: 2129-2144.
- Lake, P. S., 2001. On the maturing of restoration: Linking ecological research and restoration. *Ecological Management & Restoration* 2: 110-115.

- Lake, P. S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48: 1161-1172.
- Larson, M. G., D. B. Booth & S. A. Morley, 2001. Effectiveness of large woody debris in stream rehabilitation projects in urban basins. *Ecological Engineering* 18: 211-226.
- Lazdinis, M. & P. Angelstam, 2005. Functionality of riparian forest ecotones in the context of former Soviet Union and Swedish forest management histories. *Forest Policy and Economics* 7: 321-332.
- Leblanc, R. T., R. D. Brown & J. E. Fitzgibbon, 1997. Modeling the effects of land use change on the water temperature of unregulated urban streams. *Journal of Environmental Management* 49: 445-469.
- Lee, J. H. & K. W. Bang, 2000. Characterization of urban stormwater runoff. *Water Research* 34: 1773-1780.
- Lenat, D. R., 1993. A biotic index for the southeastern United States-Derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 279-290.
- Leonard, A. W., R. V. Hyne, R. P. Lim & J. C. Chapman, 1999. Effect of Endosulfan Runoff from Cotton Fields on Macroinvertebrates in the Namoi River. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 42: 125-134.
- Lester, R. E. & A. J. Boulton, 2008. Rehabilitating Agricultural Streams in Australia with Wood: A Review. *Environmental Management* 43: 310-326.
- Lovell, S. T. & W. C. Sullivan, 2006. Environmental benefits of conservation buffers in the United States: Evidence, promise, and open questions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 249-260.
- Lowrance, R., R. Leonard & J. Sheridan, 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of Soil and Water Conservation* 40: 87-91.
- Lowrance, R., R. Todd, J. Fail Jr., O. Hendrickson Jr., R. Leonard & L. Asmussen, 1984. Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. *BioScience* 34: 374-377.
- Lyon, J. & N. M. Gross, 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *Forest Ecology and Management* 204: 267-278.
- Macan, T. T., 1977. A Key to the British fresh-and brackish-water gastropods. *Freshwater Biological Association. Scientific Publication* N° 13. (4th ed.). Titus Wilson & Son Ltd. SBN 900386 304; ISSN 0367-1887.
- Mack, J. J., 2006. Landscape as a predictor of wetland condition: an evaluation of the landscape development index (LDI) with a large reference wetland dataset from Ohio. *Environmental Monitoring and Assessment* 120: 221-241.
- Maddock, I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41: 373-391.
- Mainstone, C. P. & W. Parr, 2002. Phosphorous in rivers-ecology and management. *The Science of The Total Environment* 282/283: 25-47.

- Malmqvist, B. & S. Rundle, 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- Mander, Ü., V. Kuusemets & M. Ivask, 1995. Nutrient dynamics of riparian ecotones: a case study from the Porijõgi River catchment, Estonia. *Landscape and Urban Planning* 31: 333-348.
- Mathuthu, A. S., B. Chibanda, S. Tafirenyika & M. F. Zaranyika, 1995. Impact assessment of sewage effluent discharges on the quality of the receiving lower Mukuvisi river waters in Harare, Zimbabwe. *Journal of Environmental Science and Health. Part A: Environmental Science Engineering* 30: 281-297.
- Matos, J., 2007. Modelos Digitais de Terreno. Acedido em Setembro 18, 2008, de http://websig.civil.ist.utl.pt/jmatos/uploads/71/432/MDT_v2.pdf.
- Metcalfe, J. L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental pollution* 60: 101-139.
- Meyer, J. L., W. H. McDowell, T. L. Bott, J. W. Elwood, C. Ishizaki, J. M. Melack, B. L. Peckarsky, B. J. Peterson & P. A. Rublee, 1988. Elemental dynamics in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 410-432.
- Miller, W. & A. J. Boulton, 2005. Managing and rehabilitating ecosystem processes in regional urban streams in Australia. *Hydrobiologia* 552: 121-133.
- Mokaya, S. K., J. M. Mathooko & M. Leichtfried, 2004. Influence of anthropogenic activities on water quality of a tropical stream ecosystem. *African Journal of Ecology* 42: 281-288.
- Morse, C. C., A. D. Huryn & C. Cronan, 2003. Impervious surface area as a predictor of the effects of urbanization on stream insect communities in Maine, U.S.A. *Environmental Monitoring and Assessment* 89: 95-127.
- Mosich, T. D. & S. E. Bunn, 1997. Temporal patterns of rainforest stream epilithic algae in relation to flow-related disturbance. *Aquatic Botany* 58: 181-193.
- Mulholland, P. J., A. D. Steinman & J. W. Elwood, 1990. Measurement of phosphorus uptake length in streams: comparison of radiotracer and stable PO_4 releases. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2351-2357.
- Munné, A., C. Sola & N. Prat, 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los bosques de ribera. *Tecnología del agua* 175: 20-37.
- Munné, A., N. Prat, F. Solà, N. Bonada & M. Rieradevall, 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams : QBR index. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- Naiman, R. J. & H. Décamps, 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- Nakamura, F. & H. Yamada, 2005. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecological Engineering* 24: 539-550.
- National Research Council (NRC), 1992. Restoration of aquatic ecosystems: science, technology, and public policy. National Academy Press, Washington, DC, 552 pp.

- Nedeau, E. J., R. W. Merritt & M. G. Kaufman, 2003. The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution* 123: 1-13.
- Newman, P. J. & W. R. Medmenham, 1992. Assessment of river water quality in UK. *Tribune de l'eau* 555: 8-17.
- Newson, M. D., 2002. Geomorphological concepts and tools for sustainable river ecosystem management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 365-379.
- Norris, R. H. & M. C. Thoms, 1999. What is river health? *Freshwater Biology* 41: 197-209.
- Novotny, V., A. Bartošová, N. O'Reilly & T. Ehlinger, 2005. Unlocking the relationship of biotic integrity of impaired waters to anthropogenic stresses. *Water Research* 39: 184-198.
- O'Neill, G. J. & A. M. Gordon, 1994. The Nitrogen Filtering Capability of Carolina Poplar in an Artificial Riparian Zone. *Journal of Environmental Quality* 23: 1218-1223.
- Ormerod, S. J., 2003. Restoration in applied ecology: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 40: 44-50.
- Osborne, L. L. & D. A. Kovacic, 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.
- Palmer, M. A., E. M. Glenn, N. E. Bockstaed, S. Brooks, J. E. Pizzuto, C. Wiegand, K. Vanness, 2002. The Ecological Consequences of Changing Land Use for Running Waters, with a Case Study of Urbanizing Watersheds in Maryland. *Yale Bulletin of Environmental Science* 107: 85-113.
- Palmer, M. A., E. S. Bernhardt, J. D. Allan, P. S. Lake, G. Alexander, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C. N. Dahm, J. Follstad Shah, D. L. Galat, S. G. Loss, P. Goodwin, D. D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, G. M. Kondolf, R. Lave, J. L. Meyer, T. K. O'Donnell, L. Pagano & E. Sudduth, 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42: 208-217.
- Parker, H. D., 1988. The unique qualities of a geographic information system : a commentary. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54 : 1547-1549.
- Parsons, T. R., Y. Maita & C. M. Lalli, 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, Elmsford, NY. 101-112.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer, 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- Pedrosa, A. S., F. M. S. T. S. Pedrosa & J. A. D. Tavares, 1985. Caracterização Geográfica do Concelho de Vila Nova de Gaia. *História de Gaia*, fasc. 1, 2 e 3, GHAVNG, Vila Nova de Gaia.
- Perdigão, V. & A. Annoni, 1997. Technical and Methodological Guide for Updating CORINE Land Cover Data Base. Luxembourg (Joint Research Centre - European Environmental Agency).
- Pereira, W. E., J. L. Domagalski, F. D. Hostettler, L. R. Brown & J. B. Rapp, 1996. Occurrence and accumulation of pesticides and organic contaminants in river sediment, water and clam tissues from the San Joaquin River and tributaries, California. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15 : 172-180.

- Peterjohn, W. T. & D. L. Correll, 1984. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of A Riparian Forest. *Ecology* 65 : 1466-1475.
- Petersen, I., Z. Masters, A. G. Hildrew & S. J. Ormerod, 2004. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology* 41: 934-950.
- Peterson, B. J., W. M. Wollheim, P. J. Mulholland, J. R. Webster, J. L. Meyer, J. L. Tank, N. B. Grimm, W. B. Bowden, H. M. Valett, A. E. Hershey, W. B. McDowell, W. K. Dodds, S. K. Hamilton, S. Gregory & D. J. D'Angelo, 2001. Stream processes alter the amount and form of nitrogen exported from small watersheds. *Science* 292: 86-90.
- Petts, G. E., 2001. Geo-ecological Perspectives for the Multiple Use of european River Systems. In Nijland, H. J. & M. J. R. Cals (eds), *River Restoration in Europe*. RIZA-Lelystad, Holland : 49-53.
- Petts, G. E. & C. Amoros, 1996. *Fluvial Hydrosystems*. Chapman & Hall, London, 322 pp.
- Piégay, H. & N. Landon, 1997. Promoting ecological management of riparian forests on the Drôme River, France. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems* 7: 287-304.
- Platts, W. S. & R. L. Nelson, 1985. Stream habitat and fisheries response to livestock grazing and instream improvement structures, Big Creek, Utah. *Journal of Soil and Water Conservation* 40 : 374-379.
- Poff, N. L. & J. V. Ward, 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14: 629-645.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg, 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47: 769-784.
- Polland, P. & M. Huxham, 1998. The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 773-792.
- Prat, N., A. Munné, M. Rieradevall, C. Solà & N. Bonada, 2000. ECOSTRIMED. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient (Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius, 8), 94 pp.
- Probst, M., N. Berenzen, A. L. –Godding, R. Schulz & M. Liess, 2005. Linking land use variables and invertebrate taxon richness in small and medium-sized agricultural streams on a landscape level. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60: 140-146.
- Rader, R. B., N. J. Voelz & J. V. Ward, 2006. Post-Flood Recovery of a Macroinvertebrate Community in a Regulated River : Resilience of an Anthropogenically Altered Ecosystem. *Restoration Ecology* 15: 1-10.
- Rajagopal, S., N. Lalithaparameswari, G. Padmalatha, S. Geetha & S. Balasubramanian, 1993. Water quality predictions in the River Bhavani (south India). *Environment and Ecology* 11: 534-539.
- Rakocinski, C. F., J. Lyczkowski-Shultz & S. L. Richardson, 1996. Ichthyoplankton Assemblage Structure in Mississippi Sound as Revealed by Canonical Correspondence Analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43: 237-257.

- Rapport, D. J., 1989. What constitutes ecosystem health? Perspectives in Biology and Medicine 33: 120-132.
- Raven, P. J., N. T. H. Holmes, F. H. Dawson & M. Everard, 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems 8: 477-499.
- Resh, V. H. & D. M. Rosenberg, 1984. The ecology of aquatic insects. Praeger, 625 pp.
- Reynoldson, T. B., R. H. Norris, V. H. Resh, K. E. Day & D. M. Rosenberg, 1997. The reference condition: a comparison of multimetric approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society 16: 833-852.
- Ribeiro, J. M. P. P., 2002. Caracterização e estratégias de requalificação de ribeiras no Concelho de Vila Nova de Gaia. Relatório de estágio da Licenciatura em Engenharia do Ambiente. Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento.
- Richards, C., G. E. Host & J. W. Arthur, 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. Freshwater Biology 29: 285-294.
- Rico, E., A. Ralla, M. A. Sevillano & M. L. Arretxe, 1992. Comparison of several biological índices based on river macroinvertebrates benthic community for the assessment of running water quality. Annales de Limnologie 28: 147-156.
- Rios, S. L. & R. C. Bailey, 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. Hydrobiologia 553: 153-160.
- Rikard, M. & S. Kunkle, 1990. Sulfate and conductivity as field indicators for detecting coal-mining pollution. Environmental Monitoring and Assessment 15: 49-58.
- Roberts, B. J., P. J. Mulholland & J. N. Houser, 2007. Effects of upland disturbance and instream restoration on hydrodynamics and ammonium uptake in headwater streams. Journal of the North American Benthological Society 26: 38-53.
- Robertson, A. I. & R. W. Rowling, 2000. Effects of Livestock on Riparian Zone Vegetation in an Australian Dryland River. Regulated Rivers: Research & Management 16: 527-541.
- Rogers, C. E., D. J. Brabander, M. T. Barbour & H. F. Hemond, 2002. Use of physical, chemical, and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. Environmental Toxicology and Chemistry 21: 1156-1167.
- Rosenblatt, A. E., A. J. Gold, M. H. Stolt, P. M. Groffman & D. Q. Kellogg, 2001. Identifying Riparian Sinks for Watershed Nitrate using Soil Surveys. Journal of Environmental Quality 30: 1596-1604.
- Ross, H. H., C. A. Ross & J. R. P. Ross, 1982. A textbook of entomology. John Wiley & Sons, 666 pp.
- Rowe, L. & J. S. Richardson, 2001. Community responses to experimental food depletion: resource tracking by stream invertebrates. Oecologia 129: 473-480.
- Rundel, P. W., 1998. Landscape Disturbance in Mediterranean Type Ecosystems: An Overview. In Rundel, P. W., G. Montenegro & F. M. Jaksic (eds), Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean – Type Ecosystems. Ecological Studies N° 136, Berlin, Springer.

- Scealy, J. A., S. J. Mika & A. J. Boulton, 2007. Aquatic macroinvertebrate communities on wood in an Australian lowland river: experimental assessment of the interactions of habitat, substrate complexity and retained organic matter. *Marine and Freshwater Research* 58: 153-165.
- Schmitt, T. J., M. G. Dosskey & K. D. Hoagland, 1999. Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants. *Journal of Environmental Quality* 28: 1479-1489.
- Schueler, T. R., 1994. The Importance of Imperviousness. *Watershed Protection Techniques* 1: 100-111.
- SCOR-UNESCO, 1966. Determination of photosynthetic pigments in seawater. Report of the SCOR-UNESCO Working Group 17. In *Monographs on Oceanographic Methodology*. UNESCO, Paris: 11-18.
- SDD, 1976. Development of a Water Quality Index. Scottish Development Department, Report ARD3, Edinburgh, 72 pp.
- Shannon, C. E. & W. Weaver, 1963. The mathematical theory of communications. Urbana, IL. University of Illinois Press, 125 pp.
- Shields, F. D. Jr., S. S. Knight, C. M. Cooper, 1994. Effects of channel incision on base flow stream habitats and fishes. *Environmental Management* 18: 43-57.
- Stanley, E. H., S. G. Fisher & N. B. Grimm, 1997. Ecosystem Expansion and Contraction in Streams. Desert streams vary in both space and time and fluctuate dramatically in size. *BioScience* 47: 427-435.
- Star, J. & J. Esteves, 1990. Geographic Information Systems: an Introduction. New Jersey: Prentice Hall, 302 pp.
- Statzner, B., J. A. Gore & V. H. Resh, 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307-360.
- Stone, M. L., M. R. Whiles, J. A. Webber, K. W. J. Williard & J. D. Reeve, 2005. Macroinvertebrate Communities in Agriculturally Impacted Southern Illinois Streams: Patterns with Riparian Vegetation, Water Quality, and In-Stream Habitat Quality. *Journal of Environmental Quality* 34: 907-917.
- Suren, A., T. Snelder, M. Scarsbrook, 1998. Urban Stream Habitat Assessment Method (USHA). Client report n°. CHC98/60: 5-23. National Institute of Water and Atmospheric Research, New Zealand.
- Sweeney, B. W., T. L. Bott, J. K. Jackson, L. A. Kaplan, J. D. Newbold, L. J. Standley, W. C. Hession & R. J. Horwitz, 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 101: 14132-14137.
- Sweeting, R. A., 1994. River Pollution. In Calow, P. & G. E. Petts (eds), *The Rivers Handbook*. 2nd Vol. Blackwell Scientific, Oxford: 23-32.
- Szozzkiewicz, K., A. Buffagni, J. D. –Bowker, J. Lesny, B. H. Chojnicki, J. Zbierska, R. Staniszewski & T. Zgola, 2006. Occurrence and variability of River Habitat Survey features

- across Europe and the consequences for data collection and evaluation. *Hydrobiologia* 566: 267-280.
- Tabacchi, E., L. Lambs, H. Guillo, A. -M Planty-Tabacchi, E. Muller & H. Décamps, 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14: 2959-2976.
- Tachet, H., M. Boumaud & P. H. Richoux, 1994. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique), (4^e ed.). Université Lyon I et Association Française de Limnologie.
- Ter Braak, C. J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer, 2002. CANOCO Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination. Version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca, New York, 500 pp.
- Thoms, M. C. & F. Sheldon, 2000. Lowland Rivers: An Australian Introduction. *Regulated Rivers: Research and Management* 16: 375-383.
- Tickner, D., P. D. Armitage, M. A. Bickerton & K. A. Hall, 2000. Assessing stream quality using information on mesohabitat distribution and character. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 179-196.
- Tori, R. & M. Rech, 1995. Introdução a Multimídia e Hiperídia. São Paulo: Academídia.
- Townsend, C. R., 1996. Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. *Archives für Hydrobiologie Supplement* 113: 3-21.
- Triska, F. J., 1984. Role of wood debris in modifying channel geomorphology and riparian areas of a large lowland river under pristine conditions: a historical case study. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 1876-1892.
- Udawatta, R. P., J. J. Krstansky, G. S. Henderson & H. E. Garrett, 2002. Agroforestry Practices, Runoff, and Nutrient Loss: A Paired Watershed Comparison. *Journal of Environmental Quality* 31: 1214-1225.
- Udawatta, R. P., P. P. Motavalli & H. E. Garrett, 2004. Phosphorus Loss and Runoff Characteristics in Three Adjacent Agricultural Watersheds with Claypan Soils. *Journal of Environmental Quality* 33: 1709-1719.
- Urban, M. C., D. K. Skelly, D. Burchsted, W. Price & S. Lowry, 2006. Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions* 12: 337-350.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Verneaux, J., 1984. Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bulletin d'Ecologie* 15: 47-55.
- Vidal Abarca, C. & M. Luísa Suarez, 1985. Lista faunística y bibliográfica de los moluscos (Gastrópoda & Bivalvia) de las aguas continentales de la Península Ibérica e Islas Baleares. Asociación Española de Limnología. Listas de la Flora y Fauna de las Aguas Continentales de la Península Ibérica. Publicación Nº 2.

- Vought, L. B. -M, G. Pinay, A. Fuglsang & C. Ruffinoni, 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 31: 323-331.
- Vogt, K. A., D. A. Publicover, J. Bloomfield, J. M. Perez, D. J. Vogt & W. L. Silver, 1993. Belowground responses as indicators of environmental change. *Environmental and Experimental Botany* 33: 189-205.
- Vogt, J., J. Puimalainen, P. Kennedy & S. Folving, 2004. Integrating information on river networks, catchments and major forest types: towards the characterisation and analysis of European landscapes. *Landscape and Urban Planning* 67: 27-41.
- Wahl, M. H., H. N. McKellar & T. M. Williams, 1997. Patterns of nutrient loading in forested and urbanized coastal streams. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 213: 111-131.
- Wallace, J. B., J. W. Grubaugh & M. R. Whiles, 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications* 6: 140-151.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer & J. R. Webster, 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104.
- Walsh, C. J., 2000. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia* 431: 107-114.
- Walsh, C. J., 2004. Protection of in-stream biota from urban impacts: minimise catchment imperviousness or improve drainage design? *Marine and Freshwater Research* 55: 317-326.
- Walsh, C. J., A. K. Sharpe, P. F. Breen & J. A. Sonneman, 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 535-551.
- Walsh, S. E., P. A. Soranno & D. T. Rutledge, 2003. Research. Lakes, Wetlands and Streams as Predictors of Land Use/Cover Distribution. *Environmental Management* 31: 198-214.
- Wang, X. & Z.-Y. Yin, 1997. Using GIS to assess the relationship between land use and water quality at a watershed level. *Environment International* 23: 103-114.
- Ward, J. V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2-8.
- Wardrop, D. H., J. A. Bishop, M. Easterling, K. Hychka, W. Myers, G. P. Patil & C. Taillie, 2005. Use of landscape and land use parameters for classification and characterization of watersheds in the mid-Atlantic across five physiographic provinces. *Environmental and Ecological Statistics* 12: 209-223.
- Washington, H. G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18: 653-694.
- Webb, A. A. & W. D. Erskine, 2003. A practical scientific approach to riparian vegetation rehabilitation in Australia. *Journal of Environmental Management* 68: 329-341.
- Webster, J. R. & J. L. Meyer, 1997. Organic matter budgets for streams: A synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 141-161.

- Webster, J. R., E. F. Benfield, T. P. Ehrman, M. A. Schaeffer, J. L. Tank, J. J. Hutchens & D. J. D'Angelo, 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* 41: 687-705.
- Wernick, B. G., K. E. Cook & H. Schreier, 1998. Land Use And Streamwater Nitrate-N Dynamics In An Urban-Rural Fringe Watershed. *Journal of the American Water Resources Association* 34: 639-650.
- Wiens, J., 2007. The Dangers of Black-and-White Conservation. *Conservation Biology* 21: 1371-1372.
- Wigington, P. J. Jr., S. M. Griffith, J. A. Field, J. E. Baham, W. R. Horwath, J. Owen, J. H. Davis, S. C. Rain & J. J. Steiner, 2003. Nitrate Removal Effectiveness of a Riparian Buffer along a Small Agricultural Stream in Western Oregon. *Journal of Environmental Quality* 32: 162-170.
- Williams, J. E., C. A. Wood & M. P. Dombeck (eds), 1997. *Watershed Restoration: Principles and Practices*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 561 pp.
- Williams, M. R., S. Filoso, L. A. Martinelli, L. B. Lara & P. B. Camargo, 2001. Precipitation and River Water Chemistry of the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. *Journal of Environmental Quality* 30: 967-981.
- Winterbourn, M. J. & C. R. Townsend, 1991. Streams and rivers: one-way flow systems. In Barnes, R. S. K. & K. H. Mann (eds), *Fundamentals of Aquatic Ecology* (2nd ed.). Blackwell Scientific Publications, London: 230-242.
- Wipfli, M. S., J. S. Richardson & R. J. Naiman, 2007. Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems: transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 72-85.
- Whiles, M. R., B. L. Brock, A. C. Franzen & S. C. Dinsmore II, 2000. Stream Invertebrate Communities, Water Quality, and Land-Use Patterns in an Agricultural Drainage Basin of Northeastern Nebraska, USA. *Environmental Management* 26: 563-576.
- Wood, P. J. & P. D. Armitage, 1997. Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management* 21: 203-217.
- Wood, P. J. & P. D. Armitage, 1999. Sediment Deposition In A Small Lowland Stream – Management Implications. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 199-210.
- Worboys, M. F., 1995. *GIS: A Computing Perspective*. London, Bristol, PA: Taylor & Francis, 376 pp.
- Wright, D. J., M. F. Goodchild & J. D. Proctor, 1997. GIS: Tool or Science? Demystifying the Persistent Ambiguity of GIS as “Tool” versus “Science”. *Annals of the Association of American Geographers* 87: 346-362.

RIO FEBROS

Figura 1 – Aspecto e localização das 4 estações de amostragem na 1ª amostragem mensal (30.10.02). ① - Foz, a 0,1 Km ($41^{\circ} 07' 22''$ N/ $08^{\circ} 34' 09''$ W); ② - Travessa do Carril, a 1,6 Km ($41^{\circ} 06' 52''$ N/ $08^{\circ} 34' 00''$ W); ③ - Rua do Rio do Lobo, a 9,7 Km ($41^{\circ} 04' 02''$ N/ $08^{\circ} 31' 56''$ W); ④ - Rua do Rio da Serra, a 11,1 Km ($41^{\circ} 03' 22''$ N/ $08^{\circ} 32' 01''$ W). Sistema de Coordenadas: Datum WGS 84.



Figura 2 – Aspecto e localização das 4 estações de amostragem na última amostragem mensal (29.09.05). ① - Foz, a 0,1 Km ($41^{\circ} 07' 22''$ N/ $08^{\circ} 34' 09''$ W); ② - Travessa do Carril, a 1,6 Km ($41^{\circ} 06' 52''$ N/ $08^{\circ} 34' 00''$ W); ③ - Rua do Rio do Lobo, a 9,7 Km ($41^{\circ} 04' 02''$ N/ $08^{\circ} 31' 56''$ W); ④ - Rua do Rio da Serra, a 11,1 Km ($41^{\circ} 03' 22''$ N/ $08^{\circ} 32' 01''$ W). Sistema de Coordenadas: Datum WGS 84.

RIBEIRA DE VALADARES

Figura 3 – Aspecto e localização das 3 estações de amostragem na 1ª amostragem mensal (30.10.02). ① - Foz, a 0,5 Km ($41^{\circ} 05' 19''$ N/ $08^{\circ} 39' 21''$ W); ② - Parque de S. Caetano, a 5,5 Km ($41^{\circ} 05' 30''$ N/ $08^{\circ} 36' 04''$ W); ③ - Urtigueira, a 7,7 Km ($41^{\circ} 05' 47''$ N/ $08^{\circ} 36' 51''$ W). Sistema de Coordenadas: Datum WGS 84.



Figura 4 – Aspecto e localização das 3 estações de amostragem na última amostragem mensal (29.09.05). ① - Foz, a 0,5 Km ($41^{\circ} 05' 19''$ N/ $08^{\circ} 39' 21''$ W); ② - Parque de S. Caetano, a 5,5 Km ($41^{\circ} 05' 30''$ N/ $08^{\circ} 36' 04''$ W); ③ - Urtigueira, a 7,7 Km ($41^{\circ} 05' 47''$ N/ $08^{\circ} 36' 51''$ W). Sistema de Coordenadas: Datum WGS 84.