Alda Maria da Silva Dias

ESTUDO DA DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL DOS PRINCIPAIS FACTORES ABIÓTICOS E DA COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA DA VALA DE MACEDA

Departamento de Zoologia e Antropologia
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Setembro / 2000

Alda Maria da Silva Dias

ESTUDO DA DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL DOS PRINCIPAIS FACTORES ABIÓTICOS E DA COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA DA VALA DE MACEDA

Tese submetida à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto
para obtenção do grau de Mestre em Hidrobiologia

Departamento de Zoologia e Antropologia
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Setembro / 2000

AGRADECIMENTOS

Ao longo da realização deste trabalho muitos foram os contributos recebidos.

Ao Professor Doutor Nuno Formigo, do Departamento de Zoologia e Antropologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, que sugeriu o tema do presente trabalho e foi seu orientador, que sempre me acompanhou e se disponibilizou na elaboração dos trabalhos práticos, quer no campo quer no laboratório, não esquecendo as palavras de incentivo nos momentos mais difíceis.

À colega de mestrado de Hidrobiologia, Drª Elvira Duarte, que partilhou comigo este trabalho, quer ao nível das saídas de campo quer ao nível das análises físico-químicas, não esquecendo toda a amizade demonstrada.

À colega, Drª Maria do Rosário Fidalgo Martins, aluna de doutoramento, pela preciosa ajuda e disponibilidade que sempre demonstrou na identificação dos fitoplanctontes.

À Drª Teresa de Jesus, aluna de doutoramento, pela ajuda prestada nas análises físico-químicas da água.

À Drª Felisberta pela ajuda prestada na resolução de problemas técnicos durante as análises físico-químicas.

Ao Dr. João Loureiro pela cedência de bibliografia relacionada com a Barrinha de Esmoriz e zona envolvente.

A toda a minha família que sempre me apoiou e compreendeu as minhas ausências e sem a qual não teria sido possível a realização deste trabalho.

Resumo

O presente trabalho consiste num estudo anual da dinâmica espacial e temporal dos factores abióticos e da comunidade fitoplanctónica da Vala de Maceda e seus afluentes. Esta vala é um pequeno curso de água que atravessa a freguesia de Esmoriz, desaguando na parte sul da Barrinha de Esmoriz, e que está sujeito a uma forte acção antropogénica. Além de receber descargas pontuais de efluentes domésticos e industriais sem tratamento prévio, é também receptora do efluente de uma estação de tratamento de águas residuais por lagunagem (ETAR de Esmoriz e Cortegaça).

Mensalmente foram recolhidas amostras para o estudo dos principais parâmetros físico-químicos e da comunidade fitoplanctónica. Esta última foi analisada através de alguns parâmetros bióticos: composição específica, densidade, diversidade, equitabilidade e concentração de pigmentos fotossintéticos.

A Vala de Maceda revela nitidamente a influência das descargas da ETAR, existindo diferenças significativas, nos parâmetros físico-químicos e comunidade fitoplanctónica, nos loacis situados a montante e a jusante desta. É relevante a sua contribuição para o aumento dos valores dos nutrientes inorgânicos, matéria orgânica, materiais em suspensão, dureza, alcalinidade, condutividade e densidade da comunidade fitoplanctónica da vala.

O conjunto de parâmetros físico-químicos estudados indica a existência de uma má qualidade da água, logo após a descarga do efluente da ETAR, verificando-se uma ligeira melhoria um pouco mais a jusante, o que revela uma ligeira capacidade autodepuradora deste curso de água, para a qual terá também contribuído a Ribeira de Cortegaça. Nos restantes locais de amostragem verifica-se uma melhor qualidade da água. O mesmo tipo de conclusão foi obtida

através da comparação dos valores obtidos através da comparação dos valores obtidos para este conjunto de parâmetros com a tabela de referência de Nisbet & Verneaux (1970).

A estrutura da comunidade fitoplanctónica vem confirmar os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos. A comunidade fitoplanctónica encontrada a jusante da ETAR revela nitidamente a sua influência, apresentando géneros típicos de sistemas lênticos (*Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Oscillatoria, Pseudoanabaena, Euglena e Phacus*), uma marcada variação sazonal e um estado de eutrofização avançado. Encontram-se aqui grandes densidades fitoplanctónicas, bem como concentrações mais elevadas de pigmentos fotossintéticos, sendo dominantes as florescências de Cyanophyceae (responsáveis, de uma maneira geral, pelos valores de diversidade mais baixos). Aparecem também densidades elevadas de algumas Chlorophyceae e Euglenophyceae. No ponto localizado mais a jusante da ETAR, é também relevante a influência da Ribeira de Cortegaça para o aumento da diversidade específica da comunidade fitoplanctónica. Nos restantes locais de amostragem, a comunidade fitoplanctónica, presente em densidades baixas, apresenta, contudo, maior diversidade específica, sem espécies dominantes e sem uma variação sazonal nítida, típica de ecossistemas lóticos de pequena dimensão.

Summary

The present work consists in an annual study of the abiotic factors and the phytoplankton community of the Vala de Maceda and its tributaries. This is a small water course that runs through the parish of Esmoriz, flowing into the south part of the Barrinha de Esmoriz, and subjected to a strong antropogenic action. Besides receiving punctual discharges of domestic and industrial effluents, without any previous treatment, it is also the final receptor of the effluent of a sewage treatment plant (ETAR of Esmoriz and Cortegaça).

Monthly samples were taken for the study of the main physico-chemical parameters and of the phytoplankton community. The last one was analysed through the calculation of some biotic parameters: specific composition, density, diversity, equitability and concentration of photosynthetic pigments.

The Vala de Maceda clearly reveals the influence of the discharges of the ETAR. Relevant differences, both in the abiotic factors and the phytoplankton community, were detected between the sampling sites located up and downstream of the ETAR. It has a relevant contribution to the increase in the concentration of inorganic nutrients, organic matter, suspended solids, hardness, alkalinity, conductivity and density of the phytoplankton community.

The results obtained for the physico-chemical parameters point out the existence of a poor water quality, after the discharge of the ETAR effluent, with a slight improvement a little further downstream, revealing the existence of a small self-purifying capacity in this water course,

partially due to the contribution of the Ribeira of Cortegaça. In the other sampling sites a better water quality was found. The same kind of conclusion was reached when comparing the observed results with the classes defined in the tables proposed by Nisbet & Verneaux (1970).

The structure of the phytoplankton community confirms the results obtained for the physico-chemical parameters. The phytoplankton community found downstream of the ETAR clearly reveals its influence, presenting species typical of lentic systems (*Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Oscillatoria*, *Pseudoanabaena*, *Euglena* and *Phacus*), a strong seasonal variation and an advanced state of eutrophication. Phytoplankton densities, as well as photosynthetic pigments concentrations, were high. The dominant blooms were of Cyanophyceae (responsible, in a general way, for the low diversity values). Some Chlorophyceae and Euglenophyceae, also appear in high densities. In the sampling site located downstream of the ETAR, it is also relevant the influence of the Ribeira de Cortegaça in the increase of the specific diversity of the phytoplankton community. In the other sampling sites the phytoplankton community, although in low densities, presents however a higher specific diversity, with no dominants species and without a clear seasonal variation, typical of lotic ecosystems of small dimension.

Résumé

Le présent travail consiste dans un étude annuel des facteurs abiotiques et de la communauté du phytoplancton de la Vala de Maceda et de ses affluents. La Vala de Maceda est un petit cours d'eau que traverse la commune de Esmoriz, qui se jète dans la partie sud de la Barrinha de Esmoriz, et qui subis une forte action anthropogénique. Au delá de recevoir des décharges ponctuels d'effluents doméstiques et industrielles, sans aucun traitement antérieur, elle reçoit aussi l'effluent d'une station d'épuration d'eaux résiduelles, par lagunage ecologique, (ETAR de Esmoriz e Cortegaça).

Des echantillons d'eau ont été prelevées tous les mois pour l'etude des principaux paramètres physico-chimiques et da la communauté du phytoplancton. La structure de cette derniére a été analisée a travers de quelques paramètres biotiques: composition spécifique, densité, diversité, équitabilité et concentration de pigments photossynthètiques.

La Vala de Maceda révele nitidement l'influence des décharges de l'ETAR et il y a des differences significatifs, dans les valeurs des paramètres physico-chimiques et de la communauté du phytoplancton, entre les echantillons prelevées en amont et en aval de la même. Sa contribuition est rélévante pour l'augmentation de la concentration des nutrientes inorganiques, matiére organique, matériaux en suspension, dureté, alcalinité, conductivité et densité de la communauté du phytoplancton de la Vala de Maceda.

L'assemblage de paramètres physico-chimiques étudié indique l'éxistance d'une mauvaise qualité de l'eau, aprés la décharge de l'effluent de l'ETAR, avec une légere

amélioration un peu plus en aval, ce qui révele une petite capacité d'auto épuration_de ce cours d'eau, pour laquelle a aussi contribué la Ribeira de Cortegaça. Dans les autres points d'échantillonage il y a une meilleur qualité de l'eau. La même conclusion peut être obtenue en comparant les résultats antérieurs avec les categories définies dans la classification proposée par Nisbet & Verneaux (1970).

La structure de la communauté du phytoplancton viens confirmer les resultats obtenus pour les paramètres physico-chimiques. La communauté du phytoplancton qui se trouve en aval de l'ETAR révele nitidement sa action, présentant des genres tipiques de systèmes lentiques (*Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Oscillatoria*, *Pseudoanabaena*, *Euglena* et *Phacus*), une marqué variation saisonelle et un état d'eutrophication avancé. On trouve ici des densités importantes du phytoplancton, bien comme des concentrations plus élevées des pigments photosynthetiques. Les blooms de Cyanophyceae sont dominantes (étant responsables, dans la géneralité des cas, pours les valleurs plus faibles de diversité). Des densités egalemente élevés de quelques Chlorophyceae et Euglenophyceae ont aussi été trouvées. Dans le point situé plus en aval de l'ETAR, il est aussi rélévant l'influence de la Ribeira de Cortegaça pour l'augmentation de la diversité spécifique de la communauté du phytoplancton. Dans les autres points d'échantillonage, la communauté du phytoplancton, quoiqu'en basses densités, présente, toutefois, une diversité spécifique supérieure, sans espèces dominantes et sans une variation saisonelle nitide, typique des ecossystemes lotiques de petites dimensions.

ÍNDICE

CAPÍTULO		PÁGINA
1	**INTRODUÇÃO**	14
1.1	**VALA DE MACEDA**	15
1.1.1	**Caracterização da bacia hidrográfica**	15
1.1.1.1	Aspectos geomorfológicos	15
1.1.1.2	Aspectos climatológicos	17
1.1.1.3	Vegetação natural	17
1.1.1.4	Aspectos sócio-económicos	17
1.1.1.5	Barrinha de Esmoriz	18
1.1.2	**Estação de Tratamento de Águas Residuais de Esmoriz e Cortegaça**	20
1.1.2.1	Características gerais da lagunagem	20
1.1.2.1.1	Lagoas de estabilização – terminologia	21
1.1.2.1.2	O biota das lagoas de estabilização	22
1.1.2.1.3	Vantagens/desvantagens da lagunagem	25
1.1.2.2	Cracterização da ETAR de Esmoriz e Cortegaça	26
1.2	**Os factores físico-químicos dos sistemas lóticos**	29
1.2.1	Profundidade	30
1.2.2	Velocidade da corrente	30
1.2.3	Temperaturas do ar e da água	31
1.2.4	Sólidos suspensos	32
1.2.5	Condutividade	32
1.2.6	Dureza	32
1.2.7	PH	33
1.2.8	Alcalinidade	33
1.2.9	Oxigénio dissolvido	34

1.2.10	Carência bioquímica do oxigénio (CBO_5)	35
1.2.11	Amónia, Nitritos e Nitratos	35
1.2.12	Fosfatos	37
1.3	**FITOPLANCTON**	37
1.3.1	**Características morfo-fisiológicas do fitoplancton**	38
1.3.1.1	Chlorophyta	38
1.3.1.2	Chrysophyta	39
1.3.1.2.1	Bacillariophyceae	39
1.3.1.2.2	Chrysophyceae	40
1.3.1.3	Cyanophyta	41
1.3.1.4	Pyrrophyta	43
13.1.4.1	Chryptophyceae	43
1.3.1.4.2	Dinophyceae	44
1.3.1.4.3	Euglenophyceae	45
1.3.2	**Ecologia do fitoplancton dos sistemas lóticos**	45
1.3.2.1	Factores abióticos que condicionam o desenvolvimento do fitoplancton	46
1.3.2.1.1	Luz	47
1.3.2.1.2	Temperatura	48
1.3.2.1.3	Nutrientes inorgânicos	49
1.3.2.2	A sucessão sazonal do fitoplancton	51
1.3.2.3	As florescências fitoplanctónicas	54
1.3.3	**O fitoplancton como indicador da qualidade da água**	56
1.4	**OBJECTIVOS DO TRABALHO**	61
2.	**MATERIAL E MÉTODOS**	62
2.1	Calendarização da amostragem	63
2.2	Caracterização dos locais de amostragem	63
2.3	Parâmetros físico-químicos	68
2.4	Comunidade fitoplanctónica	69
2.4.1	Técnica de colheita e preservação	69
2.4.2	Análise qualitativa e quantitativa	70
2.4.2.1	Determinação dos pigmentos fotossintéticos	70
2.4.2.2	Determinação da densidade do fitoplanctónica	71

2.5	Tratamento dos dados	72
2.5.1	Parâmetros fisico-químicos	72
2.5.2	Comunidade fitoplanctónica	73
3.	**APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS**	76
3.1	**PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**	77
3.1.1	Profundidade	77
3.1.2	Velocidade da corrente	78
3.1.3	Sólidos suspensos	79
3.1.4	Temperatura do ar	81
3.1.5	Temparatura da água	82
3.1.6	Condutividade	84
3.1.7	PH	86
3.1.8	Dureza	88
3.1.9	Alcalinidade	91
3.1.10	Oxigénio dissolvido	94
3.1.11	CBO_5	96
3.1.12	Amónia, Nitritos, Nitratos	99
3.1.13	Ortofosfatos	105
3.1.14	Análise global	108
3.1.15	Síntese	110
3.2	**COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA**	112
3.2.1	Composição específica	112
3.2.2	Densidade da comunidade fitoplanctónica	114
3.2.2.1	Fitoplancton total	114
3.2.2.2	Bacillariophyceae	116
3.2.2.3	Chlorophyceae	117
3.2.2.4	Chryptophyceae	119
3.2.2.5	Chrysophyceae	121
3.2.2.6	Cyanophyceae	122
3.2.2.7	Dinophyceae	124
3.2.2.8	Euglenophyceae	125
3.2.3	Pigmentos fotossintéticos	127

3.2.4 Índices de diversidade e equitabilidade 131

3.2.5 Síntese 135

4 **CONCLUSÃO** 137

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 141

ANEXO I – Estudo quantitativo da comunidade fitoplanctónica 150

ANEXO II – Estudo dos parâmetros físico-químicos 164

1-INTRODUÇÃO

1.1. VALA DE MACEDA

A escolha da Vala de Maceda para a realização deste trabalho teve em consideração dois aspectos particularmente importantes, sob o ponto de vista ambiental, que irão ser tratados neste capítulo:

- surge como local receptor de um efluente de uma estação de tratamento de águas residuais por lagunagem – Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Esmoriz e Cortegaça;
- desagua num ecossistema muito importante pela sua biodiversidade – a Lagoa de Paramos ou Barrinha de Esmoriz.

1.1.1. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA

1.1.1.1 Aspectos geomorfológicos

A Vala de Maceda, ou Rio Lambo (figura 1.1) é um pequeno curso de água, com cerca de 4 Km de comprimento e 2 m de largura, pouco profundo. Possui um carácter sazonal na sua parte inicial, ao contrário do seu troço final, com carácter permanente. A Vala de Maceda, atravessa a freguesia de Esmoriz, concelho de Ovar, no sentido Sul-Norte e desagua na parte Sul da Barrinha de Esmoriz. Esta vala é alimentada pela Ribeira de Mangas, também designada por Rio de Lourido, a Sul, pela Ribeira de Cortegaça, a Norte e pelo efluente da Estação de Tratamento de Águas Residuais de Esmoriz e Cortegaça (figura 1.1). Estas ribeiras nascem em S. João de Ver, Vila da Feira (Amorim, 1986).

Geologicamente, a bacia hidrográfica da Vala de Maceda situa-se numa zona plana, com uma superfície de abrasão antiga que hoje se encontra coberta por areias de origem marinha (C.C.R.N., 1987). Nos locais de menor corrente encontram-se também lamas e macrófitas.

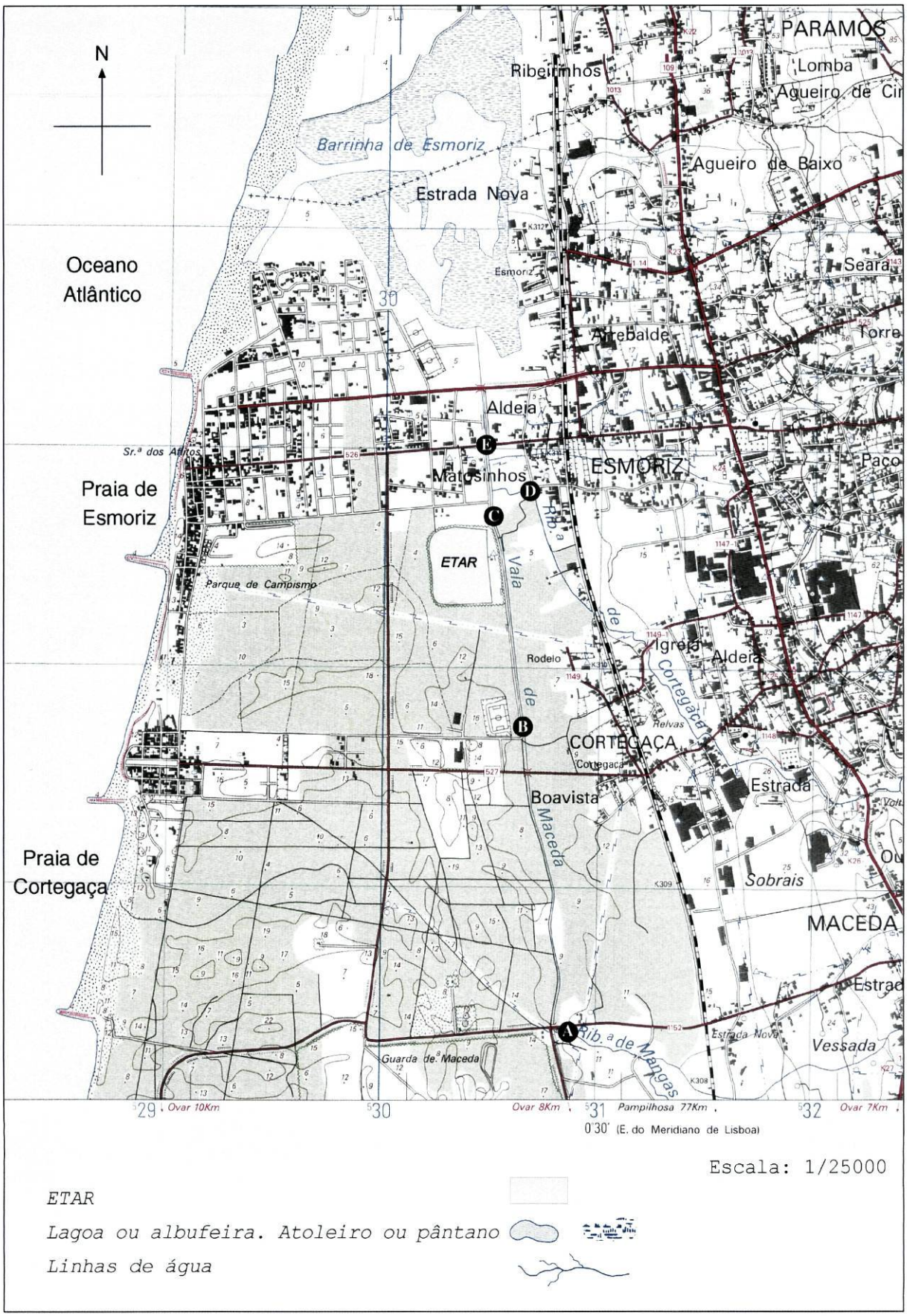

Figura 1.1 - Pormenor da bacia hidrográfica da Vala de Maceda e localização dos pontos de amostragem (A, B, C, D e E). Carta Militar de Portugal (folha 143, Ed. 4 - IGE - 1998).

1.1.1.2. Aspectos climatológicos

Climaticamente, este curso de água insere-se num clima Atlântico, que se caracteriza por ter temperaturas moderadas e pluviosidade relativamente elevada. A concentração da precipitação ocorre na Primavera, Outono e Inverno, verificando-se no Verão uma fraca ou nula pluviosidade. Isto leva uma abundância de água no Inverno/Primavera e uma pequena deficiência no Verão.

1.1.1.3. Vegetação natural

A Vala de Maceda está inserida numa área florestal, constituída, na sua maioria, por árvores de *Pinus pinaster* (pinheiro bravo), existindo, nalgumas parcelas, manchas de espécies exóticas, como o *Eucaliptus globulus* (eucalipto), e invasoras como *Acacia melanoxylon* e *Acacia longifolia* (acácias) (C.C.R.N., 1989). Existe também um estrato arbustivo, relativamente raro, ocupado por espécies próprias dos matos como *Ulex europaeus* (tojo arnal), *Cytisus striatus* (giesta) e mais raramente *Corema album* (camarinha) (C.C.R.N., 1989).

O troço final das ribeiras de Mangas e de Cortegaça está marginado por áreas de floresta, cujas espécies são as supracitadas, alternando com pequenas explorações agrícolas, onde predomina o cultivo do milho e da batata.

1.1.1.4. Aspectos sócio-económicos

Na área da bacia hidrográfica da Vala de Maceda existe um parque industrial importante, formado por pequenas e médias empresas. Salienta-se o ramo das indústrias de tapeçaria e cordoaria, a reciclagem de papéis, o algodão e os armazéns de vinho (I.H.R.H., 1987). Actualmente, os efluentes da maior parte destas empresas são tratados na Estação de Tratamento de Águas Residuais de Esmoriz e Cortegaça, que por sua vez, lança o seu efluente na Vala de Maceda.

No entanto, ainda se verificam algumas descargas pontuais de efluentes domésticos e industriais, ao longo da Vala, sem qualquer tratamento prévio, conferindo à água uma coloração turva e um cheiro desagradável (Loureiro e Sá, 1995). Nas ribeiras de Mangas e Cortegaça

existem também descargas pontuais, sem qualquer tratamento prévio, de efluentes das indústrias do algodão e da tapeçaria (C.C.R.N., 1989).

1.1.1.5 BARRINHA DE ESMORIZ

A Barrinha de Esmoriz, também designada por Lagoa de Paramos, é uma lagoa costeira de média dimensão que se situa no distrito de Aveiro, estando dividida entre os concelhos de Espinho (freguesia de Paramos), a norte, e de Ovar (freguesia de Esmoriz), a sul. A água que constitui a parte alagada desta lagoa provém essencialmente de duas ribeiras que aqui desaguam: Ribeira de Rio Maior, do lado de Espinho e Vala de Maceda, do lado de Esmoriz. As águas da chuva, do lençol freático e do mar, contribuem também para a manutenção desta superfície alagada.

Importância ecológica

Esta lagoa enquadra-se num tipo de ecossistemas que normalmente se designam por "zonas húmidas", e que se encontram entre os mais ricos habitats do planeta, sob o ponto de vista ecológico (Loureiro e Sá, 1995). Aqui se encontram albergados um número muito razoável de espécies animais e vegetais. Entre as espécies animais destacam-se as aves (172 espécies observadas em cerca de 300 existentes em todo o país), sobretudo as migradoras. É precisamente sob este ponto de vista que a Barrinha de Esmoriz se torna mais importante. Existem aqui também várias espécies de insectos, répteis, anfíbios, mamíferos e peixes que, como é lógico não se podem excluir, já que fazem parte da cadeia alimentar. É de salientar ainda o valor paisagístico desta área, que é valorizado pela existência de cordões dunares, campos agrícolas envolventes, a lagoa propriamente dita e toda a área alagada que é ocupada por plantas aquáticas.

Factores de degradação

A Barrinha de Esmoriz é alvo de vários factores de degradação, como a poluição aquática, a poluição sonora, a pressão humana e urbanística, a caça, a instabilidade do nível da água e a destruição das dunas. A degradação deste biótopo não foi gradual e lenta, bem pelo contrário, acentuou-se drasticamente na última década, sobretudo, devido ao aumento da poluição industrial e doméstica.

A poluição aquática é inequivocamente o factor de degradação mais grave. Tem afectado a qualidade da água da lagoa, fazendo desaparecer grande parte das espécies piscícolas, bem como, répteis, anfíbios e aves que dependiam destas espécies para a sua alimentação.

Os maiores focos de poluição aquática situam-se ao longo das margens das duas ribeiras que desaguam na lagoa: Ribeira de Rio Maior e Vala de Maceda. Aqui existem indústrias de pequena e média dimensão, sobretudo da área da produção de papel, não tendo a maior parte destas empresas qualquer estação de tratamento dos seus efluentes. Esta situação não é alvo de fiscalização, quer por parte das autarquias, quer por parte doutras entidades, o que leva estas indústrias a procederem às descargas sem qualquer controlo e em qualquer situação (Loureiro e SÁ, 1995). Do lado de Esmoriz, este problema foi amenizado pela entrada em funcionamento da ETAR de Esmoriz e Cortegaça. É de lamentar, porém, a inexistência de um exutor submarino a ligar esta ETAR ao mar, que obviamente tem uma capacidade de renovação bastante superior e onde o impacto da libertação dos efluentes depois de tratados seria menor do que na lagoa, onde são actualmente despejados através da Vala de Maceda (Loureiro e Sá, 1995). Para além dos efluentes industriais, são também libertados nestas linhas de água, efluentes domésticos. A margem esquerda da parte terminal da Vala de Maceda é usada como vazadouro de entulhos e lixos, assim como as margens da própria lagoa, o que acaba por afectar a qualidade da água, pois a infiltração destes resíduos no solo rapidamente atinge os lençóis freáticos subjacentes, bem como, directamente, a lagoa. Estas descargas provocam o rápido assoreamento da Barrinha de Esmoriz, que é ainda agravado pela existência de uma língua de areia que a isola do oceano, apenas ultrapassada nas marés vivas (Fidalgo, 1990).

A recuperação desta zona, que está classificada, nos planos directores dos municípios envolvidos, como Reserva Ecológica Nacional, passa por uma actuação ao nível da bacia hidrográfica, já que está intimamente dependente dos cursos de água que a ela afluem. (CCRN, 1987).

1.1.2 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE ESMORIZ E CORTEGAÇA

O desenvolvimento acelerado e incontrolado das actividades económicas e o crescimento demográfico, não foram acompanhados pela construção equilibrada de infra-estruturas de saneamento básico, o que resultou numa crescente poluição hídrica. Face a este problema, as estações de tratamento de águas residuais (ETAR) assumem um papel muito importante.

1.1.2.1. Características gerais da lagunagem

Sendo a ETAR de Esmoriz e Cortegaça uma estação de tratamento por lagunagem apresenta uma série de características comuns a todos as outras estações deste tipo, que se passam a descrever nesta secção.

Segundo Metcalf & Eddy (1991) e Linsley *et al* (1992) podem-se utilizar vários processos no tratamento das águas residuais: processos físicos, em que predominam as forças físicas que removem a maioria dos sólidos em suspensão; processos químicos, em que se utilizam compostos químicos que permitem a conversão e eliminação dos contaminantes; processos biológicos, em que a remoção dos contaminantes é feita pela actividade de microorganismos. Estes processos integram diversos métodos de tratamento:

- tratamento preliminar: consiste na remoção dos sólidos de maiores dimensões e envolve operações físicas;
- tratamento primário: esta fase pretende remover os sólidos sedimentáveis e a matéria orgânica presente na água residual, tendo como principal objectivo a redução dos mesmos, para se poder passar ao tratamento secundário; envolve principalmente processos físicos (Metcalf & Eddy, 1991);
- tratamento secundário: envolve, fundamentalmente, processos biológicos, onde microorganismos actuam sobre a água residual com o objectivo de coagular e remover os sólidos coloidais não sedimentáveis, e de estabilizar e reduzir a quantidade de matéria orgânica biodegradável (Metcalf & Eddy, 1991);

- tratamento terciário : consiste na remoção de substâncias suspensas e dissolvidas que permaneceram no efluente após o tratamento secundário, como matéria orgânica, sólidos suspensos, substâncias tóxicas ou certos nutrientes como o azoto e o fósforo; envolve processos fisicos e químicos(Metcalf & Eddy, 1991).

A lagunagem é um processo que termina num tratamento secundário, que combina vários tipos de lagoas que funcionam em série. No processo clássico, empregam-se as lagoas de estabilização: anaeróbias, facultativas e aeróbias. Esta sequência pode variar consoante o grau de tratamento exigido.

1.1.2.1.1. Lagoas de estabilização – terminologia

De acordo, com a terminologia proposta por (Gloyna, 1972), o termo lagoa de estabilização designa todo e qualquer reservatório, ou sistema de reservatórios, que se destina ao tratamento biológico das águas residuais. As lagoas podem ser classificadas, de acordo com as reacções biológicas predominantes, em (Metcalf & Eddy, 1991; Linsley *et al*, 1992; Oliveira, 1995):

- **Lagoas de estabilização anaeróbia**: destinam-se ao pré-tratamento dos efluentes, ocorrendo decantação de lamas, depuração da matéria orgânica e remoção significativa de metais pesados. O tempo de retenção varia de 1 a 7 dias. Apresentam profundidades entre os 2,5 m e os 4 metros.

- **Lagoas de estabilização aeróbia:** a quantidade de oxigénio dissolvido é suficiente para garantir que o meio se encontre em aerobiose. Possuem profundidades de cerca de 1 a 1,5 metros. Podem ser subdivididas em :

  - Lagoas fotossintéticas de alta carga – possuem a camada superficial sobresaturada em oxigénio durante a maior parte do dia, o que se traduz na produção de uma quantidade muito elevada, de bactérias, algas e outros microorganismos, que constituem uma eventual fonte de biomassa. Apresentam uma produção primária extremamente elevada.

- **lagoas de maturação** – encontram-se em aerobiose total, garantida pelas algas e pelo processo de arejamento superficial. Destinam-se ao "polimento" dos efluentes, ou seja, diminuição do teor em sólidos suspensos, remoção de compostos azotados e fosfatados e destruição de organismos patogénicos. Os tempos de retenção variam de 18 a 20 dias.

- **Lagoas de estabilização facultativa** – apresentam três zonas diferenciadas, quanto à concentração de oxigénio dissolvido. Uma zona superior aeróbia, devido à presença de rearejamento superficial e à actividade fotossintética das algas; uma camada onde as condições podem ser de aerobiose durante o dia (em consequência da fotossíntese) e de anaerobiose durante a noite; uma zona anaeróbia inferior, onde predomina a actividade decompositora das bactérias, e que engloba os sedimentos do fundo. Os tempos de retenção variam de 7 a 15 dias. Apresentam profundidades médias de 1,5 a 2,5 metros.

1.1.2.1.2. O biota das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização constituem ecossistemas aquáticos artificiais, de características parcialmente controláveis, mas dependentes, em larga medida, das condições ecológicas da região, como a temperatura, o vento (nas lagoas de arejamento natural), a insolação, e de diversos factores bióticos, como a abundância de algas e de bactérias, a predação, o parasitismo e a quantidade de matéria orgânica tratada (Oliveira, 1995). Estas lagoas constituem assim o habitat de um grande número de organismos interactuantes como bactérias, algas, zooplancton, macrófitas, peixes, fungos e vírus.

O fitoplancton constitui o nível dos produtores e os decompositores encontram-se representados por bactérias e outros organismos bênticos e detritívoros. As algas constituem uma das principais fontes de oxigénio nas lagoas, devido à sua capacidade fotossintética, permitindo, assim, que a decomposição da matéria orgânica, realizada pelas bactérias, se faça em condições de aerobiose. Deste processo resulta dióxido de carbono, água, amónia e fosfatos, que são essenciais ao crescimento das algas. (Calvo, 1995; Oliveira, 1995). Por outro lado, essas bactérias vão ser também beneficiadas pela matéria orgânica sintetizada pelas algas, que, após a sua morte, se deposita no fundo, servindo de substrato para o desenvolvimento dos organismos heterotróficos. Um aspecto relevante a assinalar é o facto de as algas isoladas apresentarem uma

fraca decantabilidade. Pelo contrário, em culturas mistas, de algas e bactérias, estas ao fixarem-se na superfície das algas, originam flocos, análogos aos das lamas activadas, que apresentam uma elevada decantabilidade (Oliveira, 1995). Os produtos resultantes da excreção dos microrganismos, as partículas em suspensão, certas células microbianas e algum material vivo depositam-se no fundo, constituindo uma camada de lama onde se desenvolve uma microflora anaeróbia e uma microfauna relativamente pobre, ocorrendo fenómenos de fermentação, com produção de metano e sulfuretos aquando da redução de sulfatos (Calvo,1995).

"As **algas** mais frequentes neste tipo de lagoas pertencem aos grupos das Cyanophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Chrysophyceae. Incluem espécies bênticas, epífitas e planctónicas" (Pietrasanta & Bondon, 1994).

"Nas Cyanophyceae os géneros fitoplanctónicos mais comuns são *Oscillatoria*, *Anabaena* e *Anacystis* e nas Chlorophyceae destacam-se as *Chlamydomonas* e *Pandorina*. Nas Euglenophyceae predominam os géneros planctónicos *Euglena* e *Phacus* e nas Bacillariophyceae os géneros *Navicula* e *Nitzschia*. Nas lagoas de estabilização, aeróbias e facultativas, são dominantes as Chlorophyceae não flageladas, nomeadamente os géneros *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Actinastrum* e *Micractinium*" (Oliveira, 1995).

Nestas lagoas as populações de microalgas sucedem-se ao longo do tempo. Na primavera predominam as Chlorophyceae flageladas. No início do Verão, final da Primavera, desenvolvem-se géneros como *Euglena*, *Chlorella* e *Scenedesmus*, que mais tarde vão dando lugar às Cyanophyceae. No Outono estão presentes as Bacillariophyceae em quantidades apreciáveis. (Pietrasanta & Bondon, 1994).

"Em condições limitantes de intensidade luminosa, alguns organismos fitoplanctónicos podem ter, não só um crescimento autotrófico, mas também um crescimento heterotrófico, isto é, assimilarem moléculas orgânicas simples, tais como, aminoácidos, ureia, acetatos e açucares simples, removendo estes compostos das águas residuais e aumentando assim a eficiência do processo de tratamento. Nestes casos a fotossíntese e a respiração predominam alternadamente" (Abeliovich *et al*, 1978).

As **bactérias** mais usualmente encontradas nas lagoas de estabilização, pertencem aos géneros, *Acromobacter, Pseudomonas e Flavobacterium*. No caso de as lagoas tratarem esgotos domésticos, junta-se a estas uma pequena percentagem de bactérias patogénicas, que incluem os

coliformes e esporos do género *Bacillus* (Oliveira, 1995). Estas bactérias são responsáveis por numerosas doenças, incluindo a febre tifóide, a cólera e a desinteria.

As bactérias aeróbias transformam a matéria orgânica em matéria mineral, na presença do oxigénio. As bactérias do ciclo do azoto realizam a nitritação (salientando-se os géneros *Nitrosomonas*, *Nitrosobacter*, *Nitrosococcus* e *Nitrosospima*) e a nitrificação (realizada por bactérias do género *Acromobacter)*. As bactérias anaeróbias, que são essencialmente metanogénicas, realizam a mineralização da matéria orgânica ao nível dos sedimentos (destacam-se os géneros *Metanobacterium* e *Metanococcus*).

Segundo Calvo (1995), no efluente tratado, a mortalidade para coliformes e estreptococos fecais pode alcançar, de um modo geral, os 95 a 99%, quando a gestão das lagoas de estabilização é correcta e para temperaturas óptimas entre 17°C e 26°C. Esta mortalidade resulta da predação levada a cabo por protozoários e crustáceos, da acção de bacteriófagos específicos, da competição pelo alimento, da acção bactericida da radiação ultravioleta, de tempos de retenção elevados, da presença de substâncias tóxicas, tais como alguns sais dissolvidos ou substâncias libertadas pelas algas, do aumento da temperatura e da adsorção nos sólidos em suspensão com subsequente sedimentação (Piétrasanta & Bondon, 1994; Oliveira, 1995).

A população **zooplanctónica** é constituída por uma grande diversidade de organismos, nomeadamente, protozoários, rotíferos, crustáceos e anelídeos. Estes organismos actuam como predadores das bactérias e do fitoplancton, ou como detritívoros, diminuindo a matéria orgânica em suspensão na lagoa.

Os protozoários pertencem aos grupos dos sarcomastigofora e dos ciliados. Contribuem para a remoção da matéria orgânica em suspensão na lagoa devido á sua capacidade de absorção/adsorção e de metabolização de alimentos sólidos.

Os rotíferos são estritamente aeróbios e alimentam-se de algas, bactérias e de algumas partículas de matéria orgânica de reduzidas dimensões.

Os crustáceos são de pequenas dimensões, aeróbios e alimentam-se de algas e bactérias. Os géneros mais comuns são *Daphnia* e *Cyclops* (Oliveira, 1995).

Os anelídeos e as larvas de insectos desenvolvem-se, geralmente, na vasa. São aeróbios e metabolizam a matéria orgânica que não é tão facilmente degradada pelos outros organismos. Têm um papel mais importante na fase de clarificação do efluente, do que, propriamente, na fase de purificação, devido à sua capacidade de reduzir as concentrações algais por processos de

predação. Destacam-se os anelídeos do género *Tubifex* e as larvas da família *Chironomidae* (Oliveira, 1995).

As **macrófitas** podem assumir uma importância muito grande na obtenção de um efluente final de qualidade superior.

Nalguns países asiáticos, e também nos estados Unidos, tem sido utilizado o jacinto de água (*Eichhornia crassipes*), para conseguir a redução dos nitratos e fosfatos, para a fixação do potássio e, também, para a absorção de metais pesados. A biomassa proveniente desta planta tem sido utilizada em alguns países, como por exemplo em Portugal, para a alimentação animal, para o fabrico de fertilizantes por compostagem e para a produção de biogás (Oliveira, 1995).

A utilização de **peixes** nas lagoas de maturação tem por fim conseguir uma remoção das microalgas e da matéria orgânica em suspensão, através de um processo biológico de predação, de modo a obter um efluente com menor CBO5 e, especialmente, com menor quantidade de matérias em suspensão. As carpas são os peixes mais vulgarmente utilizados.

Os **fungos**, como organismos não fotossintéticos, só são relevantes, neste tipo de lagoas, em casos particulares de pH relativamente baixo (Oliveira, 1995). Implantam-se na matéria orgânica em decomposição, degradando os hidratos de carbono e os produtos azotados.

Entre os **vírus** que se podem encontrar nestas lagoas, pode referir-se o da poliomielite e o da hepatite infecciosa (Piétrasanta & Bondon, 1994; Oliveira, 1995). Segundo Calvo (1995) é possível encontrar no efluente tratado vírus entéricos com alguma frequência.

1.1.2.1.3. Vantagens / Desvantagens da lagunagem

As vantagens deste processo quando comparado com outros são (Piétrasanta & Bondon, 1994; Oliveira, 1995):

- eficiência de remoção da matéria orgânica idêntica, ou mesmo superior, à de alguns processos convencionais;

- eficiência de remoção de microrganismos patogénicos, bastante superior à dos processos convencionais;
- grande capacidade de tolerância a sobrecargas temporárias;
- custo de instalação e de exploração bastante mais baixo que o dos processos convencionais;
- possibilidade de valorização da biomassa planctónica ;
- possibilidade de reutilização do efluente tratado, nomeadamente na rega ou na recarga de aquíferos.

As desvantagens deste processo relacionam-se com (Piétrasanta & Bondon, 1994; Oliveira, 1995):

- grandes superfícies de terreno para a sua instalação;
- elevadas concentrações em sólidos suspensos nos seus efluentes (podem atingir 0,2 Kg/m3), devido a quantidades apreciáveis de algas, podendo prejudicar a qualidade do meio receptor;
- ocorrência pontual de cheiros desagradáveis e possível proliferação de mosquitos, ou de outros insectos.

1.1.2.2. Caracterização da ETAR de Esmoriz e Cortegaça

Os dados referentes a esta ETAR, que a seguir se mencionam, foram obtidos por consulta do seu projecto de execução, efectuado pela Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (I.H.R.H., 1987). Assim os dados e o texto retirados desta publicação não serão sucessivamente assinalados.

A construção de uma ETAR que servisse as freguesias de Esmoriz e Cortegaça teve como base uma série de razões: a presença de unidades industriais cujos efluentes não tratados eram conduzidos à Barrinha de Esmoriz; a presença desta Barrinha, património que importava preservar e que era bastante afectado por essas descargas; a existência de uma rede de colectores já instalada que importava pôr em funcionamento e rentabilizar; a proximidade de zonas balneares (Praia de Esmoriz e Cortegaça) com grandes potencialidades de desenvolvimento

futuro; a existência de vastas áreas florestais disponíveis, com terrenos planos e de natureza arenosa.

A ETAR de Esmoriz e Cortegaça faz a depuração dos efluentes urbanos e industriais da zona de Cortegaça e de Esmoriz, sendo o efluente final lançado para a Vala de Maceda. Estas freguesias estão dotadas de um sistema de drenagem do tipo separativo, que serve a quase totalidade das suas populações. As águas dão entrada na ETAR através de colectores, ramais domiciliários, emissários e sistemas elevatórios. Existem zonas, nestas freguesias, onde se considerou não ser economicamente razoável prolongar a rede de colectores, pelo que, se optou pela construção de fossas sépticas.

A ETAR de Esmoriz e de Cortegaça, foi projectada para um período de tempo de 20 anos, admitindo-se como horizonte do projecto o ano de 2007. Ocupa uma área aproximada de 12 hectares. É constituída por uma câmara de grades; por um desarenador para remover as areias; por uma estação elevatória, com um poço de bombagem, onde se concentram os efluentes e se regulariza o caudal e por duas linhas de lagoas em paralelo, cada uma das quais composta por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa de facultativa e uma lagoa de maturação (figura 2.2.). Cada linha serve uma população equivalente a 12 500 habitantes.

O dimensionamento das lagoas foi efectuado com base em critérios apropriados para zonas temperadas:

- Lagoa anaeróbia - com uma forma aproximadamente circular e com uma profundidade de 3 metros, comporta um volume de 3201 m^3 onde a água a tratar é retida durante 2 a 3 dias ocorrendo sedimentação das lamas e alguma depuração biológica;
- Lagoa facultativa – com uma configuração alongada, corresponde a uma grande superficie de água, comportando um volume útil de 19500 m3, com uma profundidade média de 1,5 metros, onde a água vai permanecer por um período aproximado de 14 dias, ocorrendo uma decomposição acentuada de matéria orgânica por acção de microrganismos;
- Lagoa de maturação com o mesmo volume, forma e dimensões das lagoas facultativas, pretende aumentar a qualidade da água tratada, ocorrendo a desinfecção do efluente final de um modo natural. Nesta lagoa faz-se a criação de peixes, nomeadamente carpas, quer com o objectivo de monitorizar a qualidade do efluente

final, no que diz respeito à presença de substâncias tóxicas resultantes do lançamento não autorizado na rede de drenagem, quer com o objectivo de reduzir a quantidade de matérias vegetais presentes no efluente final.

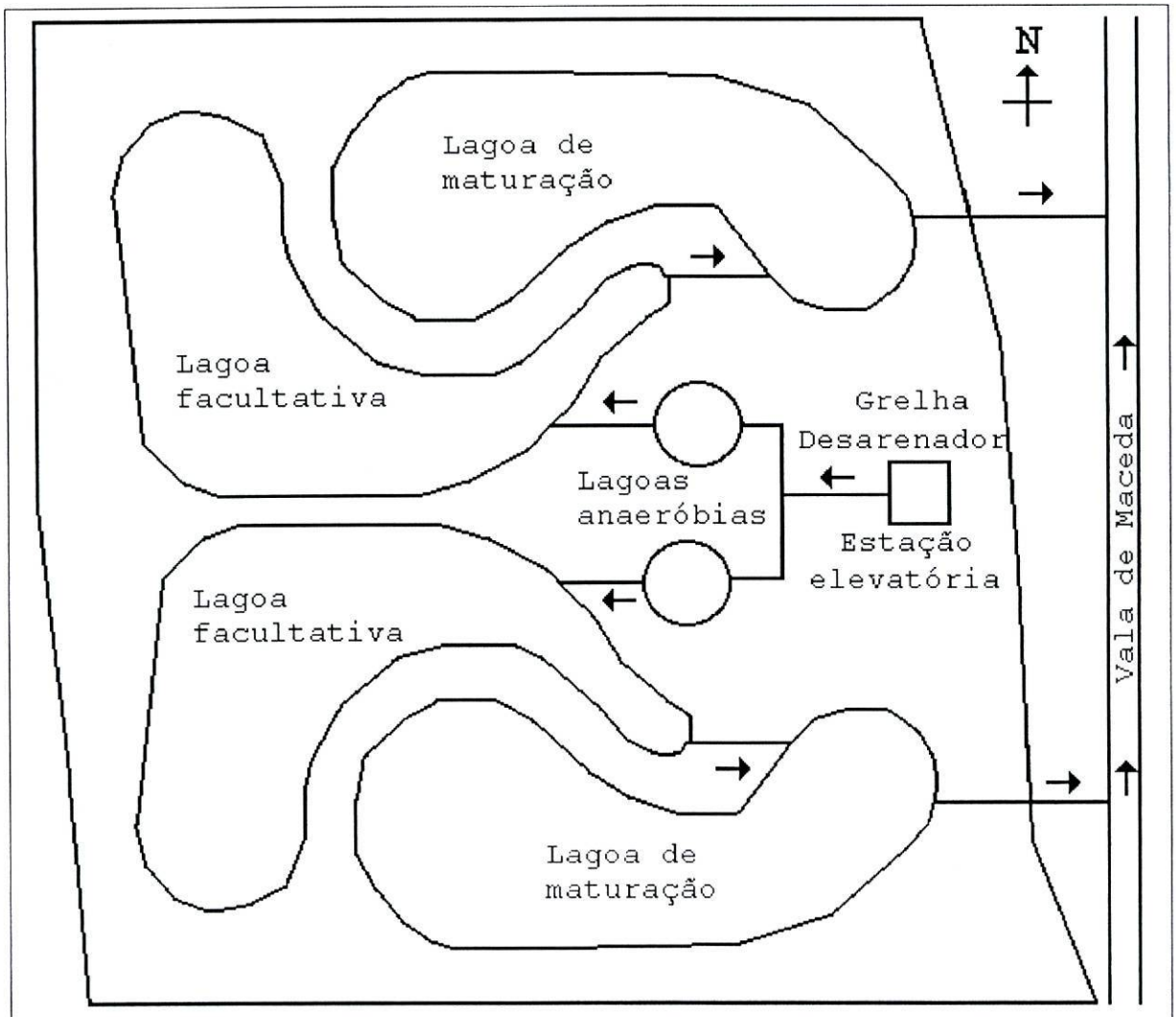

Figura 1.2. Planta da estação de tratamento de águas residuais de Esmoriz e Cortegaça

As lagoas facultativas e de maturação apresentam uma paliçada central, em madeira, que obriga o liquido a movimentar-se, garantindo um funcionamento hidráulico do tipo "plug-flow", que conduz a rendimentos particularmente elevados em termos de CBO_5 e de coliformes. Desta forma evitam-se problemas derivados da grande superfície das lagoas, tais como, a ocorrência de ondas provocadas pelo vento, que poderiam danificar os taludes, a possível ocorrência de "curto-circuitos", isto é, o transporte muito rápido, do ponto de entrada ao de saída, de uma porção do

líquido descarregado, enquanto que a porção restante entraria em putrefacção, originando uma zona designada morta.

O transporte das águas residuais entre as lagoas é efectuado por gravidade, sendo estas lançadas a uma distância razoável das margens, para impedir a obstrução do canal de saída com a deposição de lamas e para facilitar a homogeneização do afluente com a água já existente na lagoa receptora.

Dado que sob o ponto de vista geológico o solo é constituído fundamentalmente por areias, possibilitando infiltrações consideráveis, as lagoas encontram-se revestidas com solo argiloso fortemente compactado, tanto nos fundos como nos taludes e cobertas com tela de lona impermeável.

A remoção das lamas sedimentadas deverá ser feita periodicamente, cada 4 ou 5 anos, sendo possível a sua deposição em terrenos agrícolas ou em zonas florestais, dado que se encontram bastante mineralizadas.

Estima-se que o rendimento das lagoas anaeróbias e facultativas, em termos de remoção de CBO_5, atinja os 60% no Verão e os 50% no Inverno. A concentração de coliformes fecais no esgoto doméstico foi estimada em $4x10^7$/100ml e é aproximadamente nula nos efluentes industriais. Prevê-se que, no Verão, o efluente final tenha uma concentração de coliformes fecais muito provavelmente inferior a 100/100ml, o que permite o lançamento do mesmo na Barrinha de Esmoriz sem fazer perigar a saúde pública, mesmo no caso da utilização desta para fins balneares.

1.2. OS FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS DOS SISTEMAS LÓTICOS

As águas dos rios contêm uma grande variedade de substâncias dissolvidas e suspensas, incluindo matéria orgânica, iões, nutrientes, gases e metais. Muitos factores contribuem para a variação na composição química das suas águas, que se verifica de local para local, destacando-se a água da chuva, a natureza geológica dos terrenos que atravessa e a interferência das actividades humanas. Por outro lado, as águas correntes apresentam uma série de características físicas que

influenciam os seres vivos residentes, sendo a velocidade da corrente, o substrato e a temperatura essenciais para se poder compreender o funcionamento de um ecossistema lótico (Allan, 1995).

Os factores físico-químicos considerados neste trabalho foram escolhidos tendo em conta a sua relevância para os objectivos do trabalho e a sua relação custo-benefício. Assim foram determinados os seguintes parâmetros:

1.2.1. Profundidade

É importante na determinação da dinâmica das várias comunidades bióticas e na compreensão das diferenças entre alguns dos pontos estudados. Condiciona outros factores como o pH, a temperatura e a quantidade de oxigénio, que diminuem com o aumento da profundidade, ou a concentração de dióxido de carbono e a sedimentação, que aumentam com a profundidade (Calvo, 1999).

1.2.2. Velocidade da corrente

A velocidade da corrente representa, talvez, o factor ecológico mais importante que afecta os organismos aquáticos. Condiciona a comunidade biótica, quer indirectamente, devido à sua influência sobre certos factores abióticos, como, a temperatura, a difusão dos gases, os sólidos suspensos e o tipo de substrato; quer directamente, na medida em que, entre outros factores, determina o tempo de residência das comunidades planctónicas e o tipo de animais que compõe as comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

A direcção do fluxo de água não é estritamente paralela (Margalef, 1983), variando com a fricção da água no fundo e margens, com a sinuosidade do rio e com a presença de obstáculos, que são factores que afectam a velocidade da corrente (Allan, 1995). Esta diminui com a profundidade, sendo praticamente nula junto ao substrato e atingindo valores mais elevados nos locais onde se verifica pouca fricção, geralmente, no centro do curso de água e à superficie.

1.2.3. Temperaturas do ar e da água

As temperaturas do ar e da água constituem factores ecológicos determinantes no funcionamento de qualquer sistema aquático, tanto no que se refere aos restantes factores abióticos como ás comunidades bióticas. Além disso, juntamente com a luz, têm um papel importante na determinação dos ritmos sazonais que caracterizam os ecossistemas aquáticos.

A temperatura da água é uma medida da intensidade do calor armazenado num dado volume de água (Wetzel, 1993). A entrada de calor para os rios faz-se por vários processos: absorção directa da radiação solar (geralmente a fonte dominante), transferência de calor do ar atmosférico, condensação do vapor de água à superfície da água, transferência de calor dos sedimentos para a água e transferência de calor de fontes terrestres, via precipitação, escorrência superficial, afluentes e entradas de água subterrânea. Por outro lado, os rios perdem calor por condução específica deste para a atmosfera, por evaporação e, em menor grau, para os sedimentos.

A temperatura da água dos rios varia sazonalmente. Esta mudanças sazonais seguem um padrão próximo das mudanças da temperatura do ar, excepto no Inverno, em que a temperatura da água não arrefece tão rapidamente como a temperatura do ar, e na Primavera, em que a temperatura do ar sobe mais rapidamente do que a da água (Allan, 1995). É de salientar que as oscilações da temperatura da água são menores do que as da temperatura do ar, pois o elevado calor específico da água, assim como o seu elevado calor latente de evaporação, são propriedades que conduzem à conservação de calor pela água, gerando um ambiente muito mais estável do que o encontrado em condições terrestres (Wetzel, 1983).

Os rios apresentam também flutuações diárias da temperatura. Isto verifica-se, principalmente, nos pequenos cursos de água, especialmente se não se encontrarem em locais ensombrados, devido às oscilações da temperatura do ar, ocorridas entre o dia e a noite e devido à absorção da radiação solar durante o dia (Allan,1995). Quanto mais profundo é um rio menores são as variações diurnas da temperatura. A temperatura varia também ao longo do curso dos rios: quanto mais nos afastamos da nascente mais aumenta a temperatura , tornando-se próxima da temperatura do ar (Hynes, 1970).

1.2.4. Sólidos suspensos

Todos os cursos de água apresentam sólidos em suspensão que, normalmente, apresentam concentrações baixas, não interferindo com as comunidades bióticas,. Valores elevados, ao contrário, afectam, entre outros factores, o arejamento, a penetração da luz, a fotossíntese e, consequentemente, as comunidades fitoplanctónicas, provocando assim alterações ao longo das cadeias alimentares.

1.2.5. Condutividade

Este parâmetro indica-nos a capacidade de uma solução aquosa para transportar a corrente eléctrica. Esta capacidade depende, entre outros factores, da presença de iões, da sua concentração total, da sua mobilidade e valência, da temperatura, etc. (APHA, 1992). Permite avaliar rapidamente, embora aproximadamente, a mineralização da água e seguir a sua evolução (Rodier, 1984). De uma maneira geral a condutividade cresce de montante para jusante dos cursos de água, sendo as diferenças tanto mais significativas quanto mais fraca for a mineralização inicial (Formigo, 1997). Pode-nos dar alguma indicação sobre a poluição das águas, já que águas muito poluídas apresentam normalmente valores de condutividade muito elevados.

1.2.6. Dureza

A dureza de uma água depende do conteúdo de sais de cálcio e magnésio, em grande parte combinados com o bicarbonato e o carbonato (dureza temporária) e com sulfatos, cloretos e outros aniões de ácidos minerais (dureza permanente) (Wetzel, 1993). É correntemente expressa como a soma de iões cálcio e magnésio, em mg/l de carbonato de cálcio.

A dureza é influenciada pela natureza geológica dos terrenos. As águas provenientes de terrenos calcários podem ter durezas muito elevadas; as águas provenientes de terrenos metamórficos ou xistosos têm durezas muito baixas. As águas ditas duras (concentrações

superiores a 150 mg/l $CaCO_3$) podem perturbar o desenvolvimento normal das comunidades aquáticas.

A dureza total pode estar relacionada com a poluição dos cursos de água, na medida em que a solubilidade do carbonato de cálcio é aumentada na presença de proteínas ou de ácidos fracos, resultantes da oxidação parcial da matéria orgânica, ou inversamente, quando os efeitos tóxicos de certos constituintes metálicos, como o zinco e o chumbo, sobre os peixes, são atenuados nas águas fortemente mineralizadas (Nisbet & Verneaux, 1970).

1.2.7. pH

Este parâmetro mede o carácter ácido ou básico de uma solução, ou seja a quantidade de iões H^+, expressa como $-\log [H^+]$ (APHA, 1992). O pH das águas naturais é determinado, em grande parte, pela interacção dos iões H^+, provenientes da dissociação de H_2CO_3, com os iões OH^-, produzidos durante a hidrólise do bicarbonato.

As variações de pH dependem de vários factores, tais como, a actividade fotossintética, a velocidade da corrente, as espécies iónicas presentes e a constituição geológica da bacia hidrográfica, influenciando outros factores ecológicos, abióticos e bióticos.

O pH das águas naturais está ligado à natureza dos terrenos atravessados. As águas muito calcárias têm um pH elevado e as provenientes de terrenos pobres em calcário, ou siliciosos, têm um pH mais baixo (Rodier, 1984). Encontram-se valores baixos de pH em águas ricas em matéria orgânica dissolvida. Na generalidade, os valores de pH encontrados nas águas naturais estão compreendidos entre 6,6 e 7,8 (Nisbet & Verneaux, 1970).

1.2.8. Alcalinidade

A alcalinidade de uma água é a sua capacidade de neutralizar ácidos. Como a alcalinidade de muitas águas superficiais é, sobretudo, função dos carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos (e menos frequentemente, nas águas interiores, dos boratos, dos silicatos e dos fosfatos), é tida como uma indicação da concentração destes constituintes (APHA, 1992).

A alcalinidade total, definida como a quantidade de miliequivalentes de ácido necessária para neutralizar os iões hidroxilo, carbonato e bicarbonato num litro de água, dá-nos indicações sobre o grau de oxidação dos compostos orgânicos, quer no caso das águas residuais, quer no caso de zonas particulares, como ribeiros de floresta ou originários de turfeiras carregadas de matérias húmicas.

As variações de alcalinidade devem aproximar-se das variações dos parâmetros que medem o grau de mineralização, como a condutividade e da concentração em anidrido carbónico (pH).

1.2.9. Oxigénio dissolvido

O oxigénio dissolvido é essencial ao metabolismo respiratório da maior parte dos organismos aquáticos, afectando a solubilidade e a disponibilidade de muitos nutrientes e, portanto, a produtividade dos ecossistemas aquáticos.

A dinâmica da distribuição do oxigénio nos rios é governada por um equilíbrio entre as entradas da atmosfera e da fotossíntese, e as perdas devidas às oxidações químicas e bióticas. A solubilidade do oxigénio na água é afectada pela temperatura, pela respectiva pressão parcial na atmosfera e pela velocidade da corrente. Existe uma relação inversa entre a temperatura e solubilidade do oxigénio na água, que diminui quando a temperatura aumenta. A turbulência provocada pela velocidade da corrente também acelera a difusão do oxigénio (Margalef, 1983).

Geralmente o oxigénio dissolvido não constitui um factor limitante dos cursos de água não poluídos, encontrando-se, frequentemente, concentrações próximas do ponto de saturação (Allan, 1995). No entanto, em certas circunstâncias, que envolvem factores biológicos e físicos, o oxigénio pode ser um factor limitante. A presença de vegetais, matérias orgânicas oxidáveis e organismos, bem como perturbações nas trocas entre a água e a atmosfera (por exemplo, devido à presença de detergentes ou de hidrocarbonetos), podem provocar variações na concentração de oxigénio dissolvido. A decomposição da matéria orgânica pode originar a depleção do oxigénio, principalmente em águas poluídas e com pouca corrente. Neste tipo de águas podem-se encontrar, no Verão, concentrações inferiores a 1 mg/l e percentagens de saturação próximas de zero (Nisbet & Verneaux, 1970).

Podem também ocorrer variações na concentração de oxigénio dissolvido entre o período diurno e nocturno (Hynes, 1970; Margalef, 1983; Rodier, 1984), ocorrendo os valores mais

elevados durante o dia, pois embora a temperatura seja mais elevada, o efeito da fotossíntese é maior. Isto acontece particularmente em cursos de água poluídos, com muita matéria orgânica, que levam a um crescimento algal considerável, mesmo na presença de baixas concentrações de oxigénio (Hynes, 1970).

Verificam-se também variações sazonais na concentração de oxigénio dissolvido. No Outono, a quantidade de oxigénio dissolvido é inferior à do Inverno, o que se deve, provavelmente, à queda das folhas e sua subsequente decomposição. Na Primavera, devido ao aumento da fotossíntese, aumenta a concentração de oxigénio dissolvido, podendo ocorrer sobresaturação. No Verão, esta diminui novamente, devido ao aumento da temperatura" (Hynes, 1970).

1.2.10. Carência bioquímica do oxigénio (CBO_5)

Os valores de CBO_5, são um bom indicador da capacidade de autodepuração de uma água. Teoricamente, o CBO_5 é proporcional ao conteúdo da água em matéria orgânica biodegradável e, em certa medida e na ausência de inoculação, à quantidade de organismos vivos que asseguram a depuração natural das águas, ou seja à autodepuração (Nisbet & Verneaux, 1970). É no entanto de referir que, muitas vezes, valores baixos podem ser resultantes de uma poluição química intensa e não de uma poluição orgânica, pelo que não deve nunca ser considerado como o único critério de avaliação da qualidade de uma água.

A técnica mede a quantidade de oxigénio utilizado durante o período de incubação (5 dias), para a degradação da matéria orgânica e para oxidar o material inorgânico, como por exemplo, os sulfuretos e as formas reduzidas de azoto (APHA, 1992).

1.2.11. Amónia, Nitritos, Nitratos

O azoto pode ocorrer dissolvido na água, sob a forma orgânica, como ureia, ácido úrico e aminoácidos e sob a forma inorgânica, como, amónia, nitritos e nitratos. As principais fontes de azoto para os rios são a precipitação, a fixação biológica na água e nos sedimentos, a drenagem superficial e subterrânea e as actividades humanas, desde as descargas de lixo até ao uso de fertilizantes na agricultura. As perdas de azoto dão-se por desnitrificação bacteriana, com o

regresso subsequente à atmosfera, e por síntese de compostos orgânicos e inorgânicos que contêm azoto.

Os organismos autotróficos, as bactérias e os fungos assimilam preferencialmente a amónia. Esta volta ao meio através da excreção e da decomposição da matéria orgânica. A nitrificação e a desnitrificação levam a perdas de amónia, já que esta é convertida primeiro em nitratos e depois em azoto gasoso. A oxidação da amónia para nitratos, realizada pelas bactérias nitrificantes, ocorre em condições aeróbias, enquanto que, as bactérias desnitrificantes fazem a oxidação da matéria orgânica, em condições de anaerobiose, usando o nitrato como aceitador de electrões (Allan, 1995).

O azoto amoniacal é frequentemente encontrado na água e traduz, habitualmente, um processo de degradação incompleta da matéria orgânica (Rodier, 1984). Quando o oxigénio dissolvido é insuficiente para o processo autodepurador, o que acontece em águas ricas em matéria orgânica em decomposição, encontram-se valores elevados de amónia. Imediatamente a jusante de focos de poluição encontram-se, frequentemente, concentrações do ião amónio de 0,5 a 3 mg/l, enquanto que as quantidades de nitritos e nitratos são relativamente baixas. Mais para jusante os teores em azoto amoniacal diminuem e os de nitritos e nitratos aumentam (Formigo, 1997). Quando este processo autodepurador não se verifica, pode concluir-se pela existência de um estado crítico de poluição (Nisbet & Verneaux, 1970).

Os nitritos podem ser encontrados nas águas naturais, embora, geralmente, em baixas quantidades (Rodier, 1984). São provenientes, quer da oxidação incompleta da amónia (nitrificação incompleta), quer de uma redução dos nitratos (desnitrificação incompleta) (Rodier, 1984). Apenas permanecem em meios que não são suficientemente oxidantes, e a sua presença indica um estado crítico de poluição orgânica. No entanto, a ausência de nitritos não significa obrigatoriamente que as águas estejam isentas de poluição, pois é necessário que esse facto seja acompanhado de um teor normal em nitratos e de uma ausência quase total de iões amónia. (Nisbet & Verneaux, 1970).

Os nitratos, embora não possuam efeitos tóxicos directos podem, no entanto, originar nitritos, conduzindo a uma toxicidade indirecta (Rodier, 1984). A sua concentração varia segundo a estação do ano e a origem das águas, verificando-se normalmente um aumento á medida que nos afastamos da nascente. "Nos pequenos regatos, junto às nascentes, o teor em nitratos está frequentemente compreendido entre 0,05 e 0,2 mg/l, atingindo depois 1 a 2 mg/l à medida que cresce a distância à nascente e, correlativamente, o grau de trofia, na sequência de contribuições

exógenas e da acumulação de matérias orgânicas endógenas. As concentrações são sempre mais elevadas no Inverno." (Nisbet & Verneaux, 1970).

1.2.12. Fosfatos

O fósforo desempenha um papel muito importante no metabolismo. Comparado com outros macronutrientes, o fósforo é o menos abundante e, por isso, é frequentemente o primeiro elemento a limitar a produtividade biológica (Wetzel, 1993; Allan, 1995). A disponibilidade dos fosfatos é diminuída pela sua adsorção a colóides inorgânicos e a compostos particulados, bem como pelo facto do fósforo ser extremamente reactivo, formando compostos insolúveis (Wetzel, 1993). Pode ser encontrado nas águas naturais sob diferentes formas oxidadas: metafosfato (HPO_3), pirofosfato ($H_2P_2O_7$), e ortofosfato (H_3PO_4). Em águas superficiais, com pH compreendido entre 5 e 8, é quase só sob esta última forma que se encontram os fosfatos (Rodier, 1984).

A sua presença em águas naturais está ligada à natureza dos terrenos e à decomposição da matéria orgânica (Rodier, 1984). O doseamento dos ortofosfatos permite avaliar a importância de uma poluição urbana ou estimar o grau de trofia de um curso de água. A sua presença nas águas naturais em concentrações superiores a 0,1 ou 0,2 mg/l é indício de uma poluição por águas residuais, contendo fosfatos orgânicos e detergentes sintéticos, bem como por águas de escoamento superficial."(Nisbet & Verneaux, 1970). Têm um papel fundamental no desenvolvimento das algas e macrófitas, contribuindo para a eutroficação das águas.

1.3. FITOPLANCTON

Segundo a nomenclatura usual, todo o material particulado que se encontra suspenso na água forma o seston, no qual se pode distinguir uma parte viva, o plancton, e uma parte não viva, o tripton. (Margalef, 1983). O plancton pode definir-se como um conjunto de organismos pelágicos, cujos movimentos estão dependentes da corrente (Bougis, 1974). Segundo Strickland

(1960), o plancton pode ser dividido, consoante as suas dimensões em: macroplancton (superior a 500 μm), microplancton (entre 50 a 500 μm), nanoplancton (entre 10 a 50 μm) e ultraplancton (de 0,5 a 10 μm).

O fitoplancton é a parte fotossintética do plancton e é a base das cadeias alimentares que se estabelecem nos sistemas aquáticos (Moss, 1988). O termo euplancton é usado para referir as formas fitoplanctónicas que completam todo o seu ciclo de vida suspensas na água, enquanto que, as espécies fitoplanctónicas que passam uma parte do seu ciclo de vida nos sedimentos são denominadas por meroplancton (ex: *Melosira* e muitas Crysophyceae) (Round, 1981).

1.3.1. CARACTERÍSTICAS MORFO-FISIOLÓGICAS DO FITOPLANCTON

As formas fitoplanctónicas incluem-se no grupo das algas. Estas são caracterizadas por possuírem clorofila em todas as suas células, pela ausência de vasos condutores diferenciados, por uma diferenciação celular muito simples e por serem características de habitats aquáticos ou muito húmidos. São constituídas por formas unicelulares ou pluricelulares, solitárias ou coloniais, que se distinguem dos outros vegetais criptogâmicos pela sua organização relativamente simples.

As algas podem ser divididas, atendendo à coloração e reservas celulares, em seis grandes grupos: Cyanophyta, Rhodophyta, Chrysophyta, Pheophyta, Pyrrophyta e Chlorophyta (Bourrely, 1966). Seguidamente, serão descritas algumas das características dos grupos de algas que incluem formas fitoplanctónicas.

1.3.1.1. Chlorophyta

As clorófitas, ou algas verdes, constituem um grupo de algas muito diversificado, sendo quase todas de água doce. Conhecem-se cerca de 500 géneros e aproximadamente 8000 espécies (Hoek *et al*, 1995). Esta divisão inclui muitas formas unicelulares, solitárias ou coloniais, quer planctónicas, quer bênticas (que crescem presas a rochas ou a outras plantas). A maioria das espécies planctónicas pertence às ordens Volvocales e Chlorococcales da classe Chlorophyceae.

Podem ser unicelulares ou pluricelulares. Apresentam células flageladas, geralmente com dois flagelos, mas podem existir quatro ou mais. Têm plastos de cor verde, com clorofilas a e *b*. Apresentam carotenóides (α-caroteno, β-caroteno e γ-caroteno) e xantofilas (por exemplo, luteína e neoxantina). Como reserva polissacarídica possuem amido, sob a forma de grânulos.

Apresentam frequentemente reprodução assexuada, por divisão vegetativa. Possuem também reprodução sexuada, que é bastante diversificada.

1.3.1.2.Chrysophyta

São caracterizadas por terem cromatóforos castanhos, amarelos ou amarelo-esverdeado e não possuírem amido como substância de reserva. Dividem-se em três classes, descritas seguidamente.

1.3.1.2.1.Bacillaryophyceae

As Bacillaryophyceae, também designadas por diatomáceas, apresentam cerca de 250 géneros e 100 000 espécies (Hoek et al, 1995). Ocorrem no mar, na água doce, em estratos rochosos húmidos e no solo. No mar são responsáveis pela ocorrência de altas produtividades primárias. Nas águas doces também constituem uma parte importante do fitoplancton, sendo particularmente abundantes no início da Primavera, formando florescências, quando a água é rica em nutrientes (nitratos, fosfatos e silicatos) e a intensidade da luz favorece a fotossíntese.

Todas as espécies são unicelulares, solitárias ou coloniais. O citoplasma contém grandes vacúolos.

Os cromatóforos, amarelados ou castanho-dourado, contêm as clorofilas *a* e *c*, carotenóides (β-caroteno e ε-caroteno) e xantofilas (, por exemplo, fucoxantina, diadinoxantina e diatoxantina), que são particularmente abundantes nas espécies fitoplanctónicas (Bougis, 1974). A fucoxantina é o principal pigmento acessório.

A característica principal destas algas é a parede celular siliciosa, também designada por frústula, que se encontra ornamentada e é suficientemente característica para ser usada em taxonomia. Esta consiste em duas valvas sobrepostas ligadas por uma banda chamada cinta.

Apresentam reprodução vegetativa, que se dá normalmente à noite (Werner, 1977). A reprodução sexuada ocorre periodicamente, quando as células atingem uma dimensão mínima crítica, após várias divisões celulares no decurso da reprodução assexuada (Wetzel, 1983).

1.3.1.2.2. Chrysophyceae

As Crhysophyceae, também designadas por crisoficeas, possuem cerca de 200 géneros e 1000 espécies (Hoek *et al*, 1995). A maior diversidade de crisoficeas encontra-se nas águas doces de temperaturas baixas, embora se encontrem algumas espécies na água do mar.

Certas crisoficeas são constituintes importantes do fitoplancton, destacando-se as espécies unicelulares uniflageladas (por exemplo, as que pertencem aos géneros *Chromulina*, *Chrysococcus* e *Mallomonas*) que entram na constituição do nanoplancton e formas coloniais maiores (como, por exemplo, as dos géneros *Synura* e *Dinobryon)*.

A maioria das crisoficeas são unicelulares, algumas coloniais e raramente filamentosas. O número de flagelos, quando presente, varia de um a dois, normalmente de comprimento igual. Algumas espécies não possuem parede celular.

Apresentam plastos amarelos ou castanhos, que contêm as clorofilas *a* e *c*, carotenoídes (β-caroteno) e xantofilas (como fucoxantina, diatoxantina e diadinoxantina). A fucoxantina é o principal pigmento acessório.

Existem algumas espécies holozóicas, ou seja, que possuem a capacidade de ingerir partículas. Esta forma de nutrição surge, sobretudo, em organismos não flagelados, mas que possuem pseudópodes finos (Boorrelly, 1966; Margalef, 1983). Desenvolvem-se bem em águas em que a concentração de fósforo é muito baixa, devido à capacidade que possuem de o absorver quando este se encontra em concentrações reduzidas (Wetzel,1993). O desenvolvimento de muitas espécies parece estar associado a concentrações relativamente baixas de nutrientes (Margalef, 1983).

São características das águas oligotróficas, com pH ligeiramente ácido e temperaturas relativamente baixas, sendo pouco comuns em águas eutróficas. Uma das razões para a sua presença em águas oligotróficas é o facto de competirem com sucesso pelo fósforo quando este se encontra em condições limitantes. Por outro lado, a sua escassez em águas eutróficas durante a estação quente deve-se ao facto de não terem vantagens competitivas relativamente a outras

espécies e, além disso, serem bastante ingeridas pelas cladóceras (como algumas espécies dos géneros *Daphnia* e *Bosmina*), que são abundantes nas populações zooplanctónicas de Verão. Valores elevados de pH também não lhes são favoráveis porque a maioria do dióxido de carbono encontra-se disponível sob a forma de bicarbonato, enquanto que elas apenas o assimilam sob a forma de dióxido de carbono livre, que se encontra apenas em quantidades suficientes em águas com pH baixo (Hoek *et al*, 1995).

Apresentam reprodução vegetativa, por divisão longitudinal ou por esporos. Esporadicamente foi observada reprodução sexuada isogâmica (Bourrely, 1966; Margalef, 1983; Wetzel, 1983).

1.3.1.3. Cyanophyta

As Cyanophyta, também designadas por cianobactérias ou algas azuis, encontram-se entre os grupos de algas mais estudados. Conhecem-se cerca de 150 géneros e 2000 espécies (Hoek *et al*, 1995). Encontram-se nos mais diversos habitats, nas águas doces e marinhas, solos húmidos e mesmo glaciares, desertos e nascentes quentes. A maioria, no entanto, vive na água doce, sendo típicas de ecossistemas eutrofizados, onde se podem desenvolver em grandes densidades, formando as florescências ou "blooms".

Muitas das espécies de cianobactérias são planctónicas e vivem em cursos de água doce com pouca corrente. Pertencem à classe Cyanphyceae e às famílias cocóide, Chroococcaceae (destacando-se os géneros *Microcystis*, *Merismopedis*, *Aphanocapsa*, *Gomphosphae* e *Chrooccocus*) e ás famílias filamentosas, Oscillatoriaceae, Nostocaceae e Rivulariaceae. Destacam-se os géneros *Anabaena*, *Nodularia* e *Aphanizomenon*, pertencentes à família Nostocaceae, pela sua representatividade entre os planctontes dulciaquícolas, assim como *Oscillatoria*, *Lingbya* e *Shizothrix*, incluídos na família Oscillatoriaceae e o género *Gloetrichia*, da família Rivulariaceae (Bourrelly, 1970; Margalef, 1983; Wetzel, 1993).

As Cyanophyceae apresentam formas unicelulares, coloniais ou filamentosas. Em muitos aspectos assemelham-se às bactérias apresentando, tal como elas, uma estrutura celular procariótica, parede celular envolvida por mureína e reprodução por fissão binária. No entanto distinguem-se destas porque contêm clorofila *a*, localizada em tilacóides existentes no citoplasma, e utilizam a água como dador de electrões na fotossíntese. Efectivamente, as

cianobactérias são procariontes, estrutural e fisiologicamente, mas funcionalmente são como os restantes grupos fitoplanctónicos (Wetzel, 1983).

Possuem amido, como reserva, que se encontra sob a forma de grânulos, entre os tilacóides. As células possuem uma coloração que vai do azul-esverdeado ao violeta e que se deve aos pigmentos acessórios, ficocianina e ficoeritrina, que mascaram o verde da clorofila. Apresentam β-caroteno e xantofilas (como luteína, mixoxantina, mixoxantofila, osciloxantina e equinenona).

As cianobactérias produzem células diferenciadas que lhes são únicas – os heterocistos – que são os locais de fixação do azoto. Aparecem em todas as espécies filamentosas, excepto nas da família Oscillatoriaceae. Certas espécies que não produzem heterocistos podem também fazer a fixação do azoto (ex: *Gloeocapsa*), quando o ambiente é anaeróbio (Hoek *et al*, 1995). Existe uma interacção entre as células vegetativas e os heterocistos, que é um exemplo da separação estrutural de processos metabólicos (fotossíntese e fixação do azoto) em organismos relativamente simples. O carbono orgânico é transferido das células adjacentes para o heterocisto e utilizado como fonte de energia para a fixação do azoto; o azoto, na sua forma reduzida é transferido do heterocisto para as células vegetativas. Esta capacidade permite que as cianobactérias cresçam em locais onde há falta de nitratos e amónia, mas onde as concentrações de fósforo são elevadas, como acontece, por exemplo, em águas contaminadas com detergentes (Hoek *et al*, 1995).

Uma parte do sucesso das cianófitas deve-se ao facto de se desenvolverem em condições de pouca luz e de certas espécies (como as dos géneros *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* e *Anabaena*) possuírem vacúolos gasosos, que lhes permitem controlar a sua posição na coluna de água de forma a obterem as condições óptimas de luminosidade e também de nutrientes.

Muitas cianófitas produzem toxinas, responsáveis por doenças em animais e por intoxicações humanas. As espécies produtoras de toxinas pertencem aos géneros *Anabaena, Oscillatoria, Nodularia e Aphanizomenon*. (Carmichael, 1981).

Apresentam reprodução vegetativa por divisão longitudinal ou por esporos (Bourrely, 1966).

1.3.1.4. Pyrrophyta

Apresentam plastos castanhos, por vezes avermelhados ou azul-esverdeados. Têm amido, como polissacarídeo de reserva, que se encontra fora dos plastos (Bourrely, 1966). Dividem-se em três classes, que se descrevem seguidamente.

1.3.1.4.1. Cryptophyceae

As Cryptophyceae, também designadas por criptóficeas, são pequenas e de fácil identificação, incluindo cerca de 12 géneros, cerca de 100 espécies de água doce e 100 espécies marinhas (Hoek *et al*, 1995). Muitas vezes constituem uma fracção importante do nanoplancton, dominando na Primavera no mar do Norte e ocorrendo também nas águas doces da Antárctica.

As formas fitoplanctónicas de água doce constituem uma fracção importante do nanoplancton, pertencendo a maior parte às Cryptomonadineae, géneros *Rhodomonas* e *Cryptomonas*, e sendo particularmente abundantes nas águas frias (Marglef, 1983; Wetzel, 1983; Hoek *et al*, 1995). Podem atingir grandes densidades nos períodos mais frios e de fraca luminosidade.

A maioria das criptoficeas são formas unicelulares, flageladas e sem parede celular. A célula está envolvida por um periplasto, dividido em placas rectangulares ou poligonais, de natureza proteica. São achatadas dorsoventralmente e possuem uma invaginação na extremidade anterior, onde estão inseridos dois flagelos (raramente um ou quatro) de diferente tamanho.

Apresentam um ou dois cloroplastos por célula, que contém clorofilas *a* e *c* e uma variedade de pigmentos fotossintéticos acessórios como ficocianina, ficoeritrina, α-caroteno e E-caroteno, que mascaram a clorofila, conferindo à célula tonalidades que vão do verde oliva ao azul, vermelho ou castanho. Há criptoficeas incolores heterotróficas, como *Chilomonas* e *Leucocryptos*, que não contêm cloroplastos mas têm leucoplastos, sendo capazes de ingerir bactérias (Margalef, 1983).

Algumas criptoficeas têm a capacidade de migrar verticalmente ao longo da coluna de água, tal como muitos dinoflagelados, usando os seus flagelos .

Apresentam reprodução por divisão longitudinal (Wetzel, 1983).

1.3.1.4.2. Dinophyceae

Esta classe, também designada, usualmente, por dinoflagelados, possui cerca de 2000 espécies vivas e 2000 fósseis. Existem cerca de 130 géneros (Hoek *et al*, 1995).

Cerca de 90% das espécies são marinhas, estando pouco representadas nas águas doces. A maioria dos dinoflagelados são planctónicos, havendo algumas espécies bênticas. Predominam nas águas tropicais, onde se encontram ao longo de todo o ano, embora apareçam nas zonas polares e temperadas.

Quando as condições são favoráveis, as células de algumas espécies podem proliferar rapidamente formando florescências que conferem à superfície das águas uma cor avermelhada – "marés vermelhas". Algumas florescências são tóxicas para muitos organismos.

A maioria dos dinoflagelados são unicelulares flagelados (com dois flagelos desiguais), encontrando-se poucas formas filamentosas ou cocóides (Hoek, *et al* 1995). A maioria das formas possui parede celular, muitas vezes elaborada, que pode até possuir espinhos (ex: Peridiniales). Outras espécies não possuem parede celular (ex: *Gymnodinium*). Tanto numas como noutras, existe na superfície celular um sulco transversal e outro longitudinal, que são contínuos e alojam os flagelos, cujos movimentos geram correntes na água, permitindo uma débil locomoção e não deixando que se estabeleçam gradientes químicos à superfície da célula (Wetzel, 1983). Muitas espécies planctónicas possuem ornamentações, que lhes conferem formas bizarras e que aumentam a área de superfície das células. Estas formas são muitas vezes interpretadas como uma maneira de aumentar a fricção entre as células e a água de forma a diminuir o afundamento e a aumentar a quantidade de nutrientes à sua volta (Hoek et al, 1995).

Muitos dinoflagelados são heterotróficos (cerca de 50%) não apresentando cloroplastos. Mesmo algumas espécies fotossintéticas, são heterotróficas facultativas, sendo capazes fagocitar bactérias e algas planctónicas (Hoek *et al*, 1995). Os cloroplastos são, geralmente, castanhos, porque estão mascarados por pigmentos fotossintéticos acessórios, como o β–caroteno e xantofilas (como diadinoxantina, peridinina e dinoxantina) (Hoek *et al*, 1995). Os pigmentos principais são as clorofilas *a* e *c*. A principal reserva polissacarídica são os grãos de amido, também se encontrando reservas lipídicas.

Embora haja reprodução sexuada, predomina a reprodução assexuada (Margalef, 1983; Wetzel, 1983).

1.3.1.4.3. Euglenophyceae

As Euglenophyceae ou euglenófitas contêm cerca de 40 géneros, com mais de 800 espécies (Margalef, 1983; Hoek *et al*, 1995).

Crescem predominantemente em águas doces poluídas, pouco profundas, com muita matéria orgânica, podendo originar florescências. Existem poucas espécies planctónicas.

Quase todas as euglenófitas são unicelulares, com dois ou três flagelos que partem de uma invaginação da membrana celular. Não possuem parede celular distinta. A maioria é fotossintética e fagotrófica facultativa.

O cloroplasto contém clorofilas *a* e *b*, que conferem cor verde à célula. Apresentam pigmentos acessórios como β-caroteno, neoxantina, anteraxantina, equinenona e astaxantina (Hoek *et al*, 1995). As principais fontes de azoto são a amónia e compostos de azoto orgânico dissolvido (Wetzel, 1983).

A reprodução dá-se por divisão longitudinal.

1.3.2. ECOLOGIA DO FITOPLANCTON DOS SISTEMAS LÓTICOS

Até aos finais do séc. XIX, havia uma grande discussão sobre a existência de verdadeiras comunidades planctónicas nos cursos de água, embora fosse reconhecida, há muito tempo, a presença das mesmas. Foi sugerido que o fitoplancton encontrado nos rios resultaria de células libertadas pelo bentos, ou por represas ou lagos situados nas margens do rio, e que portanto não constituiria um verdadeiro potamoplancton. (Whitton, 1975; Belcher & Swale, 1979; Allan, 1995). Estas são, sem dúvida, as maiores fontes de fitoplancton dos rios. Nos pequenos cursos de água de grande corrente, o fitoplancton é apenas mero material em trânsito. No entanto, nos cursos de água de pouca corrente, com muitas macrófitas, e nos rios com uma considerável largura, o tempo de residência de uma massa de água é suficiente para que o plancton a possa colonizar e reproduzir-se (Allan, 1995). Nestas condições o fitoplancton e o zooplancton estão quase sempre presentes e podem desenvolver grandes populações.

Vários estudos realizados em cursos de água demonstraram que os grupos fitoplanctónicos mais representativos são o das Bacillariophyceae e Chlorophyceae (Chlorococcales e

Volvocales), sendo pouco frequentes espécies de Cyanophyceae (as mais comuns pertencem aos géneros *Microcystis* e *Anabaena*), Euglenophyceae (as mais comuns pertencem aos géneros *Euglena*, *Phacus* e *Trachelomonas*), Cryptophyceae e Chrysophyceae, formando populações consideráveis apenas em situações particulares (Round, 1981). As formas fitoplanctónicas mais frequentes pertencem ás Bacillariophyceae, nomeadamente aos géneros *Asterionella, Tabellaria, Fragilaria, Melosira, Cyclotella, Synedra, Nitzschia, Navicula, Diatoma e Surirella*. Durante o Verão, ou em massas de água quente, aparecem Chlorophyceae como *Scenedesmus, Ankistrodesmus* e *Pediastrum*, e uma grande variedade de formas flageladas como, *Cryptomonas, Mallomonas, Chlamydomonas, Trachelomonas, Euglena, Synura e Ceratium*. Frequentemente, quando a água é quente, podem também aparecer cianófitas como *Anacystis, Anabaena, Lyngbia* e *Aphanizomenon.*

Uma particularidade do fitoplancton dos rios é a presença de muitas formas coloniais e o facto de não haver grupos dominantes, embora, em situações particulares, certas espécies raras possam temporariamente tornar-se dominantes (Hynes, 1970; Round, 1981). Vários estudos mostraram a dominância de Crysophyceae e desmídeos em águas oligotróficas, enquanto que nas águas eutróficas dominavam as Cyanophyceae e Bacillariophyceae.

1.3.2.1. FACTORES ABIÓTICOS QUE CONDICIONAM O DESENVOLVIMENTO DO FITOPLANCTON

Os factores físico-químicos que afectam o desenvolvimento do fitoplancton das águas correntes são praticamente os mesmos dos sistemas lênticos, destacando-se a temperatura, a luz e os nutrientes. No entanto, de todos os factores abióticos, os que mais influenciam o fitoplancton são sem dúvida aqueles que estão condicionados pela velocidade da corrente.

O desenvolvimento das comunidades fitoplanctónicas dos cursos de água depende directamente do grau de turbulência e da velocidade da corrente. Quando estes são elevados as comunidades fitoplanctónicas são praticamente inexistentes (Belcher & Swale, 1979). A

velocidade da corrente deve permitir que o tempo de residência do fitoplancton seja suficientemente longo para que possa haver um aumento da sua biomassa. (Allan, 1995). A velocidade da corrente influencia a distribuição dos nutrientes e a captação da luz pelo fitoplancton. Quando a coluna de água é muito agitada não permite ao fitoplancton o tempo necessário para captar a luz para realizar a fotossíntese.

1.3.2.1.1. Luz

A luz condiciona a taxa fotossintética e, no fundo, todo o desenvolvimento apresentado pelo fitoplancton. No entanto, é difícil dissociá-la de outros factores ambientais interactuantes, especialmente a temperatura. Nos cursos de água a luz não constitui, geralmente, um factor limitante.

A resposta à intensidade luminosa varia consoante os grupos fitoplanctónicos, visto estes apresentarem diferentes associações de pigmentos fotossintéticos. A quantidade de clorofila nas células e, no fundo, toda a composição pigmentar surge como uma expressão da adaptabilidade a diferentes intensidades luminosas. Assim, as populações adaptadas a luz pouco intensa possuem uma maior quantidade de clorofila, o que lhes garante uma produtividade mais eficiente (Margalef, 1983; Round, 1985; Wetzel, 1993). Vários estudos experimentais têm permitido delinear algumas respostas frequentemente observáveis nos principais grupos:

- geralmente, **todos os taxa** desenvolvem-se melhor quando submetidos a uma irradiação moderada (Walter, 1996); intensidades luminosas elevadas podem ter um efeito inibidor no desenvolvimento do fitoplancton, devido à destruição da clorofila por foto-oxidação; assim, ao contrário do que seria de esperar, as taxas de produtividade máxima ocorrem, geralmente, nas zonas subsuperficiais (Margalef, 1983);

- as **Cyanophyceae**, **Bacillariophyceae** e, principalmente, as **Chlorophyceae** são os grupos mais exigentes, não tolerando baixas intensidades luminosas (Walter, 1996).

1.3.2.1.2. Temperatura

A temperatura da água influencia, em numerosos grupos de algas, a ocorrência da reprodução sexuada, a produção de esporos e a actividade fotossintética.

A velocidade de multiplicação do fitoplancton, até aos 35 – 40 °C, aumenta, geralmente, com a temperatura.

A taxa fotossintética e o desenvolvimento do fitoplancton estão directamente relacionados com a intensidade da radiação, mas a resposta à intensidade luminosa, especialmente no ponto de saturação, depende da temperatura e varia com a espécie. Muitas diatomáceas podem realizar a fotossíntese a temperaturas muito baixas, atingindo o seu máximo durante o Inverno, como *Diatoma vulgare*, *Diatoma elongatum* e *Fragilaria sp.*, enquanto que as cianobactérias e as clorófitas atingem o seu desenvolvimento máximo apenas em águas quentes (Hynes, 1970).

Os efeitos da temperatura, juntamente com outros factores, podem também repercutir-se na diversidade específica da comunidade algal. Esta diversidade tende a aumentar, gradualmente, à medida que se vão registando temperaturas mais elevadas, até cerca de 30 °C. Quando este limite é ultrapassado, verifica-se o efeito inverso, ou seja, verifica-se uma diminuição lenta da diversidade (Wetzel, 1993, DeNicola, 1996)..

Diversos estudos têm permitido delinear alguns grupos dominantes para certas temperaturas(DeNicola, 1996):

- as **Bacillaryophyceae** tendem a dominar para temperaturas compreendidas entre os 5 e os 20 °C (*Acnanthes* é mais abundante para valores inferiores a 14 °C; *Navicula* para temperaturas entre os 8 e 12 °C; *Cocconeis* para valores superiores a 25 °C e *Nitzchia* entre os 22 e 39 °C);

- as **Chlorophyceae** dominam para temperaturas entre os 15 e 30 °C;

- as **Cyanophyceae** são dominantes para temperaturas superiores a 30 °C.

Relativamente a Dinophyceae, embora existam espécies amplamente tolerantes e ubíquas, especialmente nos géneros *Ceratium* e *Peridinium*, a maior parte possui gamas restritas no que respeita à temperatura (Wetzel, 1983).

1.3.2.1.3. Nutrientes inorgânicos

Os organismos fitoplanctónicos necessitam de nutrientes inorgânicos que absorvem da água, numa fina camada que contacta com a parede celular ou membrana celular. Os elementos mais abundantes, quer nos protoplastos das células, quer na água, são o carbono, o azoto e o fósforo e as suas proporções nas algas variam consoante a sua disponibilidade no meio (Margalef, 1983; Round, 1985; Wetzel, 1993).

Geralmente, a relação molar C:N:P, no plancton, é de 106:16:1, podendo no entanto existir desvios significativos. (Margalef, 1983). Por exemplo, se a concentração de fósforo se torna limitante nas águas de um rio, as relações C:P e N:P nas células tendem a elevar-se, uma vez que o fósforo incorporado é utilizado de modo mais eficiente (Round, 1985).

A relação N:P, na água tende a ser semelhante à que se observa na matéria viva, principalmente no meio marinho, onde existem poucas cianófitas. Nas águas doces, produzem-se, por causas diversas, frequentes alterações desta relação, muitas delas como consequência de fenómenos de eutroficação. Quando a relação N:P é superior a 20:1, considera-se que o crescimento algal é limitado pelo fósforo, se for inferior a 10:1, é limitada pelo azoto (Borchardt, 1996).

A relação azoto/fósforo é muito importante para o desenvolvimento de vários grupos de algas. Por exemplo, espécies do género *Anabaena*, que fixam azoto molecular, predominam quando a relação N:P é baixa, enquanto que, *Oscillatoria*, que não contém heterocistos, desenvolve-se em meios em que esta relação é mais alta (Margalef, 1983). As algas Volvocales e Chlorococcales são particularmente abundantes quando a relação N:P é muito elevada, o que faz com que apareçam frequentemente, em densidades elevadas no plancton estival, em águas eutróficas. (Margalef 1983; Wetzel, 1993; Dussart 1996)

A concentração do carbono raramente é critica, só sendo limitante em águas muito alcalinas ou muito ácidas, enquanto que o azoto só o é temporariamente, devido à existência de cianófitas e bactérias que fazem a fixação do azoto atmosférico, passando-o à água aquando da sua decomposição.

Azoto

O azoto é um dos principais constituintes do protoplasma, assim como um dos principais nutrientes que influencia a produtividade na água doce. Quase todas as formas azotadas presentes na água podem ser utilizadas pelas algas. No entanto, a sua assimilação nem sempre é igual. Em geral, os estados menos oxidados requerem menos energia de assimilação. Assim, a energia necessária para assimilar a amónia é mais baixa, aumentando para os nitratos e para o azoto atmosférico (nas cianófitas fixadoras do azoto) (Wetzel, 1993). Alguns estudos demonstraram, no entanto, que algumas algas apresentavam um maior desenvolvimento quando os nitratos e não a amónia eram a fonte de azoto.

As Cianophyceae sempre demonstraram elevadas taxas de crescimento quando a amónia era a fonte de azoto, para uma gama alargada de intensidades luminosas. Para a maioria das euglenófitas a amónia é a única forma assimilável de azoto (Angeli, 1976).

Fósforo

Teoricamente o fósforo é um nutriente limitante porque se encontra na biosfera em concentrações relativamente baixas, sendo o principal responsável pela limitação da produtividade primária (Round, 1985; Wetzel, 1993).

Os compostos que contêm fósforo desempenham papéis importantes em praticamente todas as fases do metabolismo das algas, em particular nas reacções de fosforilação da fotossíntese. O fósforo é ainda necessário para a síntese de nucleótidos, fosfolípidos, açucares fosfatados e outros compostos fosforilados intermédios. Além disso, liga-se, geralmente como éster, a um grande número de enzimas e vitaminas de baixo peso molecular, essenciais ao metabolismo das algas (Wetzel, 1993).

As taxas de assimilação para o fósforo são bastante específicas para os diversos grupos fitoplanctónicos, podendo até variar entre espécies do mesmo género, sendo influenciadas por numerosos factores externos, nomeadamente a luz. Assim, géneros como *Asterionella*, *Dinobryon* e *Uroglena* atingem densidades elevadas com concentrações muito baixas deste elemento, enquanto que *Tabellaria*, *Fragilaria*, *Ankistrodesmus* e *Scenedesmus* necessitam de concentrações elevadas de fósforo para desenvolverem populações densas (Margalef, 1983; Wetzel, 1993).

A absorção do fósforo não é, muitas vezes, paralela ao aumento das populações. Por exemplo, *Scenedesmus*, *Asterionella* e *Microcystis* absorvem-no rapidamente, em quantidades superiores ás suas necessidades fisiológicas, quando este existe em excesso no meio. Os excedentes são armazenados sob a forma de polifosfatos, sendo utilizados quando as concentrações de ortofosfato do meio sofrem uma drástica diminuição. Nem todos apresentam, no entanto, esta capacidade de acumulação. Por exemplo, *Navicula pelliculosa* e *Anabaena sp.*, excretam quantidades apreciáveis de compostos fosfatados, não o acumulando em etapas iniciais. Este comportamento distinto reflecte-se no tempo de renovação do fósforo para os diversos organismos. Absorver rapidamente um elemento é uma maneira de obter uma vantagem competitiva. O comportamento distinto de *Anabaena* e *Microcystis* pode explicar as relações de sucessão enter estes géneros, e mesmo a superioridade da *Anabaena* como fixadora de azoto (Margalef, 1983; Round, 1985).

1.3.2.2. A SUCESSÃO SAZONAL DO FITOPLANCTON

A composição das comunidades fitoplanctónicas é sazonal, ou seja, varia ao longo do ano com uma determinada periodicidade, o que significa que as séries de espécies dominantes se sucedem no tempo. Esta sucessão sazonal é imposta por mudanças na composição química e física da água, na intensidade da luz e por mudanças químicas internas nos organismos fitoplanctónicos, como consequência de reacções a factores externos (Moss, 1988).

As análises e avaliações do desenvolvimento sazonal e espacial do fitoplancton tornam-se por vezes difíceis, devido à quantidade de factores ambientais que é necessário considerar, às propriedades fisiológicas de cada espécie de alga e à magnitude das alterações que podem ocorrer nuns e noutras (Wetzel, 1983). Alguns dos factores importantes para a regulação da sucessão são: temperatura, luz, velocidade da corrente, nutrientes inorgânicos, micronutrientes orgânicos, interacções dos compostos orgânicos com os nutrientes inorgânicos, factores biológicos como a competição pelos recursos disponíveis e a predação por outros organismos, etc. (Wetzel, 1983). Cada espécie de alga possui uma dada tolerância para cada um destes factores, sendo o desenvolvimento populacional mais rápido quando se verifica uma combinação óptima dos

factores interactuantes. A vantagem competitiva de uma espécie sobre outra é relativa, podendo modificar-se quando se alteram as condições físicas e bióticas que condicionam o desenvolvimento.

Quando o sistema de água doce não é perturbado por influências exteriores, como as actividades humanas, as alterações sazonais das populações fitoplanctónicas são semelhantes de um ano para o outro.

A flutuação sazonal do fitoplancton varia consoante a localização geográfica da massa de água, podendo distinguir-se vários padrões.

Regiões polares

Nas regiões polares, durante o Inverno, assiste-se a uma grande redução do crescimento, uma vez que a intensidade luminosa e a temperatura são muito baixas. Nos finais do Inverno, começam a aumentar os efectivos populacionais, até atingirem uma máximo de abundância, essencialmente constituído por diatomáceas adaptadas a temperaturas baixas. Ao contrário do que se passa nas regiões temperadas, aqui ocorre um único pico de desenvolvimento.

Regiões tropicais

Os rios tropicais encontram-se em zonas de elevada pluviosidade e de temperaturas altas ao longo do ano, recebendo por isso influxos constantes que os enriquecem de nutrientes. Sucedem-se, geralmente, vários máximos de pequena amplitude, ao longo de um período anual.

Regiões temperadas

As variações sazonais do fitoplancton dos rios, nas zonas temperadas, não são tão pronunciadas como as que se verificam nos lagos ou oceanos, no entanto, podem ocorrer picos claros na Primavera e Outono e declínios acentuados no Inverno (Round,1981).

No Inverno, os dias curtos e as baixas temperaturas e intensidades luminosas levam a um baixo desenvolvimento das comunidades fitoplanctónicas, registando-se um mínimo. (Hynes, 1970). As Cryptophyceae, como *Rhodomonas* e *Cryptomonas*, são particularmente frequentes, assim como as Dinophyceae, Chlorophyceae de pequeno tamanho, como *Chlamydomonas*,

Crysophyceae, como *Mallomona* e *Dinobryon*, e Euglenophyceae, como *Trachelomonas*. Entre as Bacillaryophyceae, os géneros mais comuns são *Achnanthes, Meridion, Navicula, Gomphonema Diatoma, Cocconeis* e *Synedra* (Hynes, 1970).

A melhoria nas condições de luz, com a chegada da Primavera, leva a um aumento da biomassa e dos efectivos populacionais do fitoplancton. As diatomáceas são particularmente abundantes no início da Primavera, quando a água é rica em nutrientes (ortofosfatos, nitratos e silicatos), a luz é mais intensa e o período de dia é mais longo, o que faz aumentar a fotossíntese. Verifica-se um declínio das diatomáceas de Inverno, embora persistam géneros como *Cocconeis, Synedra e Navicula*, aparecendo outros como, *Cymbella* e *Melosira*. As diatomáceas mais abundantes nesta altura são as Centrales, como as do género *Cyclotella*. As Penales estão menos adaptadas à vida planctónica, encontrando-se poucas espécies. Entre estas, as pertencentes aos géneros *Nitzschia* e *Synedra* podem formar populações apreciáveis. (Belcher & Swale, 1979; Allan, 1995). Pode também aparecer uma grande variedade de cianófitas.

O máximo da primavera dura em geral pouco tempo, normalmente um ou dois meses, sendo seguido, muitas vezes, por um período de baixos efectivos de algas e da respectiva biomassa, que pode estender-se por todo o Verão. A redução de nutrientes é, quase exclusivamente, o factor determinante deste declínio. As concentrações de sílica tornam-se muito reduzidas depois do grande desenvolvimento das diatomáceas. Em menos de dois meses, devido à fraca turbulência e à rápida sedimentação das frústulas, os teores deste elemento atingem valores limitantes que levam ao declínio destas populações. Como consequência, no final da Primavera, as diatomáceas vão sendo substituídas por populações que apresentam a capacidade de se desenvolverem quando os nutrientes se encontram em baixas concentrações. Destacam-se populações de Crysophyceae, nomeadamente *Dinobryon*, Chlorophyceae, Euglenophyceae e Cryptophyceae. As Chlorophyceae incluem espécies do género *Chlamydomonas* e *Scenedesmus* (Belcher & Swale, 1979). Podem ainda registar-se aumentos nas populações de dinoflagelados, uma vez que estes organismos são móveis e relativamente pouco ingeridos pelo zooplancton (Margalef, 1983).O mínimo de Verão pode acabar por uma profusão de cianobactérias que se desenvolvem no final desta estação e permanecem até ao Outono. As baixas concentrações de oxigénio dissolvido e de compostos de azoto favorecem o desenvolvimento das cianófitas fixadoras do azoto atmosférico (Moss, 1988). Isto acontece, particularmente, em águas produtivas e estratificadas, onde os compostos de azoto são escassos em consequência da desnitrificação. A

sua acumulação é favorecida pela sua flotabilidade e por serem pouco consumidas pelos animais. Em águas poluídas pode não se verificar o mínimo estival.

No Outono surge o segundo máximo, embora geralmente menor do que o da Primavera. Manifesta-se quando ocorre um novo enriquecimento em nutrientes, devido à mineralização da matéria orgânica depositada no fim da Primavera, as populações de zooplancton são baixas e a luz e temperatura ainda são adequadas. As diatomáceas, como as dos géneros *Diatoma*, *Synedra* e *Navicula,* atingem o seu segundo máximo, em geral não tão elevado como o da primavera (Hoek *et al.*, 1995). Outras, como *Cocconeis* e *Melosira,* só atingem o seu máximo nesta altura. Podem também aparecer densidades consideráveis de cianobactérias e dinoflagelados (Wetzel, 1993).

1.3.2.3. AS FLORESCÊNCIAS FITOPLANCTÓNICAS

Algumas células fitoplanctónicas podem, em condições particulares, proliferar rapidamente, formando populações muito densas, que aparecem à superfície das águas formando as florescências ou "blooms". São bem conhecidas as "marés vermelhas" produzidas por algumas espécies de dinoflagelados, assim como as florescências de cianobactérias.

Cyanophyceae

As Cianophyceae são organismos típicos de ecossistemas doces eutrofizados, ocorrendo em águas com velocidade da corrente pequena ou nula, com elevadas concentrações de nutrientes (provenientes de esgotos domésticos ou industriais, da escorrência de terrenos agrícolas ou de outras acções provocadas pelo Homem), em períodos de alta temperatura e grande luminosidade. Nestas condições desenvolvem florescências que podem estar distribuídas em toda a massa de água ou concentrar-se à superfície. Tal é devido à presença de vacúolos gasosos, controlados pela actividade fotossintética, que lhes permitem posicionarem-se em diferentes profundidades, de forma a maximizarem a fotossíntese (Reynolds, 1972). As florescências podem ocorrer durante todo o ano, embora se manifestem, de modo mais notório, desde o fim da Primavera (Maio) até ao final do Verão (Outubro) (Vasconcelos, 1990). A sua detecção é relativamente fácil, visto que

qualquer florescência, independentemente da espécie, confere à água uma cor verde intensa, reduzindo significativamente a sua transparência (20-50 cm) (Vasconcelos & Araújo,1994).

As consequências nefastas das florescências ocorrem durante todo o seu período de desenvolvimento sendo, no entanto, mais evidentes aquando do seu colapso, quando toda a massa de cianobactérias ascende à superfície, podendo registar-se valores de 326 mg^3 cla/m^3 (Reynolds & Walsby, 1975). Isto acontece no final do Verão, quando o esgotamento dos nutrientes coincide com o abaixamento da temperatura e com a diminuição da intensidade e duração da luminosidade. As suas principais consequências são:

- **a desoxigenação das águas** – que ocorre principalmente aquando do colapso das florescências no Verão, podendo, em situações extremas, levar à anóxia, sendo responsável pela mortandade de enormes quantidades de peixes;

- **a alteração das características organolépticas da água e dos animais aquáticos** – certos géneros, como *Oscillatoria* e *Anabaena,* produzem compostos aromáticos, como a geosmina e o 2-metil-isoborneol, que conferem à água e aos peixes odor e sabor a ranço, não sendo, no entanto, nefastos em termos de saúde pública;

- **a produção e libertação de toxinas** – certas cianobactérias produzem toxinas, que se libertam para a água aquando da morte das células; produzem diversos efeitos, sendo de acordo com estes, classificadas em irritantes ao contacto (provocam dermatoses e irritações na pele), neurotoxinas (provocam a morte por paragem respiratória devido à paralisia dos músculos) e hepatotoxinas (actuam ao nível do fígado, destruindo-o e levando à morte por hemorragia intra-hepática e choque hipovolémico); os animais mais afectados são os aquáticos, mas podem também atingir outros como, aves ou mamíferos que ingiram água contaminada (Carmichael *et al*, 1985; Carmichael, 1986, Vasconcelos & Araújo, 1994); o Homem pode ser afectado por inalação de cianobactérias ou esporos, por contacto directo ou por ingestão de água contaminada (quadro 1.1).

Quadro 1.1 – Principais toxinas dos principais géneros de cianobactérias presentes em águas doces portuguesas e seus efeitos no Homem

CIANOBACTÉRIA	TOXINAS PRODUZIDAS	EFEITOS NO HOMEM
Anabaena *Oscillatoria*	Neurotoxinas, Hepatotoxinas, Irritantes ao contacto	Intoxicações gastrointestinais, hepatite com anorexia, astenia, vómitos e hepatomegalia, ocasionadas pela ingestão de água contaminada.
Aphanizomenon	Neurotoxinas, Irritantes ao contacto	Dermatites tipo urticariforme, conjuntivite e rinite, ocasionadas por contacto directo com água contaminada.
Microcystis	Hepatotoxinas Irritantes ao contacto	Sintomas do tipo alérgico como rinite, conjuntivite e dispneia, resultantes da inalação de esporos ou células.

Os principais géneros de cianobactérias que possuem espécies tóxicas são *Microcystis*, *Anabaena, Aphanizomenon*, *Nodularia* e *Oscillatoria* (Carmichael *et al*, 1985).

As cianobactérias são comuns em Portugal, ocorrendo em rios, lagos e albufeiras, de norte a sul, sendo cerca de 60% das florescências tóxicas, dominando as hepatotóxicas (Vasconcelos, 1993). As florescências tóxicas devem-se, principalmente, a espécies de *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* e *Microcystis aeruginosa*, sendo esta última a mais frequente (Vasconcelos, 1990). São uma consequência da eutroficação acelerada dos ecossistemas aquáticos, com consequências importantes do ponto de vista de saúde ambiental e humana.

1.3.3. O FITOPLANCTON COMO INDICADOR DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os organismos vivos constituem verdadeiros elementos integradores da qualidade da água, ao contrário das análise físico-químicas, que são indubitavelmente mais precisas em valor absoluto, mas que são apenas significativas no momento e local de amostragem. Os métodos de avaliação da qualidade da água classificados como físico-químicos baseiam-se na determinação de valores para diferentes variáveis, tais como, nutrientes, matéria orgânica, variáveis hidrológicas e parâmetros gerais como, temperatura, dureza, etc. (Charvet, 1995). Estes métodos são pontuais, não integrando os efeitos dos poluentes ao longo do tempo. Os métodos biológicos de avaliação da qualidade da água baseiam-se no facto de os seres vivos se

associarem e constituírem biocenoses diferentes face a diferentes condições ambientais (Charvet, 1995). Estes métodos trazem numerosas vantagens, das quais se destaca o facto de as respostas biológicas integrarem um grande número de condições físico-químicas e de os seres vivos serem capazes de testemunhar uma poluição súbita de natureza tóxica, ou situações intermitentes de poluição orgânica moderada.

Os métodos biológicos de avaliação da qualidade da água podem ser classificados em (Lastra & Tanago, 1986, Agences de l'eau, 1993):

- métodos bioquímicos ou ecotoxicológicos: permitem estudar as modificações fisiológicas, a nível celular;
- métodos etológicos: permitem estudar as modificações de comportamento dos organismos e das populações;
- métodos biocenóticos ou ecológicos: permitem estudar as modificações ocorridas ao nível da estrutura das comunidades.

Os organismos aquáticos integram todos os parâmetros bióticos e abióticos que influenciam o seu nicho ecológico, registando continuamente todas as mudanças ambientais (Lowe & Pan, 1996). Quando as mudanças nos habitats aquáticos excedem os limites de tolerância de uma espécie ou conjunto de espécies, este grupo diminui ou desaparece. Os mecanismos responsáveis pela extinção ou declínio de uma população, num dado local, são, muitas vezes, difíceis de determinar, mas as populações desenvolvem sinais que indicam a qualidade do seu habitat. Estas respostas dizem-nos onde e quando devemos investigar os focos de poluição mais intensivamente.

Os organismos mais utilizados como indicadores da qualidade da água têm sido as macrófitas, macroinvertebrados e peixes (Lastra & Tanago, 1986). No entanto, o uso dos organismos fitoplanctónicos tem sido objecto de numerosos estudos desde há muito tempo, visto possuírem uma série de características que lhes permitem ser utilizados como indicadores da qualidade da água:

- são autotróficos, sendo a base das cadeias alimentares e estando na interface dos componentes físico-químicos e bióticos das cadeias alimentares; assim, alterações a este nível influenciam toda a comunidade aquática;

- apresentam ciclos de vida curtos, o que lhes permitem ter respostas rápidas face ás mudanças ambientais; sendo assim, a sua abundância e composição específica deverão fornecer indicações sobre a qualidade das massas de água em que são encontrados;
- são sensíveis a vários compostos; vários estudos têm mostrado que as algas são mais sensíveis do que os animais aquáticos, como por exemplo os peixes, face a uma grande variedade de tóxicos, nomeadamente certos metais como, por exemplo, o cobre (Thomas *et al,* 1986).

Já em 1969, Palmer indicou um conjunto de algas fitoplanctónicas que poderiam ser usados como indicadoras da qualidade da água: espécies do géneros *Euglena*, *Oscillatoria*, *Chlamydomonas*, *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Nitzschia* e *Navicula* seriam indicadoras de uma água poluída, enquanto, *Lemanea*, e certas espécies de *Micrasterias*, *Staurastrum*, *Pinnularia*, *Meridion* e *Surirella*, indicariam uma água limpa. Certos autores, como Cairns (1974), alertaram para o facto de que a enumeração de uma lista de espécies indicadoras não daria informações precisas para o estudo da estrutura das comunidades. Em 1971, Patrick, desenvolveu uma técnica usando a frequência de distribuição das diatomáceas como um indicador da qualidade da água. A água limpa conteria uma maior diversidade de diatomáceas, enquanto que na água poluída a variedade seria muito menor, com uma ou duas formas dominantes. Os estudos de Patrick demonstraram que se poderia usar uma aproximação numérica em vez de uma lista de espécies.

As Diatomáceas são, sem dúvida, as espécies fitoplanctónicas mais usadas para a avaliação da qualidade da água, dadas as suas características (Lowe, 1974):

- encontram-se numa grande variedade de habitats aquáticos, como lagos, lagoas, rios;
- são quase sempre dominantes nas comunidades fitoplanctónicas;
- a sua identificação até à espécie é relativamente fácil, quando comparadas com outros grupos de algas e de invertebrados aquáticos;
- cada grupo de diatomáceas responde de forma diferente a alterações físicas e químicas dos ecossistemas; muitas espécies apresentam grande tolerância às modificações do meio abiótico, encontrando-se numa grande variedade de habitats e nas mais diversas condições ecológicas, enquanto que outras têm limites de tolerância muito restritos, encontrando-se em habitats muito particulares.

As algas fitoplanctónicas são particularmente importantes como espécies indicadoras em ecossistemas eutrofizados, estando a sua tolerância à poluição orgânica bem documentada (Angeli, 1979, Laurent, 1979; Hellawell, 1986). Por isso, as diferentes associações de algas têm sido largamente estudadas. Tendo em conta lagos de todas as latitudes, Hutchinson (1967), definiu 13 grandes tipos de associações de algas fitoplanctónicas, que reflectem o estado trófico das águas. No quadro 1.2 estão representadas algumas das associações mais frequentemente observadas.

Este tipo de tabelas são particularmente úteis para o estabelecimento de correlações gerais entre a abundância qualitativa e quantitativa das algas e os nutrientes disponíveis (Wetzel, 1983). Na presença de quantidades elevadas de nutrientes (azoto, fósforo), certos grupos de algas apresentam um crescimento rápido, levando à dominância de uma população e/ou ao aparecimento de florescências. Estas condições indicam uma deterioração da qualidade da água (Angeli, 1979; Elnabarawy & Welter, 1984). Muitas das algas fitoplanctónicas que desenvolvem populações consideráveis, como consequência da eutroficação, são tóxicas, salientando-se, numerosas cianófitas, como *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis flos-aquae* (Laurent, 1979).

As algas não são, contudo, as melhores indicadoras da poluição por pesticidas e por metais pesados, à excepção do cobre. Os resultados obtidos com fitoplancton, em testes de toxicidade, têm sido utilizados para o desenvolvimento de critérios de qualidade da água (Lewis, 1993). Estes resultados são, no entanto, mais utilizados para comparar as diferentes toxicidades dos químicos e a sensibilidade das diferentes algas do que para prever o seu impacto no ambiente (Lewis, 1993). Quanto mais complexo e interespecífico for o teste de toxicidade, mais próximo da realidade estará e maior será o seu grau de confiança para efeitos de previsão do que se passará nos ecossistemas. No entanto, são inúmeras as variáveis intervenientes nos ecossistemas aquáticos, sendo praticamente impossível simular com exactidão, em laboratório, a presença do substrato, de todo o biota, da interface com a atmosfera, e de todas as substâncias, em suspensão e dissolvidas, que a água contém.

Quadro 1.2 – Características das associações mais comuns de algas fitoplanctónicas em relação ao grau de trofia das águas doces (Wetzel, 1983, adaptado de Hutchinson, 1967)

ESTADO TRÓFICO GERAL DO LAGO	CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA	ALGAS DOMINANTES	OUTRAS ALGAS DE OCORRÊNCIA COMUM
Oligotrófico	Ligeiramente ácido; salinidade muito baixa	Desmídeos *Staurodesmus*, *Staurastrum*	*Sphaerocystis*, *Gloeocystis*, *Rhyzosolenia*, *Tabellaria*
Oligotrófico	Neutra a ligeiramente alcalina; lagos pobres em nutrientes	Diatomáceas, especialmente *Cyclotella* e *Tabellaria*	Algumas *Asterionella* sp., algumas *melosira* sp., *Dinobryon*
Oligotrófico	Neutra a ligeiramente alcalina; lagos pobres em nutrientes ou lagos mais produtivos nas estações em que há redução de nutrientes	Algas crisofíceas, especialmente *Dinobryon* e algumas *Mallomonas*	Outras crisofíceas, e.g. *Synura*, *Uroglena*; a diatomácea *Tabellaria*
Oligotrófico	Neutra a ligeiramente alcalina; lagos pobres em nutrientes	Clorococus *Ocystis* ou crisofíceas *Botryococus*	Diatomáceas de águas oligotróficas
Oligotrófico	Neutra a ligeiramente alcalina; geralmente pobre em nutrientes, frequente nos lagos árcticos pouco profundos	Dinoflagelados, especialmente alguns *Peridinium* e *Ceratium* sp.	Crisofíceas e criptofíceas pequenas, e diatomáceas
Mesotrófico ou Eutrófico	Neutra a ligeiramente alcalina; onde as anuais são dominantes ou nos lagos eutróficos em certas estações	Dinoflagelados, alguns *Peridinium* e *Ceratium* sp.	*Glenodinium* e muitas outras algas
Eutrófico	Geralmente lagos alcalinos ricos em nutrientes	Diatomáceas durante quase todo o ano, especialmente *Asterionella* sp., *Fragilaria crotonensis*, *Synedra*, *Stephanodiscus* e *Melosira granulata*	Muitas outras algas, especialmente algas verdes e cianobactérias durante os períodos mais quentes do ano; desmídeos se a matéria orgânica dissolvida for bastante elevada
Eutrófico	Geralmente alcalina; rica em nutrientes; frequente nos períodos mais quentes dos lagos temperados ou perenes nos lagos tropicais ricos em nutrientes	Cianobactérias, especialmente *Anacystis* (= *Microcystis*), *Aphanizomenon*, *Anabaena*	Outras cianobactérias; euglenófitas se houver poluição orgânica

1.4. OBJECTIVOS DO TRABALHO:

Com a realização deste trabalho pretendeu-se atingir os seguintes objectivos:

- Recolher informações sobre a dinâmica, espacial e temporal, dos principais factores abióticos e da comunidade fitoplanctónica da Vala de Maceda;

- Avaliar a influência, na comunidade fitoplanctónica e nos factores abióticos da Vala de Maceda:
  - da Ribeira de Mangas
  - da Ribeira de Cortegaça
  - do efluente da Estação de Tratamento de Águas Residuais de Esmoriz

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1.CALENDARIZAÇÃO DA AMOSTRAGEM*

As amostragens realizaram-se mensalmente, durante um período de um ano, desde Setembro de 1998 até Agosto de 1999. Foram recolhidas amostras de água para o estudo da comunidade fitoplanctónica e parâmetros físico-químicos. É de referir que, devido a problemas técnicos, os valores de pH, em Janeiro, e de ortofosfatos, em Maio, não foram determinados.

2.2. CARACTERIZAÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM

Após o reconhecimento da bacia hidrográfica da Vala de Maceda, e tentando maximizar o balanço entre os objectivos propostos e as limitações logísticas, escolheram-se 5 pontos de amostragem (figura 1.1), designados por A, B, C, D e E, os quais serão caracterizados nos parágrafos que se seguem.

Ponto A

Localiza-se na Ribeira de Mangas, aproximadamente 500 metros a montante da embocadura desta com a Vala de Maceda. Este ponto permite avaliar o impacto desta ribeira na própria vala já que, inicialmente, é apenas esta que vai contribuir para a sua massa de água (figura 2.1).

É um local de fraca luminosidade, devido à vegetação frondosa. Esta é constituída, essencialmente, por fetos, silvas e gramíneas, aparecendo também, na margem esquerda, algumas árvores, sobretudo salgueiros. A ladear as margens existem campos agrícolas, nomeadamente de milho.

O substrato é constituído, essencialmente, por areia, calhaus, lodoe vegetação.

---

*No que se refere ao mapeamento dos pontos de amostragem e à determinação dos parâmetros físico-químicos, a recolha das amostras, o seu processamento laboratorial e o tratamento estatístico dos resultados obtidos foi feito, conjuntamente, pela autora do presente trabalho e pela Drª. Elvira Rosa Pereira Duarte, aluna do Mestrado em Hidrobiologia desta Faculdade, tendo sido por ela utilizados na respectiva dissertação, intitulada: "Estudo da dinâmica espacial e temporal dos principais factores abióticos e da comunidade de macroinvertebrados bentónicos da Vala de Maceda". A discussão dos resultados é da exclusiva responsabilidade de cada autora.

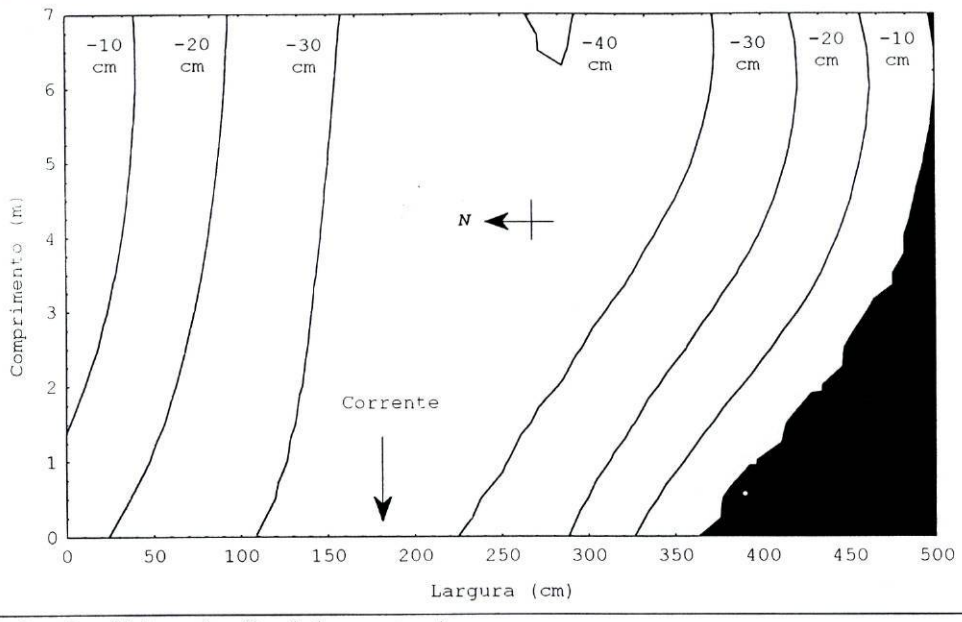

Figura 2.1 – Perfil longitudinal do ponto A

Ponto B

Situa-se na Vala de Maceda, a montante da ETAR de Esmoriz e Cortegça e da Ribeira de Cortegaça. Este ponto funciona como controlo dos vários parâmetros estudados relativamente ao impacto provocado pelo efluente da ETAR (figura 2.2).

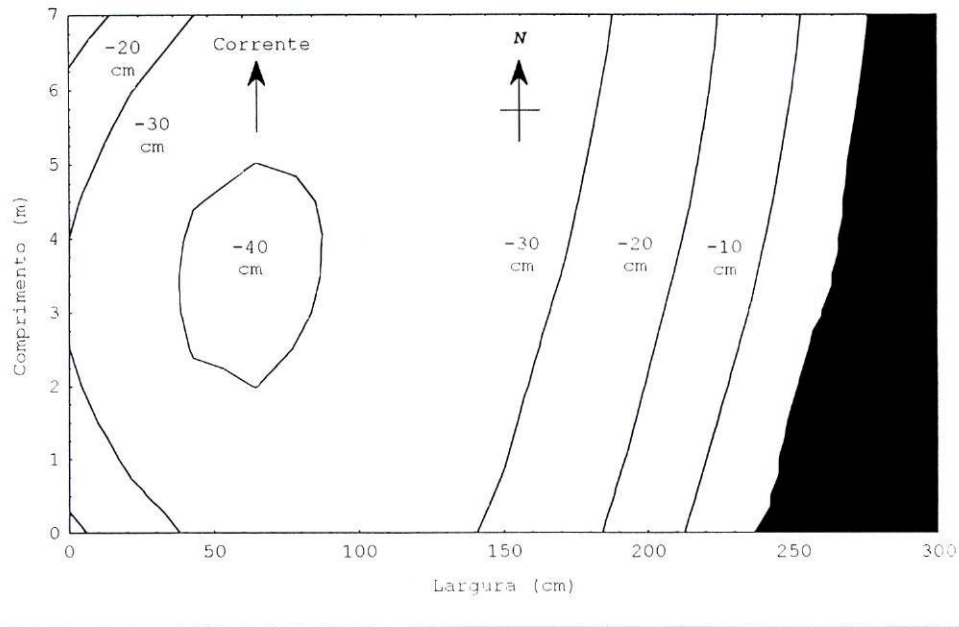

Figura 2.2 – Perfil longitudinal do ponto B

È um local ensombrado devido à densidade da vegetação, principalmente de acácias e gramíneas.

O substrato é essencialmente constituído por areia, encontrando-se, por vezes, recoberto por lamas.

Ponto C

Situa-se na Vala de Maceda, algumas dezenas de metros após o local de descarga do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça. Este ponto permite avaliar o impacto dessa descarga na própria vala (figura 2.3).

A vegetação das margens é constituída, essencialmente, por gramíneas, silvas, fetos e acácias, embora menos densa que no ponto B, havendo portanto uma melhor luminosidade.

O substrato é essencialmente constituído por areia.

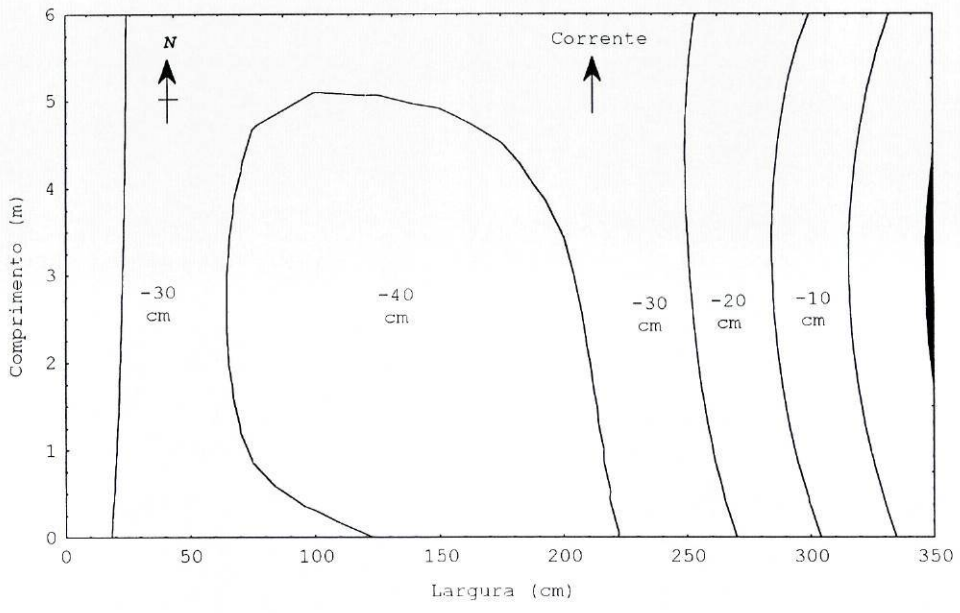

Figura 2.3 – Perfil longitudinal do ponto C

Ponto D

Situa-se na ribeira de Cortegaça, aproximadamente 250 metros a montante da confluência desta com a Vala de Maceda. Este ponto permite avaliar o impacto desta ribeira na vala (figura 2.4).

Nas suas margens existem muros de suporte a terrenos e a casas contíguas.

È um local com bastante luminosidade.

O substrato é composto por areia e lodo, encontrando-se, em alguns locais em que a corrente é mais fraca, coberto por macrófitas.

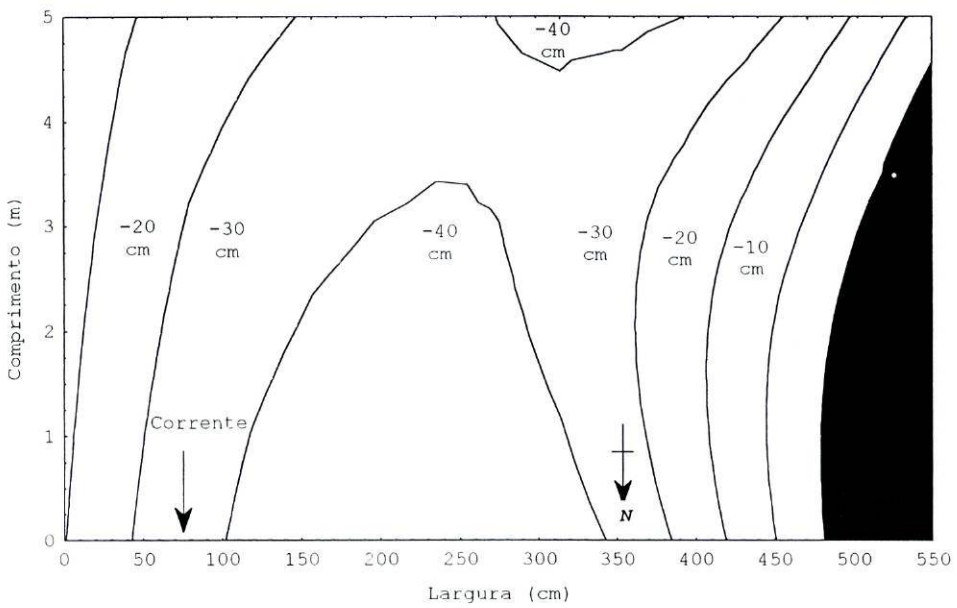

Figura 2.4 – Perfil longitudinal do ponto D

Ponto E

Situa-se na Vala de Maceda, a jusante, tanto da desembocadura da Ribeira de Cortegaça como do local de descarga do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça, e aproximadamente a 750 metros da Barrinha de Esmoriz. Imediatamente a jusante do local de recolha das amostras,

existe um pequeno açude, com aproximadamente 1,5 metros de altura. Este ponto permite avaliar a qualidade da água da Vala de Maceda que desagua na Barrinha de Esmoriz (figura 2.5).

A vegetação das margens é constituída, essencialmente por gramíneas, silvas e fetos. Existe igualmente uma quantidade apreciável de macrófitas nas zonas laterais deste curso de água.

È um local com uma boa luminosidade.

O substrato é constituído, essencialmente, por areia e lama.

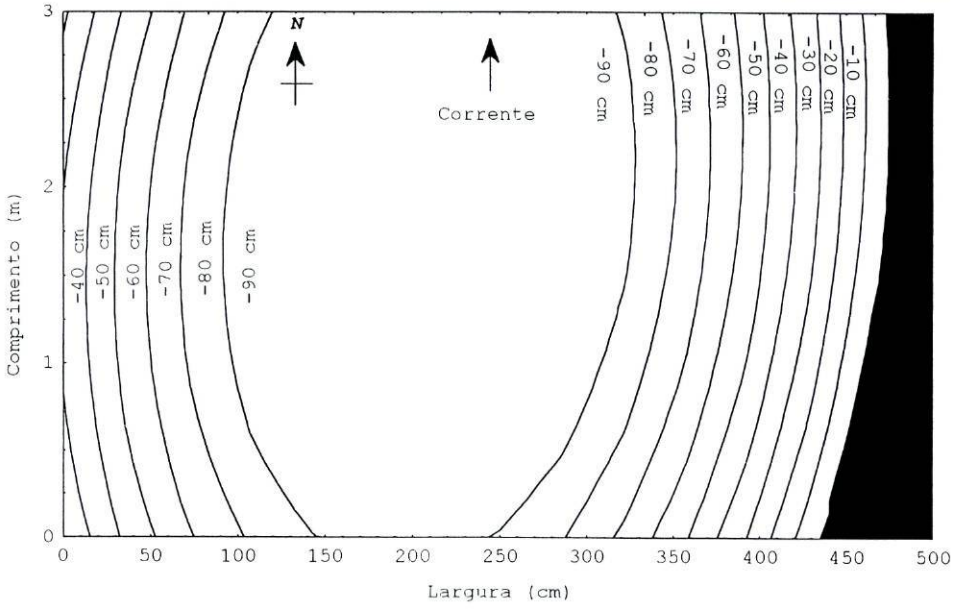

Figura 2.5 – Perfil longitudinal do ponto E.

É de referir que, entre os pontos localizados na Vala de Maceda (pontos B, C e E) existem troncos de árvores caídos os quais, conjuntamente com alguns resíduos sólidos, formam pequenas represas, impedindo a normal circulação da água.

2.3. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Para a caracterização fisico-química da água escolheram-se os parâmetros fisico-químicos que se consideraram mais importantes para um correcto estudo do sistema lótico em questão e para os quais se passa a referir os métodos de análise usados.

- **Velocidade da corrente** - utilizou-se um correntómetro digital (Weather Measure Corporation, modelo F-581.B). Em algumas ocasiões utilizou-se um metro e uma bola de pingue-pongue. Neste caso, determinou-se o tempo que esta demorava a percorrer o metro, em três locais do rio (margens e centro), tendo-se calculado, posteriormente, a média dos valores obtidos.
- **Profundidade** – foi medida em três locais do curso de água, margens e centro, usando-se uma régua graduada, tendo-se calculado, posteriormente, a média dos valores obtidos.
- **Temperaturas do ar e da água** - utilizou-se um termómetro de mercúrio, escala 1/10 de °C.
- **Sólidos suspensos** – foram determinados por homogenização e filtração das amostras através de um filtro de fibra de vidro. O resíduo retido no filtro foi seco em estufa, até atingir um peso constante, à temperatura de 103 – 105°C (APHA, 1992).
- **Condutividade** - utilizou-se um condutímetro portátil, YSI Model 33 S-C-T-Meter, da Hanna Instruments.
- **Dureza** - foi determinada por titulação complexométrica com tritiplex III, utilizando um conjunto MERK- Aquamerk 8047.
- **pH** - utilizou-se um eléctrodo de pH Meter HI 9025 da Hanna Instruments.
- **Alcalinidade** - realizou-se uma titulação com ácidos, seguindo a técnica descrita por Welsch (1948).
- **Oxigénio dissolvido** – utilizou-se ométodo de Winkler (Strickland & Parsons, 1972).
- **Carência bioquimica do oxigénio (CBO_5)** - foi determinada por incubação em banho maria, a 20 °C, durante 5 dias, sendo a quantidade de oxigénio dissolvida na água, determinada pelo método de Winkler (Strickland & Parsons, 1972).

- **Amónia** - utilizou-se o método de Koroleff, modificado por Grassof e Johanssen.
- **Nitritos** - utilizou-se a reacção de Griess (Strickland & Parsons, 1972).
- **Nitratos** - foram determinados por colorimetria, através da reacção de Griess, após a sua redução a nitritos numa coluna de cádmio e cobre em solução alcoólica tamponada (Strickland & Parsons, 1972).
- **Fosfatos** – utilizou-se a técnica descrita por Strickland & Parsons (1972).

2.4. COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA

2.4.1. TÉCNICA DE COLHEITA E PRESERVAÇÃO

As amostras foram colhidas, nas águas superficiais, directamente para frascos de plástico escuros, já que o curso de água em questão não era suficientemente profundo para justificar a utilização de garrafas do tipo Ruttner, Nansen ou Friendinger, ou de bombas peristálticas (Tangen,1978; Vasconcelos, 1991).

A preservação das amostras foi feita com uma solução de lugol (solução saturada de iodo em iodeto de potássio), utilizando-se cerca de 1 gota por 10 ml de amostra. (Lund *et al*, 1958; Throndsen, 1978) e sendo os frascos conservados ao abrigo da luz. A escolha da solução de lugol como agente fixador foi feita tendo em consideração as suas vantagens relativamente a outros agentes, como por exemplo o formol. Entre essas vantagens destacam-se, quer o provocar a morte do fitoplancton, fixando as algas de forma reconhecível (o formol distorce a forma de muitas células e branqueia o seu conteúdo), quer o corar e tornar as células mais pesadas, provocando a sua sedimentação (o formol não provoca a sedimentação das cianobactérias, além de que as algas levam mais tempo a depositar) (Throndsen, 1978; Vasconcelos, 1991).

Foram também analisadas amostras vivas para comparação com as fixadas, já que algumas espécies fitoplanctónicas podem mudar de aspecto com a fixação, tornando a sua identificação muito difícil. Neste caso, as amostras foram colhidas, superficialmente, por arrasto, com uma rede de malha fina (45 μm) e analisadas nas 24 horas seguintes.

2.4.2. ANÁLISE QUALITATIVA E QUANTITATIVA

A análise qualitativa e quantitativa do fitoplancton foi realizada com base na determinação dos pigmentos fotossintéticos e na identificação e contagem das várias espécies presentes.

2.4.2.1. Determinação dos pigmentos fotossintéticos

Foram quantificadas as clorofilas *a*, *b* e *c*, os carotenoídes e os feopigmentos, já que a concentração dos pigmentos fotossintéticos, é uma medida que permite quantificar indirectamente o fitoplancton, embora de forma global, dando-nos uma ideia da evolução da comunidade fitoplanctónica

A clorofila *a*, além de ser o pigmento comum a todos os grupos, é o que mais fielmente dá a ideia da evolução da comunidade fitoplanctónica uma vez, que não só é mais rápidamente sintetizada, quando há um aumento de condições favoráveis ao fitoplancton, como também é a que mais rápidamente se degrada, quando essas condições desaparecem. Frequentemente, os valores determinados para a clorofila *a* sofrem interferência de feopigmentos, resultantes da degradação desta. Foi usado o método descrito por Strickland & Parsons (1972) que permite distinguir a concentração de ambos os pigmentos utilizando valores de leituras a 665nm, antes e após a acidificação da amostra com ácido cloridrico.

A determinação dos pigmentos fotossintéticos realizou-se filtrando 2 litros de água através de um filtro de fibra de vidro (Whatmann GF/c, ∅ 4,5 cm) em equipamento de filtragem Millipore. Seguidamente, os filtros foram macerados e procedeu-se à extracção dos pigmentos com acetona a 90 %, sendo as amostras mantidas ao abrigo da luz e refrigeradas durante cerca de 20 horas. As amostras foram depois centrifugadas, procedendo-se à leitura da densidade óptica do sobrenadante num espectrofotómetro (Hitachi – 150-20) para os comprimentos de onda de 430, 480, 510, 630, 665 e 750 nm (Strickland & Parsons, 1972). Para a obtenção das concentrações dos pigmentos fotossintéticos e dos feopigmentos foram utilizadas as expressões de Lorenzen (1967) e as descritas em APHA (1992).

2.4.2.2. Determinação da densidade do fitoplancton

Para a determinação da densidade do fitoplancton, procedeu-se à sua identificação e enumeração, usando-se as amostras fixadas e sedimentadas.

As câmaras de contagem utilizadas foram as de Uthermol, já que se tratava de comunidades de baixa densidade, com alguns fitoplanctontes de maiores dimensões, e, além disso, estas câmaras são mais versáteis, já que que podem conter volumes de amostra que vão desde 2,5 até 100 ml (não se justificava, assim, a utilização das câmaras de Sedgwick-Rafter que levam apenas pequenos volumes de amostra, nem do hemocitómetro, que é usado quando se lida com culturas puras de fitoplancton de pequenas dimensões, visto que as espécies maiores não penetram fácilmente no espaço entre a lâmina e a lamela).

Cada amostra de 5 ml foi deixada a sedimentar na lamela inferior, de um dia para o outro, numa superfície perfeitamente horizontal e ao abrigo da luz. A visualização foi feita num microscópio invertido, ZEISS- Axiovert.

Para a identificação das formas fitoplanctónicas utilizaram-se tabelas que se baseiam sobretudo em características morfológicas facilmente detectáveis (Bourrely, 1966 ; Strebble & Kronter, 1976), usando-se uma ampliação de 400x.

O método de contagem foi o de Uthermohl (1958). A contagem do número de organismos pertencentes a cada taxon, foi realizada com a objectiva de 40x. Para tal utilizou-se um transecto, percorrendo toda a câmara, ao longo do seu diâmetro, contando-se todas as células que foram encontradas no interior de 2 linhas paralelas, desenhadas na ocular. Para cada amostra contaram-se 6 transectos, dado que a densidade de fitoplancton era baixa.

Para a determinação da densidade do fitoplancton, procedeu-se à determinação do volume de amostra contado. Para tal, calculou-se o volume do transecto. Este foi determinado medindo, com uma craveira, o diâmetro e altura da câmara; para a medição da largura utilizou-se uma objectiva micrométrica, tendo-se obtido os valores registados no quadro seguinte:

Altura da câmara (cm)	Diâmetro da câmara (cm)	Largura do transecto (cm)	Volume do transecto (cm3)
1,068	2,484	0,023	0,0610

De seguida procedeu-se à determinação do número de células de cada espécie por ml.

O número de células das formas coloniais, difícil de contar de forma directa, nomeadamente filamentos de *Oscillatoria* sp. e colónias de *Microcystis* sp., foi calculado dividindo o comprimento ou o diâmetro médio da colónia, respectivamente, pelo diâmetro médio de cada célula. Na avaliação destes valores médios, o número de determinações efectuadas variou de acordo com a variabilidade dos resultados obtidos (entre 5 e 10).

2.5. TRATAMENTO DOS DADOS

No estudo do conjunto de dados obtidos procurou-se utilizar técnicas de análise gráfica e estatística, que permitissem evidenciar as características fundamentais dos diferentes parâmetros em estudo, as principais relações existentes entre eles e as dinâmicas espaciais e temporais mais importantes de cada um.

2.5.1. Parâmetros físico-químicos

Analisou-se a variação espacio-temporal dos valores obtidos para cada parâmetro físico-químico, tendo-se recorrido à elaboração de tabelas e à representação gráfica, através de gráficos de superfície.

Sempre que possível, estes valores foram comparados com os apresentados nas tabelas de Nisbet & Verneaux (1970).

Realizou-se, ainda, uma análise estatística dos resultados. Esta compreendeu o cálculo do coeficiente de correlação linear de Pearson entre cada par de parâmetros, e a análise de variância, a um critério de classificação, baseada na variação espacial dos resultados. Sempre que este teste detectou diferenças significativas entre os vários pontos de amostragem, foi realizado um teste de Spjotvoll/Stoline de forma a evidenciar quais os pontos que apresentavam diferenças significativas entre si. O nível de significância usado em todas as análises foi de 5%. Nestes casos, elaborou-se um gráfico "boxer-and-whisker-plot" para evidenciar as diferenças espaciais entre os intervalos de variação e de confiança da média, do respectivo parâmetro.

2.5.2. Comunidade fitoplanctónica

Relativamente à densidade da comunidade fitoplanctónica e aos pigmentos fotossintéticos realizou-se, tal como para os parâmetros fisico-químicos, a análise da variação espacio-temporal dos valores obtidos para cada ponto, recorrendo à elaboração de tabelas e à representação gráfica, através de gráficos de superfície.

Tendo em conta a sua importância para o estudo da comunidade biótica, foram também calculados os índices de diversidade de Simpson e de Shannon-Weaver, o índice de equitabilidade de Pielou e o índice de diversidade pigmentar de Margalef, procedendo-se à respectiva representação gráfica através de gráficos de superfície.

- **Índice de diversidade específica de Simpson (λ)**

$$D = \sum_{i=1}^{s} \frac{ni\,(ni-1)}{N\,(N-1)}$$

S - número de espécies (ou de outros grupos taxonómicos)

ni - número de indivíduos no grupo taxonómico i

N - número total de indivíduos

O índice de Simpson mede a probabilidade de dois indivíduos, retirados ao acaso de uma comunidade, pertencerem ao mesmo grupo taxonómico (Ludwig & Reynolds, 1988). Assim, quanto maior for a diversidade específica da comunidade, menor será essa probabilidade.

- **Índice de diversidade específica de Shannon - Weaver (H')**

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} \frac{ni}{N} \log_2 \frac{ni}{N}$$

S - número de espécies (ou de outros grupos sistemáticos)

ni - número de indivíduos no grupo taxonómico i

N - número total de indivíduos

O índice de Shannon-Weaver é uma medida do grau médio de incerteza associado à determinação do grupo taxonómico a que pertence um indivíduo, retirado ao acaso da comunidade (Ludwig & Reynolds, 1988). O grau de incerteza aumenta com o aumento do número de espécies. Assim, quanto maior for a diversidade específica da comunidade, maior será o valor do índice. Certos autores têm proposto a utilização deste índice como indicador do estado trófico da água (Margalef, 1968; Relevante e Gilmartin, 1980), ocorrendo uma redução da diversidade com o aumento da eutrofização.

- **Índice de equitabilidade de Pielou (P`)**

$$E = \frac{H'}{\ln(S)}$$

S - número de espécies (ou de outros grupos sistemáticos)

H' - índice de diversidade de Shannon-Weaver

O índice de Pielou exprime o valor máximo que poderia ser obtido pelo índice de Shannon-Weaver, isto é, se todas as espécies da comunidade estivessem representadas pelo mesmo número de indivíduos (Ludwig & Reynolds, 1988).

- **Índice de Diversidade Pigmentar de Margalef (PDI)**

$$PDI = \frac{DO_{430}}{DO_{665}}$$

DO_{430} = densidade óptica, a 430 nm, dos pigmentos fotossintéticos

DO_{665} = densidade óptica dos pigmentos fotossintéticos, antes da acidificação.

Este índice relaciona os comprimentos de onda de absorção máxima dos carotenoídes e da clorofila *a* . Permite-nos ter uma ideia da composição relativa dos pigmentos, o que dá algumas indicações sobre a composição taxonómica e a fisiologia das populações presentes na amostra. Valores baixos de PDI (cerca de 2) traduzem uma predominância de clorofila a, enquanto que valores elevados indicam a presença de outros pigmentos e de produtos de decomposição das clorofilas (Margalef, 1983).

3 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

O estudo dos resultados obtidos para os parâmetros fisico-químicos será de grande utilidade na interpretação de alguns aspectos da distribuição da comunidade fitoplanctónica.

3.1.1. Profundidade

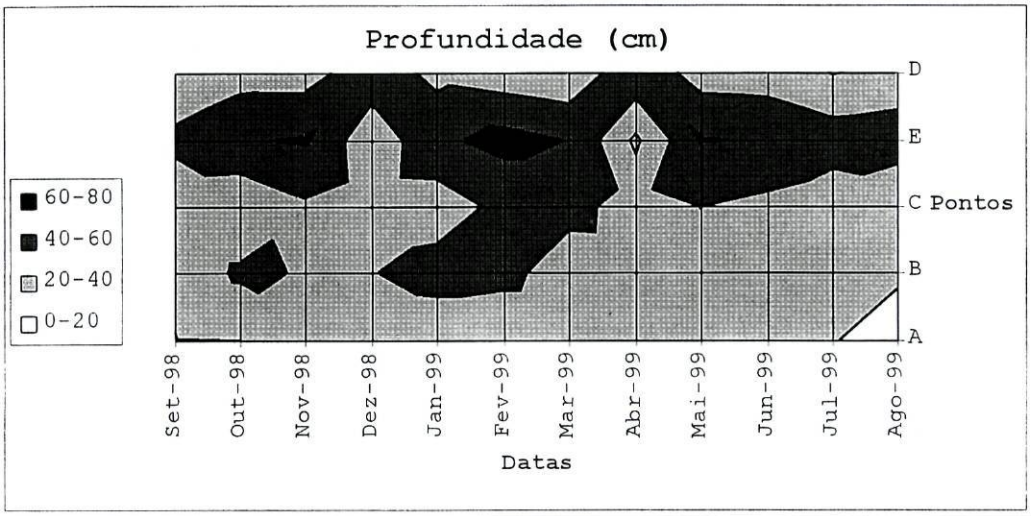

Figura 3.1 – Variação espacial e temporal da profundidade, em cada ponto e em cada data.

Da análise dos resultados relativos à profundidade (figura 3.1) e considerando as características topográficas de cada ponto de amostragem (figuras 2.1, 2.2, 2.3, 2.4 e 2.5) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 11,80551, com um nível de significância (p) bastante inferior a 0,05 (p=5,42E-07), traduzindo diferenças espaciais significativas que se devem aos factores referidos nos pontos anteriores.

- os valores obtidos p ara este parâmetro traduzem um curso de água de baixa profundidade, apresentando-se o ponto E como o mais profundo, o que pode, em parte, ser explicado pela presença, a jusante, de um pequeno açude, que retém a água;

- verifica-se uma variação espacial e temporal da profundidade, sendo mais marcada nos pontos C, E e D; isto parece evidenciar o facto do ponto C se situar próximo do local onde se faz a descarga do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça; do ponto D receber descargas pontuais de efluentes domésticos, que poderão contribuir para o aumento temporário do seu caudal e consequentemente da sua profundidade; e do ponto E se situar a jusante dos dois pontos referidos acima e, portanto, reflectir as alterações de caudal que neles ocorreram, para além da influência do açude atrás mencionado.

3.1.2. Velocidade da corrente

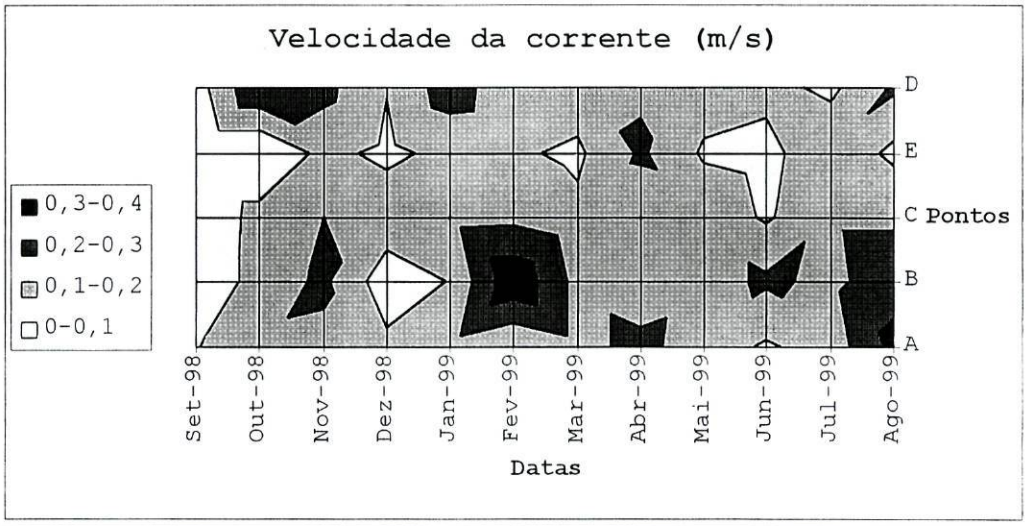

Figura 3.2 – Variação espacial e temporal da velocidade da corrente, em cada ponto e em cada data.

Da análise dos resultados relativos à velocidade da corrente (figura 3.2) e considerando as características topográficas de cada ponto de amostragem (figuras 2.1, 2.2, 2.3, 2.4 e 2.5) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 1,742034, com um nível de significância p de 0,153925, não traduzindo a existência de diferenças espaciais significativas;

- verifica-se uma ligeira variação espacial e temporal da velocidade da corrente, que pode ser causada pela existência, ao longo de todo o curso de água, de bastante vegetação e troncos caídos, quer no fundo, quer nas margens, embora sem apresentar um padrão definido; no ponto E esta situação é agravada pela existência de um açude e pelo facto deste troço do rio apresentar maior largura e maior abundância de vegetação aquática, o que parece estar de acordo com os valores mais baixos registados neste ponto;

- verificam-se variações pontuais na velocidade da corrente (por exemplo, ponto B em Fevereiro de 1999) que podem dever-se a épocas de maior ou menor pluviosidade ou a descargas pontuais de efluentes (situação comum na Vala de Maceda);

- o mês de Setembro regista os valores mais baixos da velocidade da corrente, na generalidade dos pontos de amostragem, o que poderá estar associado à menor pluviosidade durante os meses de Verão;

- o valor elevado registado, no ponto A, em Agosto, poderá ser uma consequência do curso de água se encontrar reduzido a um terço da sua largura total, correspondendo ao troço mais fundo.

3.1.3 Sólidos suspensos

Da análise dos resultados relativos à quantidade de sólidos suspensos presentes na água (figuras 3.3 e 3.5; tabela 3.1) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 4,275085, com um nível de significância p de 0,004396, indicando o teste de Spjotvoll/Stoline a existência de diferenças significativas entre os pontos A e C (tabela 3.1, figura 3.4);

- a análise da variação espacial evidencia uma maior quantidade de sólidos suspensos a jusante do local de descarga do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça (pontos C e E);

isto pode ser explicado pelo facto dos efluentes das estações de lagunagem conterem ainda muitos sólidos em suspensão (Oliveira, 1995);

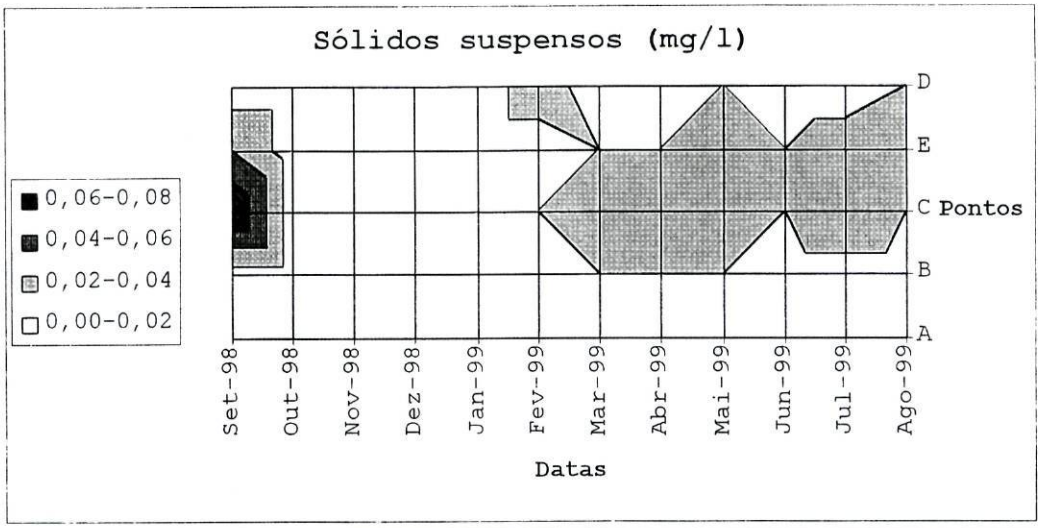

Figura 3.3 – Variação espacial e temporal dos sólidos suspensos, em cada ponto e em cada data.

- a análise da variação temporal permite definir dois grupos de datas, que correspondem a duas épocas do ano, sendo evidente uma maior quantidade de sólidos suspensos na época seca, explicada, quer pela diminuição da quantidade de água, que provoca uma maior concentração dos materiais suspensos, quer pelo aumento da população na época seca, o que aumenta o caudal da ETAR;

Tabela 3.1 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial dos sólidos suspensos totais

	A	B	C	D	E
A		0,676197	0,00291	0,679971	0,081292
B	0,676197		0,100801	1	0,698412
C	0,00291	0,100801		0,099442	0,733606
D	0,679971	1	0,099442		0,694691
E	0,081292	0,698412	0,733606	0,694691	

-
- os valores mais elevados registados no ponto D, em Fevereiro, Maio e Agosto, poderão estar associados a acções de limpeza do leito e das margens, ocorridas na Ribeira de

Cortegaça, que provocaram uma ressuspensão apreciável dos sedimentos existentes neste local.

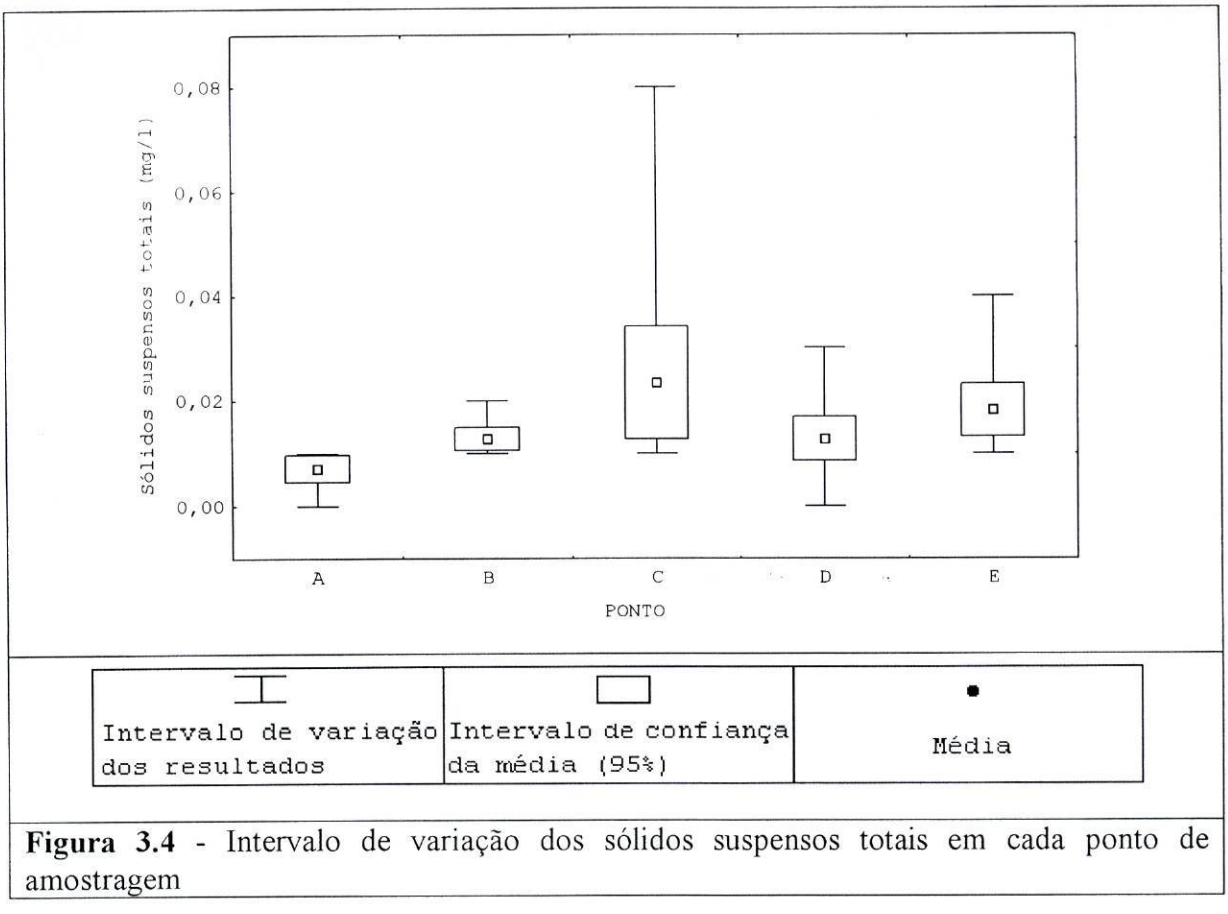

Figura 3.4 - Intervalo de variação dos sólidos suspensos totais em cada ponto de amostragem

3.1.4. Temperatura do ar

Da análise dos resultados relativos à temperatura do ar (figura 3.5) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 0,113586, com um nível de significância p de 0,977219, não traduzindo diferenças espaciais significativas;

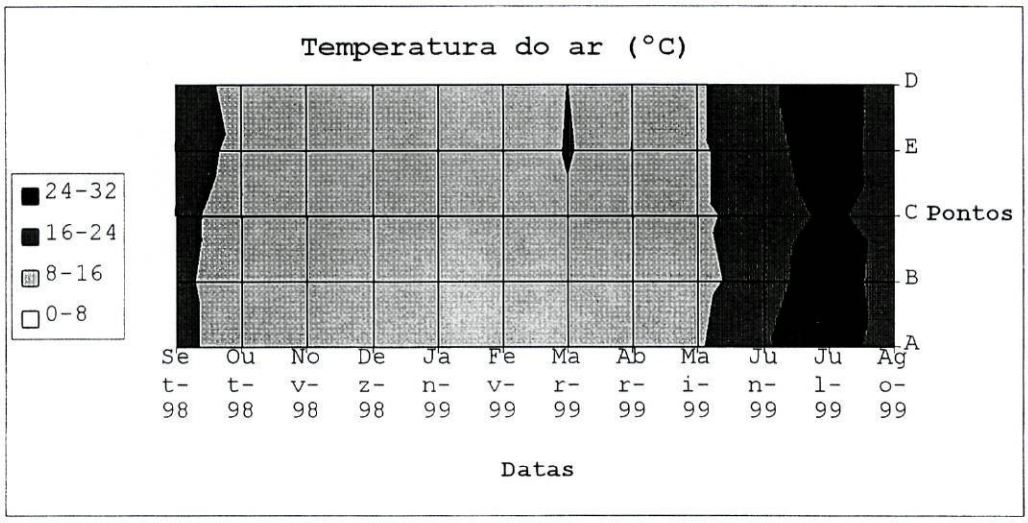

Figura 3.5 – Variação espacial e temporal da tempertura do ar, em cada ponto e em cada data

- a análise da variação espacial e temporal da temperatura do ar evidencia apenas diferenças significativas ao longo do tempo. Encontram-se temperaturas mais elevadas nos meses de Verão, especialmente em Julho e um inicío de Primavera relativamente frio. O Inverno apresenta-se ameno como era de esperar num clima Atlântico

3.1.5.Temperatura da água

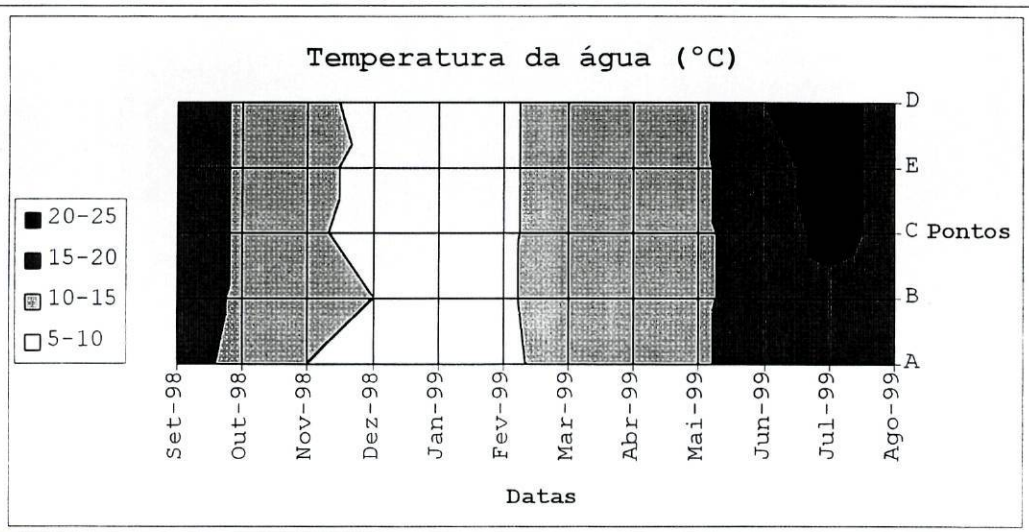

Figura 3.6 – Variação espacial e temporal da tempertura do água, em cada ponto e em cada data.

Da análise dos resultados relativos à temperatura da água (figura 3.6) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 0,042627, com um nível de significância p de 0,996455, não traduzindo diferenças espaciais significativas;

- a variação espacial e temporal da temperatura da água, apresenta uma flutuação sazonal marcada, permitindo definir quatro grupos, que correspondem efectivamente às estações do ano, sendo evidentes as temperaturas mais baixas nos meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro;

- a existência, em Julho, nos pontos C e E, de temperaturas bastante mais elevadas, poderá ser explicado pelo facto destes pontos conterem muita matéria orgânica dissolvida essencialmente proveniente do efluente descarregado no ponto C; segundo Wetzel (1993) os compostos orgânicos dissolvidos, especialmente os compostos húmicos, fazem aumentar a absorção de luz e consequentemente levam a um aumento da temperatura;

- na mesma data, o ponto D apresenta igualmente valores muito elevados para este parâmetro; isto poderá dever-se, quer à diminuição da profundidade e do caudal, quer a uma eventual contaminação com efluentes contendo, por exemplo, matéria orgânica;

- o padrão de variação da temperatura da água, é semelhante, de uma maneira geral, ao encontrado para a temperatura do ar, o que corrobora o facto de estes dois factores estarem fortemente relacionados.

3.1.6.Condutividade

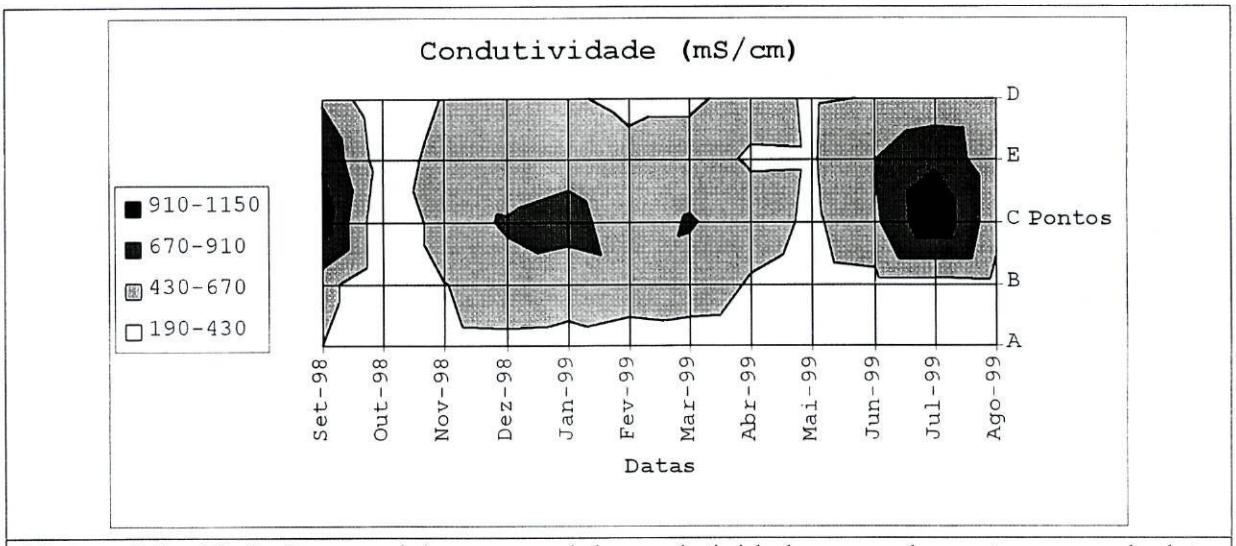

Figura 3.7 – Variação espacial e temporal da condutividade, em cada ponto e em cada data

Da análise dos resultados relativos à condutividade (figuras 3.7 e 3.8 e tabelas 3.2 e 3.3) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 9,39124, com um nível de significância p de 8,18E-06, indicando o teste de Spjotvoll/Stoline diferenças significativas entre os pontos A, B, D e C e entre os pontos A e E (tabela 3.2 e figura 3.8);

Tabela 3.2 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial da condutividade

	A	B	C	D	E
A		0,205265	0,000138	0,209753	0,003763
B	0,205265		0,00688	0,999976	0,608889
C	0,000138	0,00688		0,005099	0,223693
D	0,209753	0,999976	0,005099		0,50023
E	0,003763	0,608889	0,223693	0,50023	

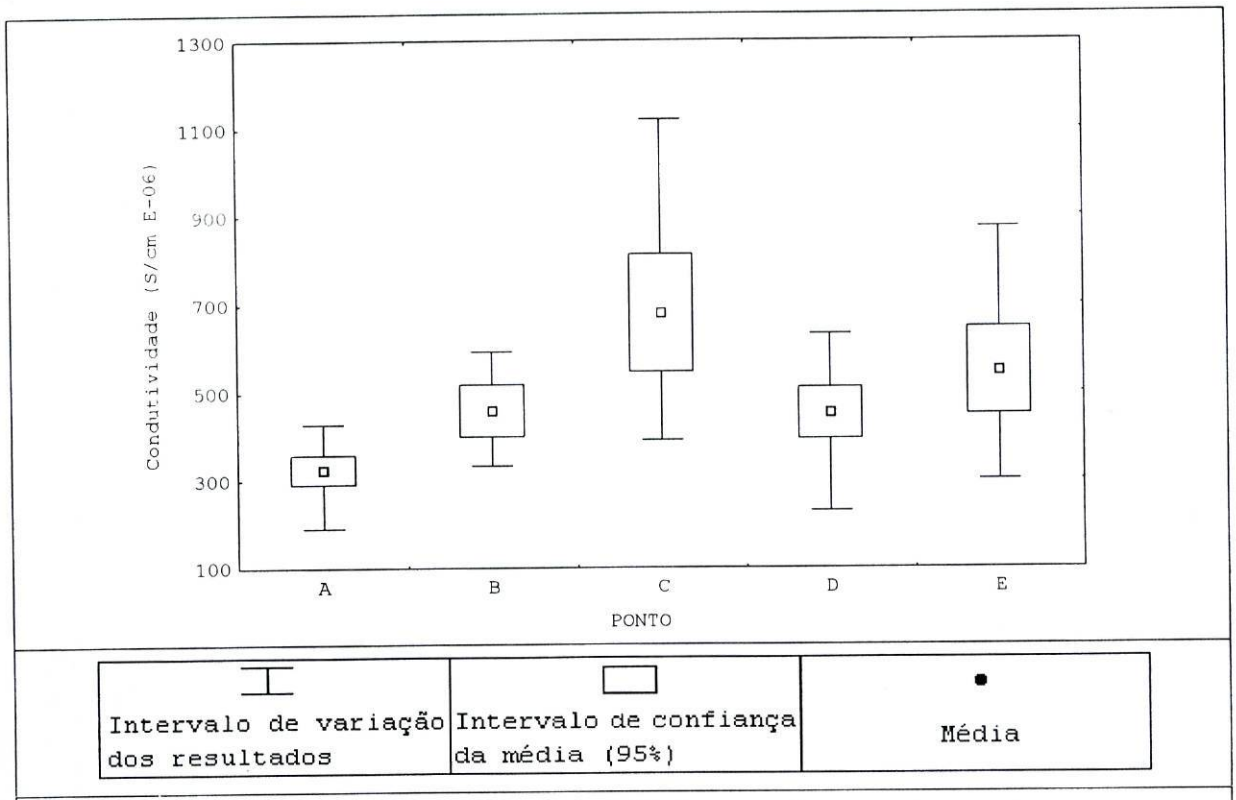

Figura 3.8 - Intervalo de variação da condutividade em cada ponto de amostragem.

- as diferenças encontradas entre os vários pontos parecem traduzir um aumento da condutividade de montante para jusante, o que se explica pelo aumento da quantidade de iões presentes na água, quer devido ao escorrimento superficial quer devido à dissolução levada a cabo pelo rio ao longo do seu curso;

- a presença de valores mais elevados nos pontos C e E parece estar relacionada com a existência de iões existentes em quantidades significativas nos efluentes de lagunagem, dada a proximidade destes pontos, principalmente do ponto C, do local de descarga do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça; no ponto E esta situação é amenizada pela diluição provocada pela entrada do afluente da Ribeira de Cortegaça no sistema da Vala de Maceda;

- de um modo geral, a condutividade parece aumentar na época seca e diminuir na época chuvosa, o que se deve, provavelmente, a um efeito de diluição nesta última,

suficientemente forte para se sobrepor ao efeito contrário provocado pelo escorrimento superficial e pela infiltração das águas freáticas;

Tabela 3.3 - Classes de classificação das águas segundo a condutividade (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970).

Condutividade µmhos/cm/cm²	Classes	Mineralização	Localização
C<30	1	Extremamente fraca	Lagos de alta montanha; águas periglaciares; algumas fontes
30≤C<50	2	Muito fraca	Fontes e torrentes de alta montanha; lagos oligotróficos; cursos de água com substrato ácido
50≤C<100	3	Fraca	Riachos e pequenos ribeiros
100≤C<200	4	Moderada	Numerosos ribeiros costeiros
200≤C<300	5	Razoavelmente forte	Regiões calcárias: zonas superior e média dos rios e ribeiros
300≤C<400	6	Forte	Regiões calcárias: zona inferior dos rios e ribeiros
400≤C<500	7	Muito forte	
C≥500	8	Extremamente forte	Águas selenitosas; águas poluídas

- relativamente à classificação de Nisbet & Verneaux (1970), os valores obtidos para este parâmetro encontram-se compreendidos, de um modo geral, nas classes 5 a 8 (tabela 3.3) o que indicia a existência de uma água poluída, principalmente na zona mais a jusante da Vala de Maceda, ou pode igualmente estar relacionado com a natureza arenosa do substrato.

3.1.7. pH

Da análise dos resultados relativos ao pH (figura 3.9 e tabela 3.4) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 0,468512, com um nível de significância p de 0,758534, não traduzindo diferenças espaciais significativas;

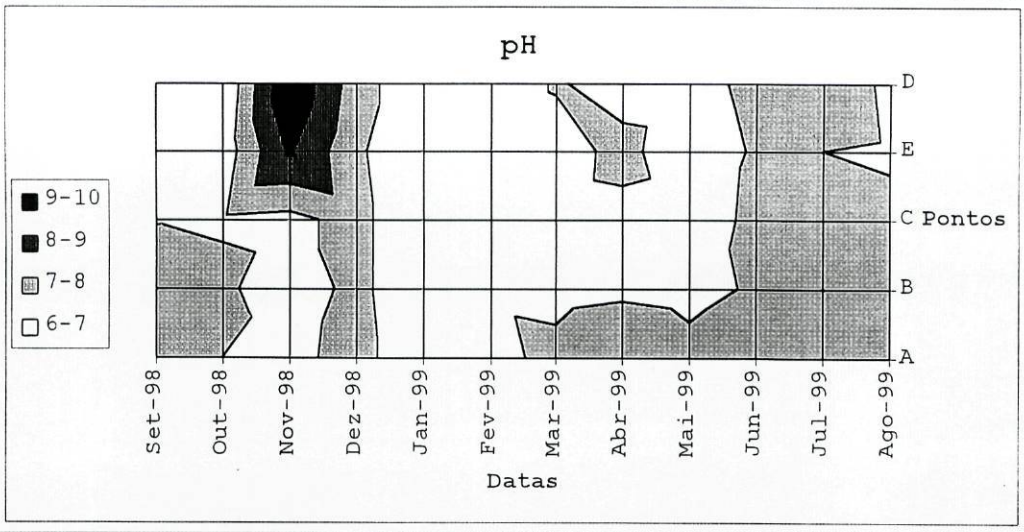

Figura 3.9 – Variação espacial e temporal do pH, em cada ponto e em cada data.

- as diferenças entre os vários pontos, de um modo geral, não parecem evidenciar a existência de um padrão definido de variação espacial;

- de um modo geral, o pH parece aumentar na época seca e diminuir na época chuvosa; o incremento na época seca deve-se, provávelmente, a um aumento da produtividade primária, levando a uma deslocação do sistema tampão bicarbonato no sentido da diminuição da quantidade de ácido carbónico em solução; a diminuição na época chuvosa poderá estar associada quer a um efeito de diluição, quer a uma diminuição da produtividade primária, que desloca o equilibrio do sistema tampão no sentido inverso ao descrito anteriormente;

- em Novembro, no ponto D e E, registaram-se valores mais elevados de pH (superiores a 9), não se verificando um paralelismo, no mesmo período de tempo, para os valores da alcalinidade (figura 3.12); este aumento parece ter origem na Ribeira de Cortegaça,

reprecutindo-se no ponto E, embora de uma forma já mais diluída; no conjunto dos dados disponíveis não se encontra uma explicação plausível para estes valores.

Tabela 3.4 - Classes de classificação das águas segundo o pH (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970)

pH	Classes	Acidez	Alcalinidade	Localização
pH<5	1	Forte		Fontes e curso superior dos ribeiros de zonas graníticas, de turfeiras ou florestas; cursos de água com substrato ácido
5≤pH<6	2	Média		
6≤pH<7	3	Fraca		
7≤pH<7.5	4	Aproximadamente neutro		Maioria das águas piscícolas; regiões calcárias
7.5≤pH<8	5		Fraca	
8≤pH<9	6		Média	Zonas inferiores das bacias hidrográficas; águas fechadas ou similares; concentrações vegetais em facies lêntico.
pH≥9	7		Forte	Águas pouco piscícolas; concentrações vegetais em facies lêntico; valores passageiros

- relativamente à classificação de Nisbet & Verneaux (1970), os valores obtidos para este parâmetro encontram-se compreendidos entre as classes 3 e 4 (tabela 3.4), excepto os valores dos pontos D e E, no mês de Novembro, que correspondem à classe 7.

3.1.8. Dureza

Da análise dos resultados relativos à dureza (figuras 3.10 e 3.11, tabelas 3.5 e 3.6) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 2,997582, com um nível de significância p de 0,026129, indicando o teste de Spjotvoll/Stoline diferenças espaciais significativas entre os pontos A e D (tabela 3.5, figura 3.11);

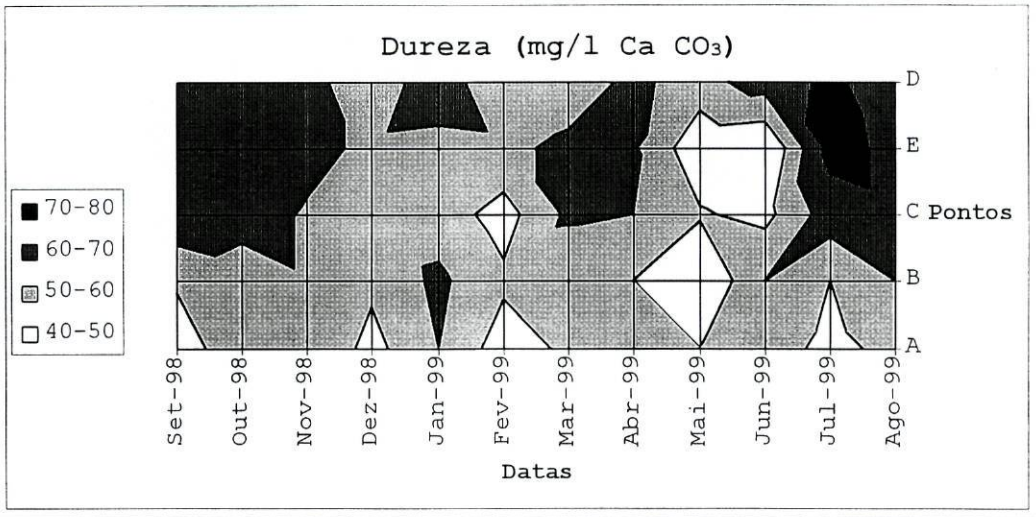

Figura 3.10 – Variação espacial e temporal da dureza, em cada ponto e em cada data.

Tabela 3.5 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial da dureza.

	A	B	C	D	E
A		0,995047	0,304805	0,048716	0,182729
B	0,995047		0,529705	0,119595	0,359286
C	0,304805	0,529705		0,901905	0,998564
D	0,048716	0,119595	0,901905		0,974945
E	0,182729	0,359286	0,998564	0,974945	

- as diferenças encontradas entre os vários pontos parecem sugerir um aumento ligeiro da dureza de montante para jusante, o que pode dever-se, essencialmente, ao escorrimento superficial e à acumulação de sedimentos;

- de um modo geral, a dureza, parece aumentar na época seca e diminuir na época chuvosa, provávelmente, devido ao efeito de diluição que ocorre nesta última, embora, ocorram algumas perturbações no padrão anterior, para as quais não se encontra uma explicação face aos dados disponíveis;

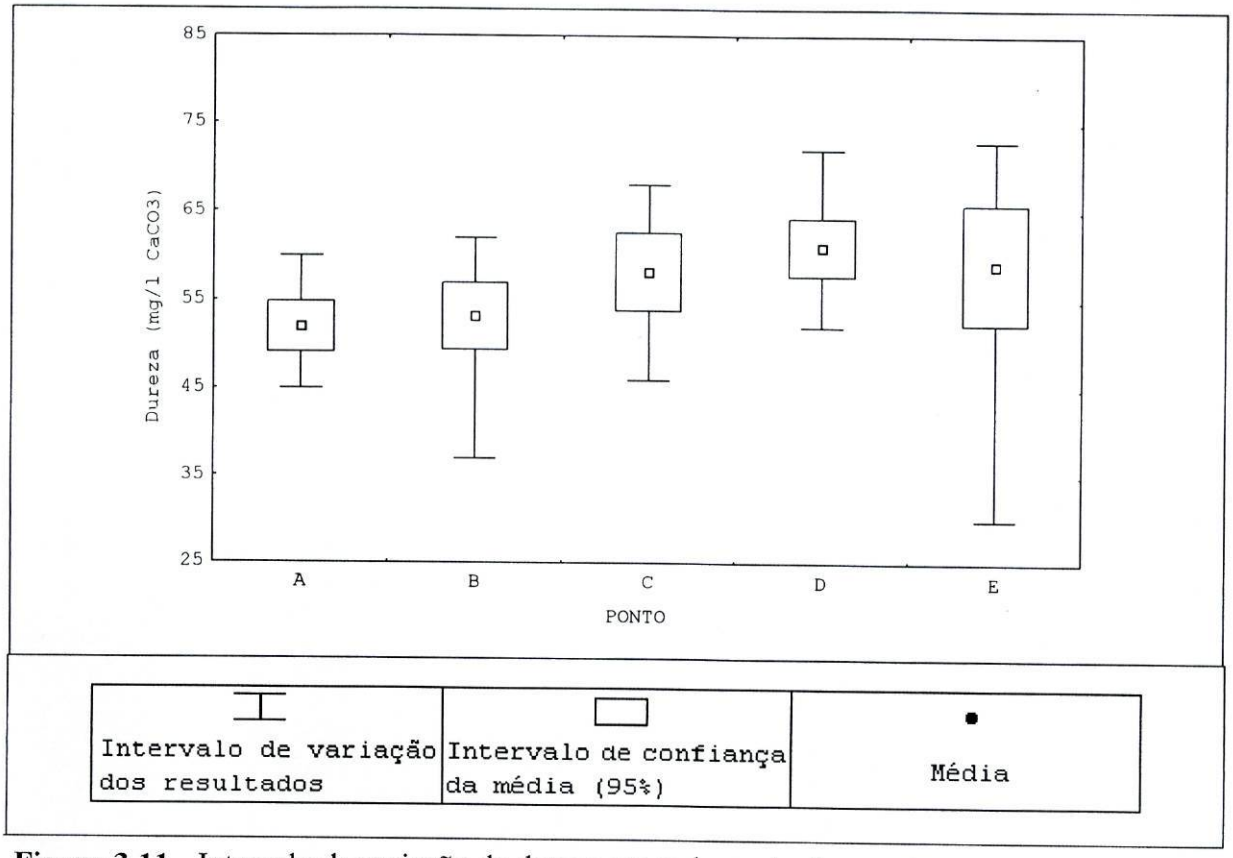

Figura 3.11 - Intervalo de variação da dureza em cada ponto de amostragem

- é de salientar que a descarga do efluente da ETAR não parece afectar, de modo significativo, este parâmetro, embora, segundo Nisbet & Verneaux (1970), a dureza possa estar relacionada com a presença de proteínas e ácidos fracos resultantes da oxidação da matéria orgânica, aumentando a solubilidade do carbonato de cálcio.

- relativamente à classificação de Nisbet & Verneaux (1970), os valores obtidos para este parâmetro encontram-se compreendidos, na generalidade dos casos, na classe 4 (tabela 3.6), o que é concordante com a existência de um substrato predominantemente arenoso.

Tabela 3.6 - Classes de classificação das águas segundo a dureza (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970).

[Ca-Mg] em mg/l (dureza total)	Classes	Localização	Indicação de trofia (mineralização segundo Huet)
D<10	1	Rochas eruptivas dos maciços antigos; cursos de água com substrato silicoso	Águas muito pobres, pouco piscícolas (oligotrofia)
10≤D<20	2	Margens das zonas precedentes e continuação dos cursos de água da classe 1	Produtividade fraca
20≤D<40	3	Zona intermédia, pouco representada; cursos de água das classes 1 e 2 enriquecidos por contribuições laterais	Produtividade mediocre
40≤D<80	4	Zonas superiores dos cursos de água com substrato sedimentar; regiões calcárias	Produtividade média
80≤D<110	5		Águas tipicamente piscícolas, muito produtivas (eutrofia)
110≤D<150	6	Zonas inferiores dos grandes rios de planície	Águas duras
D≥150	7	Cursos de água enriquecidos por contribuições laterais ou que atravessam camadas salinas; águas poluídas	Águas muito duras, incrustantes (frequentemente magnesianas)

3.1.9. Alcalinidade

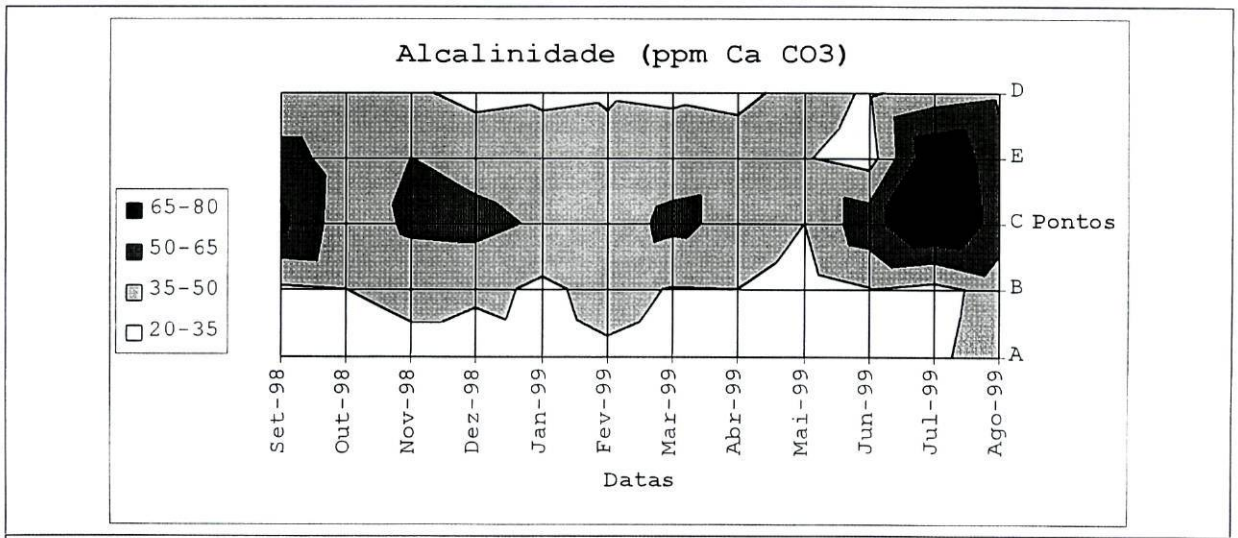

Figura 3.12 – Variação espacial e temporal da alcalinidade, em cada ponto e em cada data

Tabela 3.7 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial da alcalinidade

	A	B	C	D	E
A		0,629582	0,00013	0,482287	0,000668
B	0,629582		0,000251	0,999377	0,036085
C	0,00013	0,000251		0,000402	0,369648
D	0,482287	0,999377	0,000402		0,064242
E	0,000668	0,036085	0,369648	0,064242	

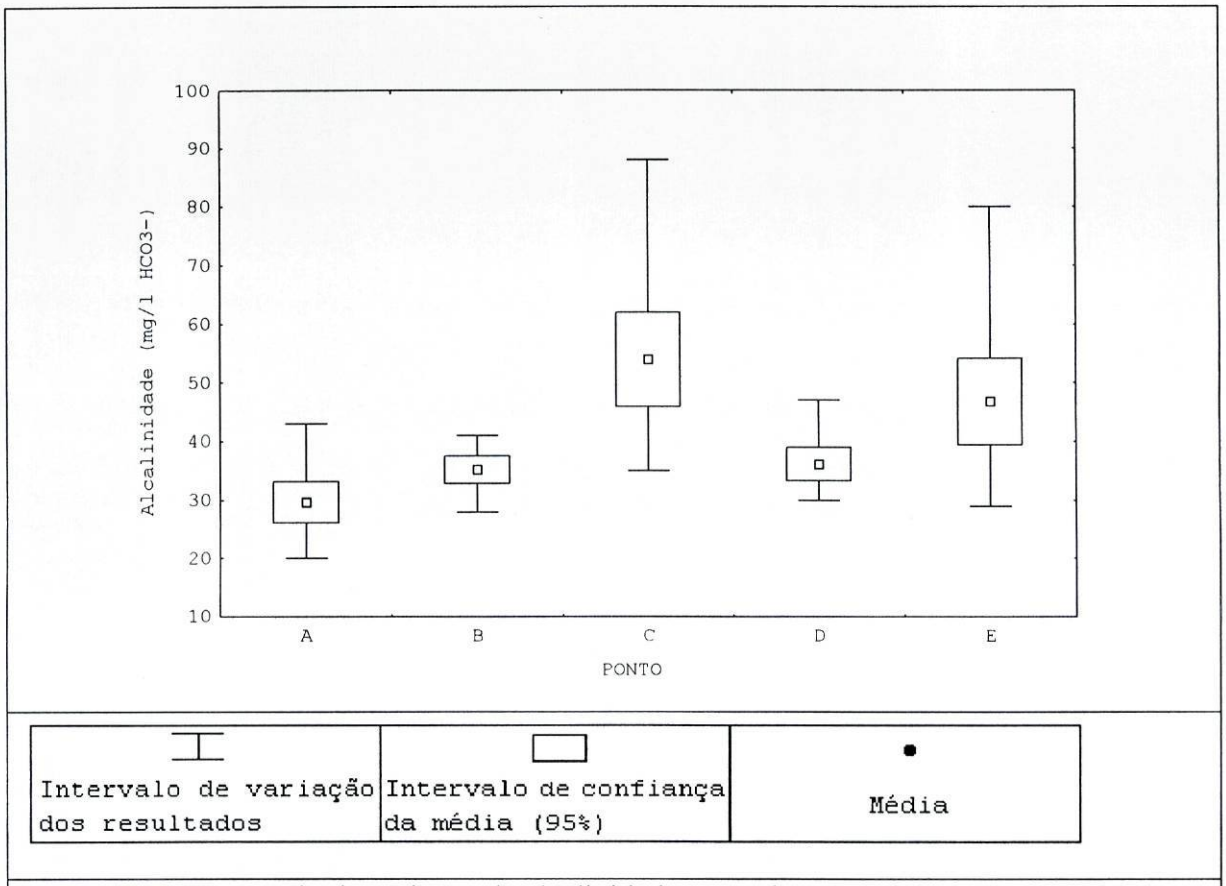

Figura 3.13 - Intervalo de variação da alcalinidade em cada ponto de amostragem

Da análise dos resultados relativos à alcalinidade (figuras 3.12 e 3.13, tabelas 3.7 e 3.8) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 12,46855, com um nível de significância p de 2,76E-07, indicando o teste de Spjotvoll/Stoline diferenças espaciais significativas entre os pontos A, B, D e C e entre os pontos A, B e E (tabela 3.7, figura 3.13);

- a análise da variação temporal reflecte um aumento da alcalinidade na época seca e uma diminuição na época chuvosa, o que provavelmente se pode atribuir, quer à diminuição da produtividade primária, quer ao efeito de diluição que ocorrem nesta última; esta variação é concordante, quer com a variação do pH, onde ocorre uma diminuição da acidez durante os meses de estiagem, quer com a variação da condutividade, que regista valores mais elevados na época seca;

- a análise espacial sugere um aumento da alcalinidade de montante para jusante, sendo evidentes valores mais elevados no ponto C e valores mais baixos nos afluentes da vala (pontos A e D); tal facto pode estar relacionado com a abundância da comunidade fitoplanctónica, que se apresenta com menores densidades nos afluentes (figura 3.23); os valores mais elevados, encontrados no ponto C, em Novembro, Dezembro, Março e Julho, podem resultar da actividade fotossintética elevada levada a cabo pelas clorófitas e cianófitas, que se apresentam com densidades elevadas nestes meses (figuras 3.25 e 3.28).

- relativamente à classificação de Nisbet & Verneaux (1970), os valores obtidos para este parâmetro encontram-se compreendidos, na generalidade dos casos, nas classes 2 e 3 (tabela 3.8), o que corresponde a uma alcalinidade fraca.

Tabela 3.8 - Classes de classificação das águas segundo a alcalinidade total (adaptadas de Nisbet & Verneaux,1970)

Alcalinidade total	Classes	Alcalinidade	Exemplos de localização
T<25	1	Excessivamente fraca; águas muito pouco produtivas	Lagos de alta montanha; águas periglaciares; curso superior dos rios de substrato ácido
25≤T<50	2	Muito fraca; águas doces pouco produtivas	Curso superior e médio dos rios de substrato ácido
50≤T<100	3	Fraca	Margens dos maciços cristalinos
100≤T<150	4	Média; águas muito produtivas	Curso inferior dos rios de substrato ácido; zonas superiores dos rios de substrato calcário
150≤T<250	5		Rios de planície e grandes cursos de água; zonas médias e inferiores dos rios de susbtrato calcário
250≤T<350	6	Forte	Rios poluídos
T≥350	7	Muito forte	Rios poluídos

3.1.10. Oxigénio dissolvido

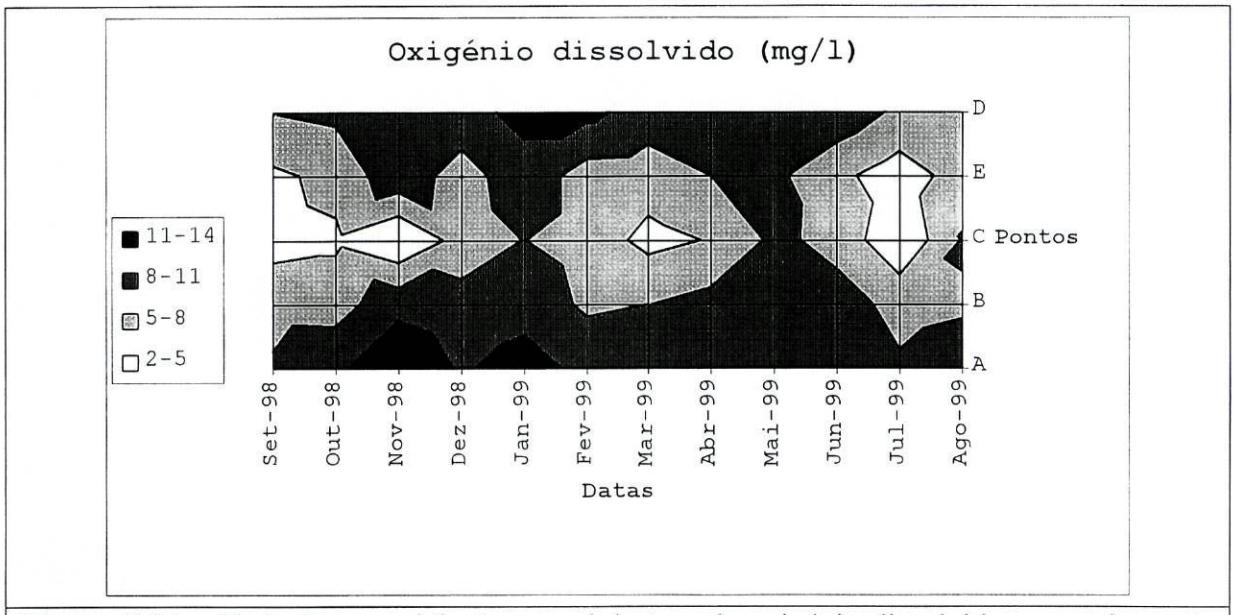

Figura 3.14 – Variação espacial e temporal do teor de oxigénio dissolvido, em cada ponto e em cada data.

Tabela 3.9 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial do oxigénio

	A	B	C	D	E
A		0,107165	0,000132	0,936132	0,000265
B	0,107165		0,017483	0,43318	0,176999
C	0,000132	0,017483		0,000199	0,865778
D	0,936132	0,43318	0,000199		0,002018
E	0,000265	0,176999	0,865778	0,002018	

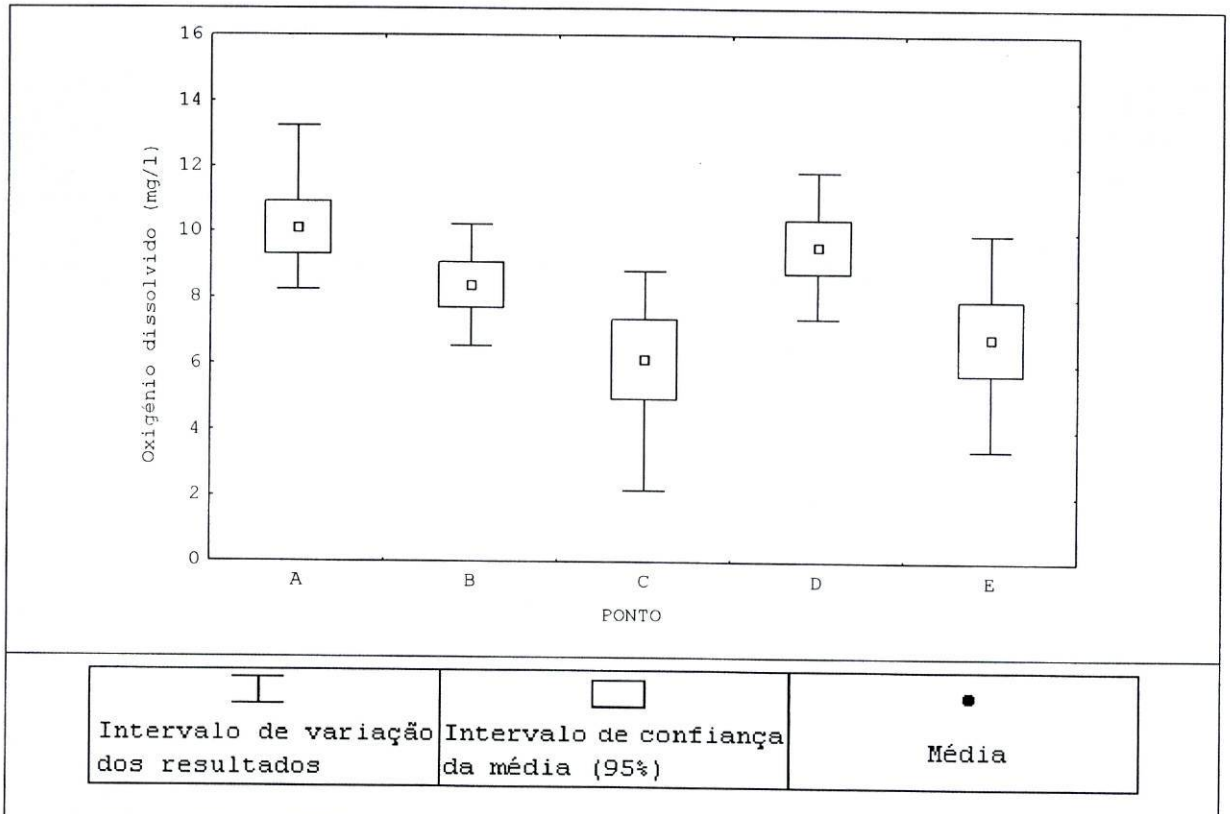

Figura 3.15 - Intervalo de variação do oxigénio dissolvido em cada ponto de amostragem

Da análise dos resultados relativos ao teor de oxigénio dissolvido (figuras 3.14 e 3.15, tabela 3.9) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 12,15064, com um nível de significância p de 3,8E-07, indicando o teste de

Spjotvoll/Stoline diferenças espaciais significativas entre os pontos A, B, D e C e entre os pontos A, D e E;

- os valores mais baixos da concentração de oxigénio dissolvido, encontram-se nos pontos a jusante do local de descarga do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça (pontos C e E); isto, pode ser explicado, por um lado, pela sobrecarga de matéria orgânica e sólidos suspensos veiculada por este tipo de efluentes, que faz aumentar, respectivamente, o consumo de oxigénio dissolvido no meio receptor e a diminuição da fotossíntese, provocando assim a redução da quantidade de oxigénio na água;

- os valores mais baixos, encontrados no ponto C, podem dever-se aos seguintes factores:
  - nos meses de Março e Julho a um decréscimo da produtividade primária devido à diminuição da densidade do fitoplancton (figura 3.23);
  - nos meses de Setembro a Novembro, a um valor elevado de sólidos suspensos (figura 3.3) o que pode provocar uma diminuição da intensidade luminosa e um aumento do consumo de oxigénio para degradar matéria orgânica;

- os valores mais elevados encontrados nos pontos A e D, nos meses de Janeiro e no mês de Novembro no ponto A, podem dever-se ao aumento do caudal do rio, nesta época, devido ao aumento da pluviosidade, o que consequentemente irá levar a um aumento da velocidade da corrente (figura 3.2) e a uma melhor oxigenação das águas.

3.1.11. CBO_5

Da análise dos resultados relativos ao CBO_5 (figuras 3.16 e 3.17, tabelas 3.10 e 3.11) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 7.071716, com um nível de significância p de 0,000114, indicando o teste de

Spjotvoll/Stoline diferenças espaciais significativas entre os pontos A e B, A e C e os pontos A, D e E;

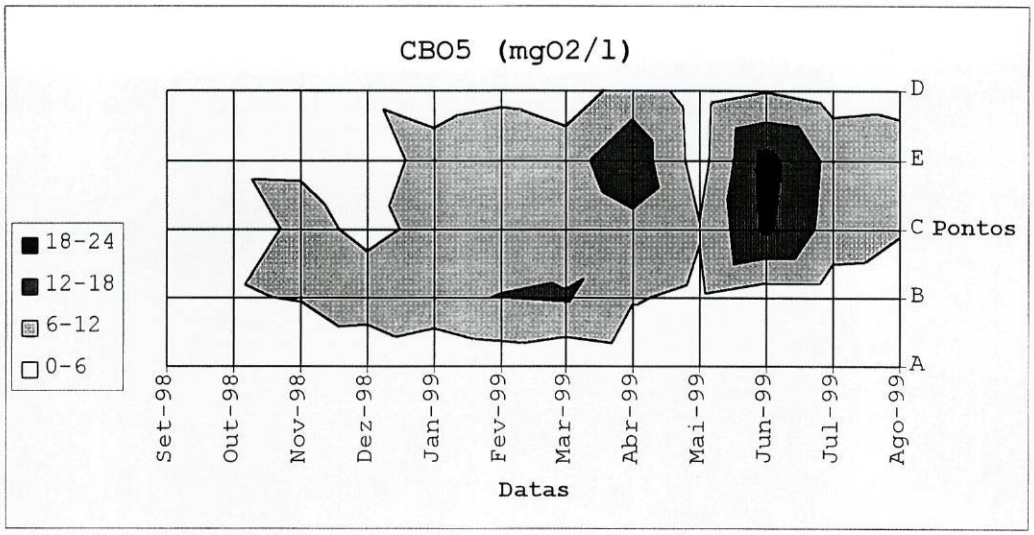

Figura 3.16 – Variação espacial e temporal do CBO_5, em cada ponto e em cada data

Tabela 3.10 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial do CBO_5

	A	B	C	D	E
A		0,044562	0,002311	0,797085	0,000501
B	0,044562		0,826982	0,412377	0,512662
C	0,002311	0,826982		0,051545	0,984180
D	0,797085	0,412377	0,051545		0,012824
E	0,000501	0,512662	0,984180	0,012824	

- as diferenças encontradas entre os vários pontos de amostragem parecem traduzir um aumento do CBO_5 de montante para jusante, sendo evidentes valores mais elevados nos pontos C e E, o que traduz uma poluição orgânica intensa; isto poderá estar relacionado com a sobrecarga de matéria orgânica veiculada pelo efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça;

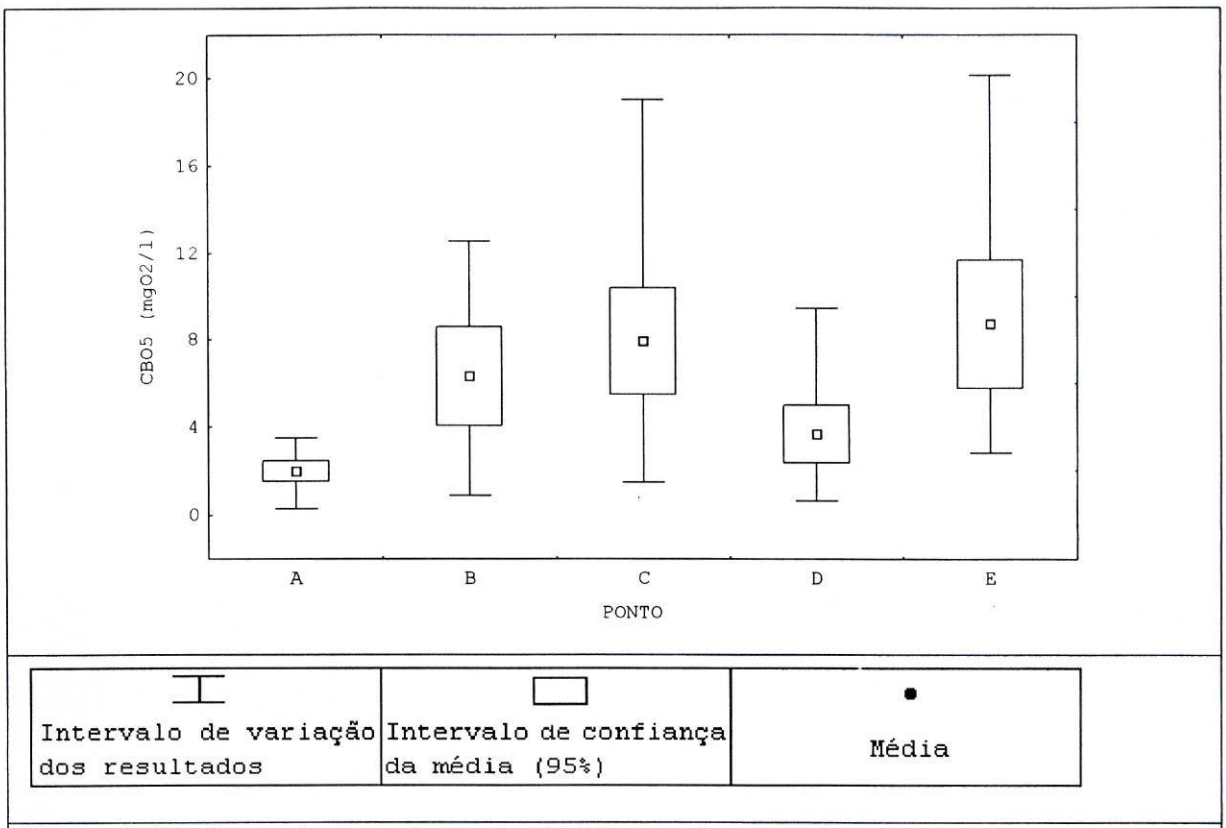

Figura 3.17 - Intervalo de variação do CBO5 em cada ponto de amostragem

- de uma maneira geral, os valores de CBO5 parecem aumentar na época seca e diminuir nos períodos de maior pluviosidade, o que parece estar relacionado com uma maior diluição, devida ao aumento da velocidade da corrente e com a diminuição da temperatura, que provoca um abrandamento dos processos metabólicos de degradação da matéria orgânica;

- os valores mais elevados, encontrados no ponto B, entre os meses de Novembro e de Abril, poderão estar relacionados com descargas de poluentes, traduzindo uma situação de poluição orgânica intensa;

- a determinação dos valores relativos aos pontos A e D, bem como a do ponto B, com excepção do período compreendido entre Novembro e Abril, foi feita sem recurso a diluições das amostras; as determinações relativas aos pontos C e E, com excepção dos meses de Setembro e Outubro, bem como a do ponto B, entre Novembro e Abril, foram feitas recorrendo a diluições das amostras; o que pode ter provocado perturbações na

comunidade microbiana presente e explicar o valor relativamente baixo encontrado para alguns dos resultados obtidos.

Tabela 3.11 - Classes de classificação das águas segundo o $C.B.O._5$ a 20°C (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970)

$C.B.O._5$ a 20°C em mg/l	Classes	Situação
$C.B.O._5 < 1$	1	Normal
$1 \leq C.B.O._5 < 3$	2	Aceitável
$3 \leq C.B.O._5 < 6$	3	Duvidosa
$C.B.O._5 \geq 6$	4	Anormal

- relativamente à classificação de Nisbet & Verneaux (1970), os valores obtidos para este parâmetro encontram-se compreendidos, na generalidade dos casos, nas classes 2 a 4 (tabela 3.11), estando incluídos nesta última classe os valores determinados nos pontos B (até Abril), C e E, o que reforça as considerações feitas anteriormente sobre a existência, nestes pontos , de uma poluição orgânica intensa.

3.1.12. Amónia, Nitritos e Nitratos

A amónia, os nitritos e os nitratos representam diferentes formas de mineralização do azoto. Visto estarem relacionadas entre si, optou-se por efectuar uma análise conjunta dos resultados. Desta análise (figuras 3.18, 3.19 e 3.20, tabelas 3.12, 3.13, 3.14 e 3.15) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), para a amónia, registou um valor (F) de 5,736257, com um nível de significância p de 0,000623, indicando o teste de Spjotvoll/Stoline diferenças espaciais significativas entre os pontos A e C, A e E, D e C (tabela 3.12, figura 3.19);

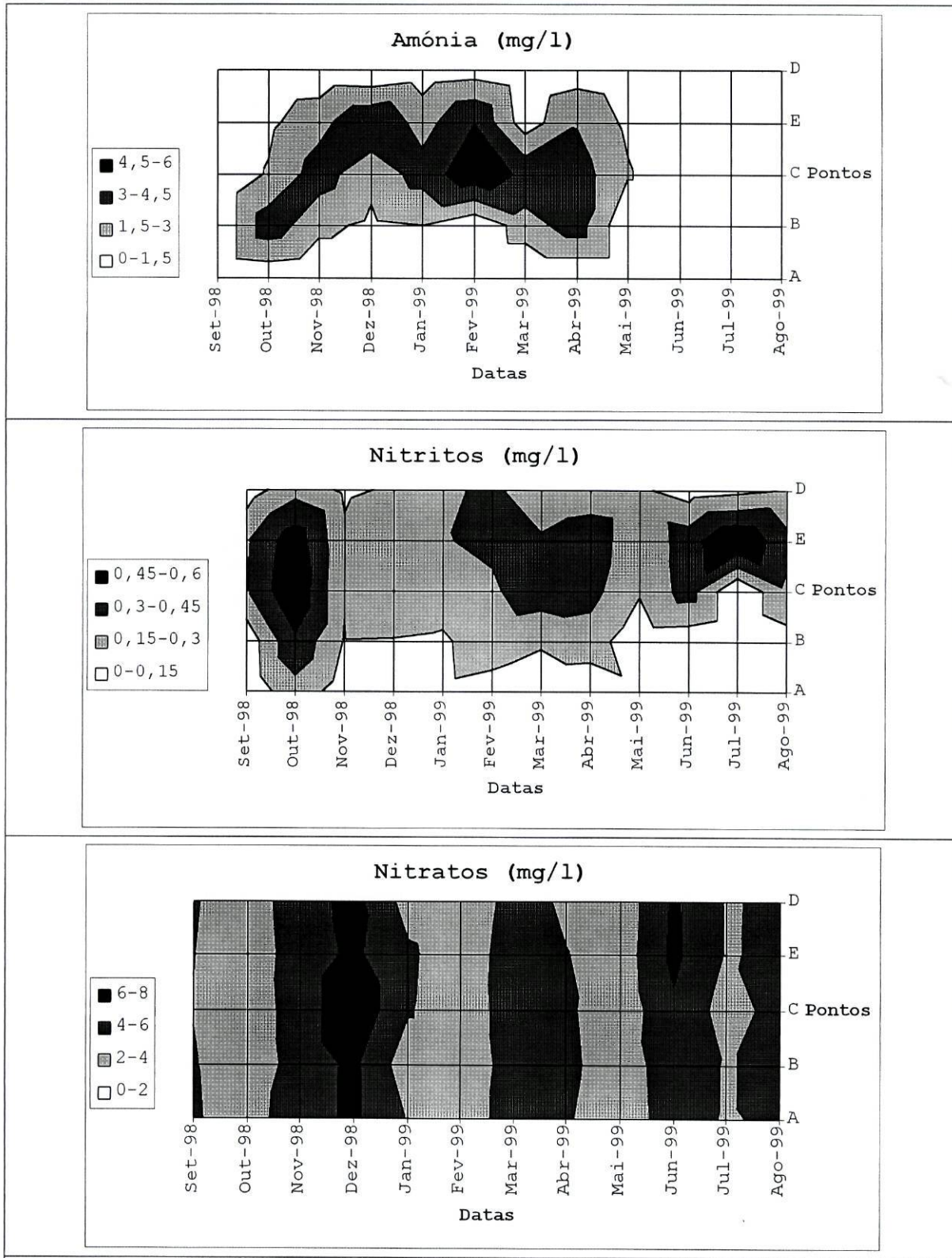

Figura 3.18 – Variação espacial e temporal da amónia, nitritos e nitratos, em cada ponto e em cada data

Tabela 3.12 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial da amónia.

	A	B	C	D	E
A		0,21307	0,002019	0,996514	0,034246
B	0,21307		0,376949	0,385881	0,924005
C	0,002019	0,376949		0,005869	0,856726
D	0,996514	0,385881	0,005869		0,081573
E	0,034246	0,924005	0,856726	0,081573	

Tabela 3.13 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial dos nitritos

	A	B	C	D	E
A		0,738402	0,001118	0,407097	0,000132
B	0,738402		0,036718	0,983096	0,00047
C	0,001118	0,036718		0,128842	0,544967
D	0,407097	0,983096	0,128842		0,002188
E	0,000132	0,00047	0,544967	0,002188	

- a análise da variação espacial e temporal da amónia permite encontrar algumas semelhanças com a variação da concentração do oxigénio dissolvido (figura 3.14), correspondendo os valores mais elevados de amónia a concentrações relativamente baixas de oxigénio. Esta situação traduz um processo incompleto de mineralização da matéria orgânica, atríbuivel à fraca capacidade oxidante do meio. Situação inversa verifica-se nos pontos A e D, onde as concentrações mais baixas de amónia estão associadas, de um modo geral, a valores mais elevados de oxigénio;

- de uma maneira geral, a amónia parece aumentar nos pontos C e E, o que poderá estar relacionado com as descargas do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça, que contêm grandes quantidades de azoto, superiores à capacidade de oxidação do meio;

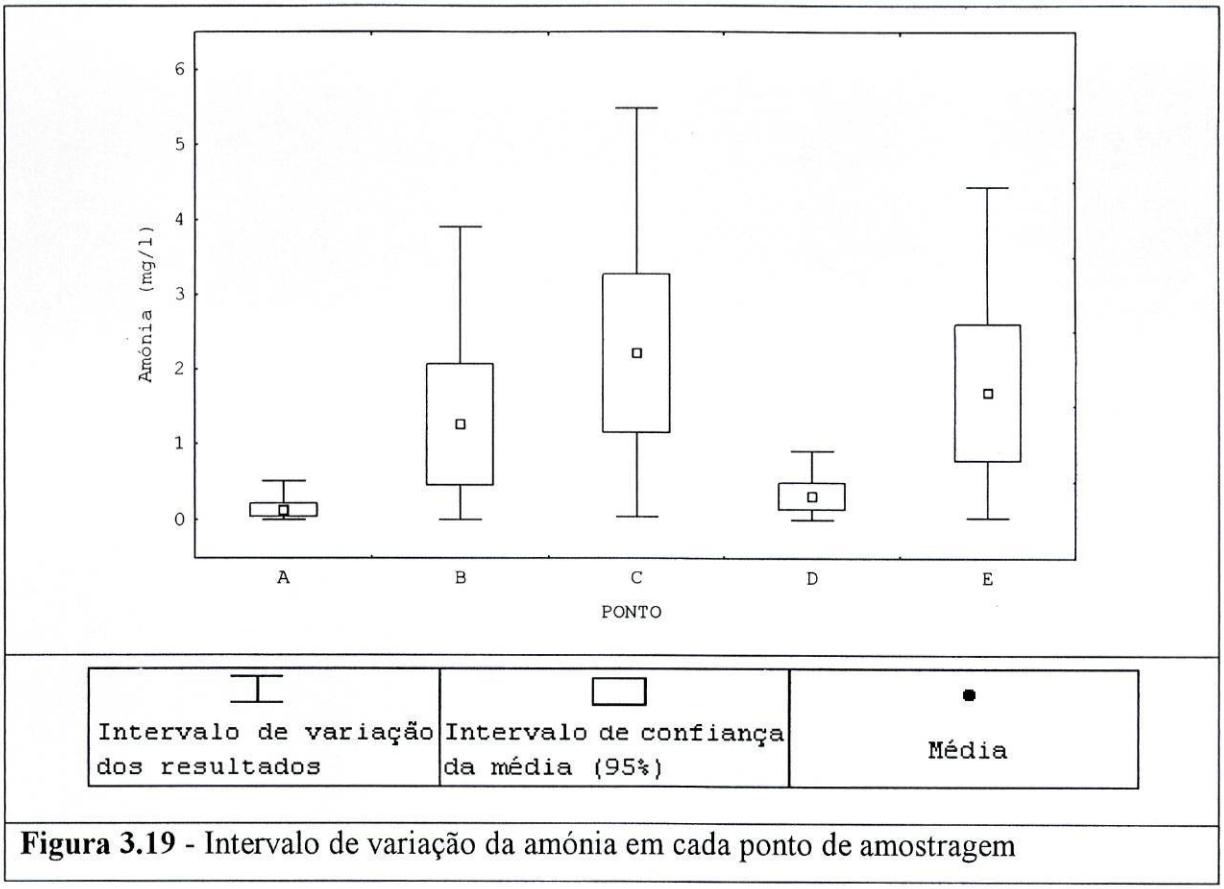

Figura 3.19 - Intervalo de variação da amónia em cada ponto de amostragem

- Os valores mais baixos de amónia, encontrados na generalidade dos pontos, nos meses de Maio, Junho, Julho e Agosto, poderão estar relacionados com um maior desenvolvimento do fitoplancton (figura 3.23), o que leva a um maior consumo de amónia; em geral, a assimilação dos estados menos oxidados das formas de azoto requer menos energia e, por isso, a amónia tem tendência para ser mais utilizada (Margalef, 1983; Round, 1985; Wetzel, 1993);

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), para os nitritos, registou um valor (F) de 10,71683, com um nível de significância p de 1,71E-06), indicando o teste de Spjotvoll/Stoline diferenças espaciais significativas entre os pontos A, B e C, e pontos A, B, D e E (tabela 3.13, figura 3.20);

- a concentração de nitritos parece aumentar de montante para jusante; os valores elevados de nitritos encontrados em Outubro, nos pontos C e E, e em Julho, no ponto E, parecem

ter origem numa nitrificação incompleta, devido aos baixos valores de oxigénio encontrados na mesma altura (figura 3.14);

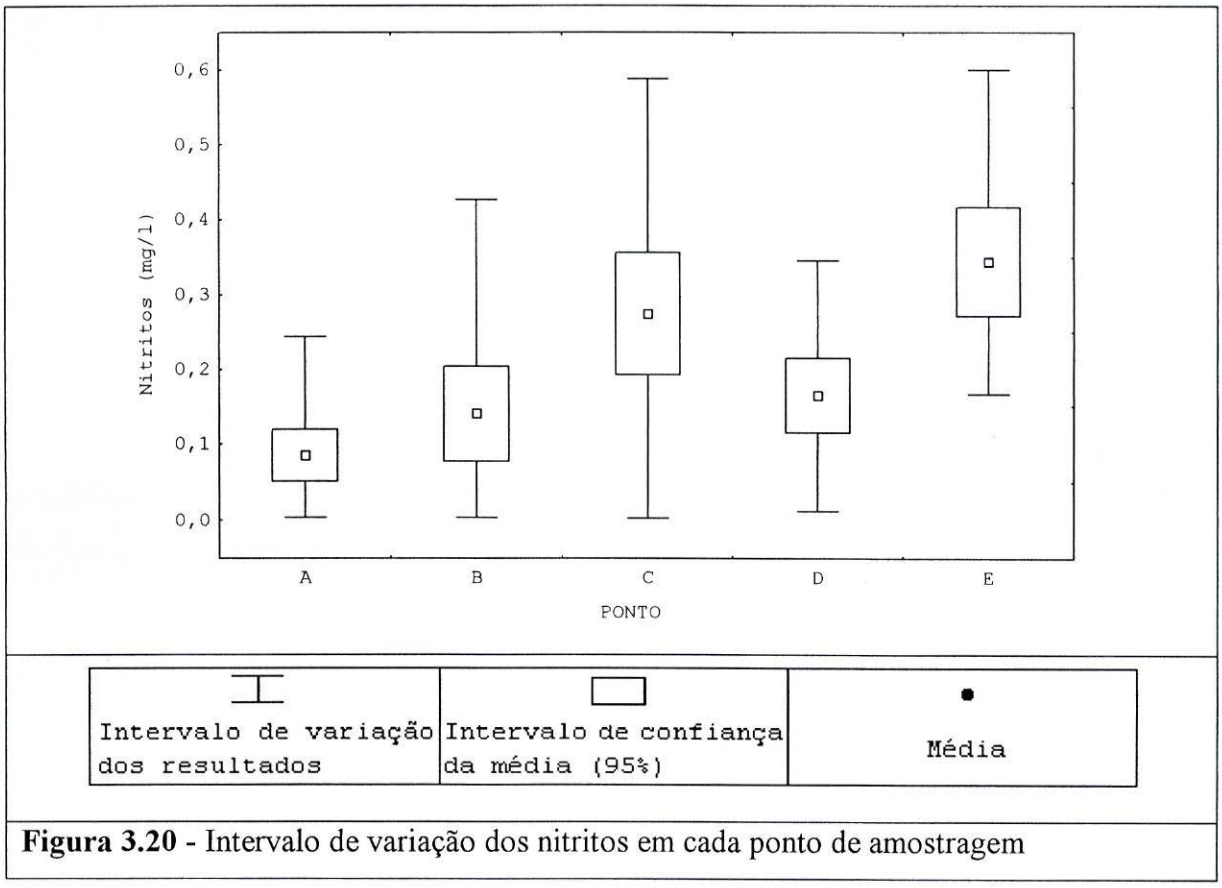

Figura 3.20 - Intervalo de variação dos nitritos em cada ponto de amostragem

- de um modo geral a concentração de nitritos é mais elevada no ponto E do que no ponto C, ao contrário do que sucedia com a amónia (Anexo 1), podendo tal dever-se a um maior poder oxidante do meio em E (comparativamente com C onde é fortemente redutor) embora ainda insuficiente para permitir a oxidação completa destes até nitratos; esta situação era esperada, visto o ponto C se encontrar mais perto do local de descarga do efluente da ETAR; segundo Nisbet & Verneaux (1970), junto a um foco de poluição, as concentrações de amónia são relativamente elevadas, ao contrário das de nitritos e nitratos, tendendo estes a aumentar para jusante e a diminuir a concentração de amónia;

- os dados relativos à amónia e nitritos mostram diferenças significativas entre os pontos C e E, onde se registam, de um modo geral, valores mais elevados, e os restantes pontos;

segundo Nisbet e Verneaux (1970), estas formas de azoto apenas permanecem no meio quando este não é suficientemente oxidante, traduzindo esta situação um estado crítico de poluição orgânica;

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), para os nitratos, registou um valor (F) de 0,055903, com um nível de significância p de 0,994017, não traduzindo diferenças espaciais significativas;

- relativamente aos nitratos não existe um padrão definido de variação espacial; de um modo geral, a concentração de nitratos não apresenta flutuações significativas ao longo da Vala; este facto parece concordante com o que foi referido para aos pontos C e E em relação à amónia e aos nitritos (embora a capacidade de oxidação aumente de C para E, não é suficiente para ter um efeito sobre a concentração de nitratos, apenas se reflectindo na concentração de nitritos);

- a concentração de nitratos apresenta um nítida variação temporal, que parece ocultar quase completamente qualquer eventual variação espacial dessa mesma concentração, e para a qual não se encontra uma explicação plausível no conjunto de resultados obtidos no presente trabalho;

- em termos globais, o conjunto de valores relativos aos compostos azotados, especialmente a amónia e os nitritos, sugerem a existência de uma poluição orgânica na Vala de Maceda, associada nitidamente ao ponto C, sendo esta contaminação extensível ao ponto E, localizado mais a jusante.

- relativamente à classificação de Nisbet & Verneaux (1970), os valores obtidos para a amónia (tabela 3.14) encontram-se compreendidos, na generalidade dos casos entre as calsses 2 e 3, o que reforça as considerações anteriores sobre a existência de uma poluição significativa;

Tabela 3.14 - Classes de classificação das águas segundo o teor em azoto amoniacal (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970)

mg/l de NH_4^+	Classes	Situação
$NH_4^+ < 0.01$	1	normal a duvidosa
$0.01 \leq NH_4^+ < 0.1$	2	poluição insidiosa
$NH_4^+ \geq 1$	3	estado de poluição crítica

Tabela 3.15 - Classes de classificação das águas segundo o teor em nitritos (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970)

mg/l de NO_2^-	Classes	Situação
$NO_2^- < 0.01$	1	Águas puras ou autodepuração activa
$0.01 \leq NO_2^- < 0.1$	2	Poluição insidiosa, perturbação do ciclo do azoto
$0.1 \leq NO_2^- < 1$	3	Poluição sensível
$NO_2^- \geq 1$	4	Estado de poluição crítica

- relativamente à classificação de Nisbet & Verneaux (1970), os valores obtidos para os nitritos encontram-se compreendidos, na generalidade dos casos entre as classes 2 e 3, (tabela 3.15) o que está de acordo com o anteriormente exposto.

3.1.13. Ortofosfatos

Da análise dos resultados relativos aos ortofosfatos (figuras 3.21 e 3.22, tabelas 3.16 e 3.17) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise de variância a um critério de classificação (ANOVA), registou um valor (F) de 18,36078, com um nível de significância p de 2,44E-09, indicando o teste de Spjotvoll/Stoline diferenças espaciais significativas entre os pontos A, B, D e C e os pontos, A, B, D e E (tabela 3.16, figura 3.22);

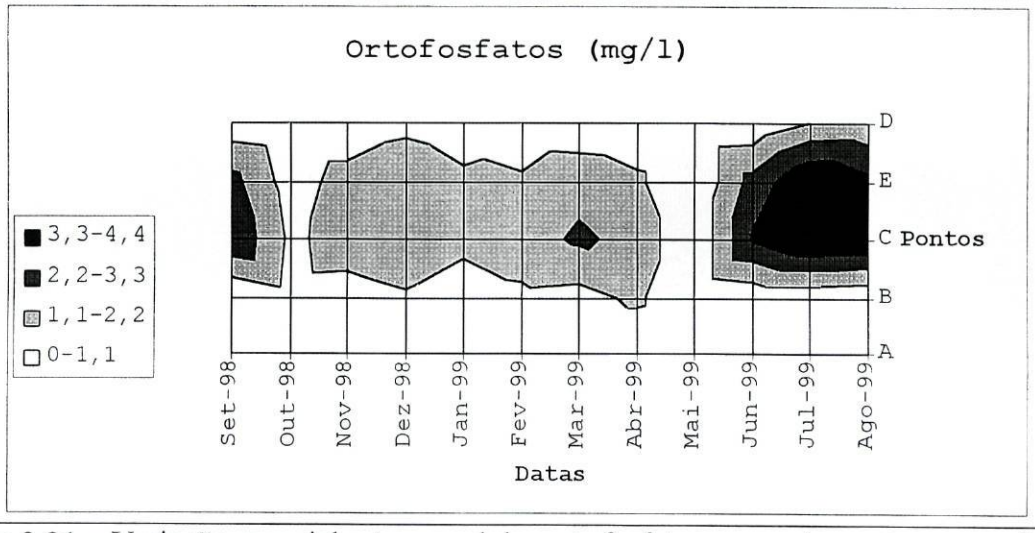

Figura 3.21 – Variação espacial e temporal dos ortofosfatos, em cada ponto e em cada data

- nos pontos C e E registam-se, de um modo geral, os valores mais elevados de ortofosfatos (indiciando a existência de uma poluição orgânica), o que pode ser explicado pelo teor elevado de ortofosfatos que normalmente os efluentes de lagunagem veiculam;

- é evidente a existência de uma variação temporal, correspondendo os valores mais elevados à época estival e os menores à época chuvosa, sobrepondo-se a capacidade de diluição provocada por esta ao efeito de lixiviação dos solos;

- os valores mais baixos registados em Outubro e Maio, poderão estar relacionados com um aumento do efectivo fitoplanctónico em Setembro e em Abril (figura 3.23), o que terá levado a uma diminuição muito significativa da concentração de ortofosfatos;

Tabela 3.16 - Resultados do teste de Spjotvoll/Stoline para a variação espacial dos fosfatos

	A	B	C	D	E
A		0,679729	0,000129	0,894569	0,000151
B	0,679729		0,000147	0,993451	0,001508
C	0,000129	0,000147		0,00013	0,61733
D	0,894569	0,993451	0,00013		0,000482
E	0,000151	0,001508	0,61733	0,000482	

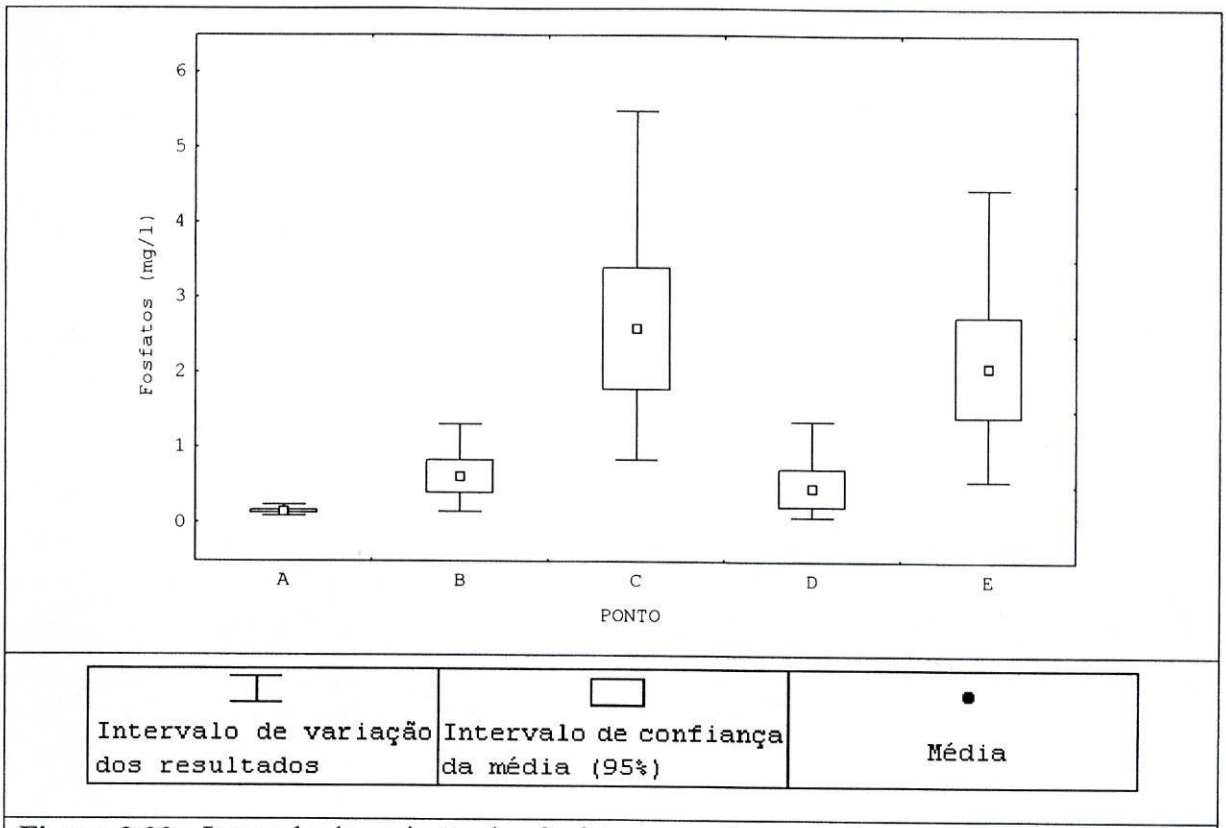

Figura 3.22 - Intervalo de variação dos fosfatos em cada ponto de amostragem

- verifica-se uma variação deste parâmetro semelhante à da alcalinidade e à da condutividade; a primeira pode dever-se ao facto de os ortofosfatos incrementarem a produtividade primária e, consequentemente, o consumo de dióxido de carbono do meio; a segunda pode explicar-se pelo facto de a condutividade depender da concentração de iões existentes no meio, nomeadamente de ortofosfatos (um exemplo da semelhançada variação entre os ortofosfatos e a condutividade é o facto de, nos meses de Outubro e Maio, ter ocorrido uma baixa simultânea dos valores destes dois parâmetros, bem como ter ocorrido um aumento significativo, nos pontos C e E, em Julho (figuras 3.7 e 3.21);

- relativamente à classificação de Nisbet & Verneaux (1970), os valores obtidos para os fosfatos encontram-se compreendido entre as classes 3 e 6 (tabela 3.17), indicando a existência de uma água poluída e eutrofizada.

Tabela 3.17 - Classes de classificação das águas segundo o teor em fosfatos (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970)

Fosfatos µg/l de PO_4^{3-}	Classes	Grau de trofia e localização
$PO_4^{3-}<10$	1	Águas muito pouco produtivas: lagos oligotróficos e zona superior das bacias hidrográficas
$10\leq PO_4^{3-}<50$	2	Águas pouco produtivas: continuação dos cursos de água da classe precedente
$50\leq PO_4^{3-}<150$	3	Águas com produtividade média
$150\leq PO_4^{3-}<300$	4	Águas com forte produtividade: rios de pré-montanha e de planície; eutrofia
$300\leq PO_4^{3-}<500$	5	Cursos de água poluídos
$PO_4^{3-}\geq 500$	6	Águas fortemente poluídas ou muito eutróficas

3.1.14. Análise global

Na tabela 3.18 são apresentados os valores obtidos para o coeficiente de correlação linear de Pearson, e o correspondente nível de significância, relativos a cada par de parâmetros físico-químicos estudados no presente trabalho. Da sua análise salientam-se os seguintes aspectos:

- existe uma relação directa entre a temperatura da água, os fosfatos e a alcalinidade, provávelmente devido a um aumento das taxas metabólica e fotossintética; por outro lado, verifica-se uma relação inversa entre o oxigénio dissolvido e compostos reduzidos ou parcialmente oxidados, como a amónia e os nitritos, devido à falta de oxigénio para a sua oxidação;

- a alcalinidade apresenta uma forte correlação com a temperatura e com os fosfatos, o que parece confirmar a associação deste parâmetro com a actividade fotossintética;

Tabela 3.18 - Coeficiente de correlação de Pearson (p - nível de significância)

	T. AR	T. ÁGUA	PROF.	VELOC.	CONDUT.	pH	DUREZA	ALCAL.
TEMPERATURA DO AR	1	0,887	-0,268	-0,187	0,203	0,049	0,111	0,291
	p= ---	p=,000	p=,038	p=,152	p=,127	p=,723	p=,400	p=,024
TEMPERATURA DA ÁGUA	0,887	1	-0,248	-0,212	0,218	-0,003	0,172	0,355
	p=,000	p= ---	p=,056	p=,105	p=,100	p=,983	p=,188	p=,005
PROFUNDIDADE	-0,268	-0,248	1	-0,225	0,251	-0,112	0,023	0,124
	p=,038	p=,056	p= ---	p=,084	p=,058	p=,417	p=,862	p=,345
VELOCIDADE DA CORRENTE	-0,187	-0,212	-0,225	1	-0,288	-0,005	0,050	-0,090
	p=,152	p=,105	p=,084	p= ---	p=,029	p=,973	p=,706	p=,494
CONDUTIVIDADE	0,203	0,218	0,251	-0,288	1	0,004	0,270	0,772
	p=,127	p=,100	p=,058	p=,029	p= ---	p=,977	p=,040	p=,000
pH	0,049	-0,003	-0,112	-0,005	0,004	1	0,019	-0,039
	p=,723	p=,983	p=,417	p=,973	p=,977	p= ---	p=,890	p=,778
DUREZA	0,111	0,172	0,023	0,050	0,270	0,019	1	0,489
	p=,400	p=,188	p=,862	p=,706	p=,040	p=,890	p= ---	p=,000
ALCALINIDADE	0,291	0,355	0,124	-0,090	0,772	-0,039	0,489	1
	p=,024	p=,005	p=,345	p=,494	p=,000	p=,778	p=,000	p= ---
NITRITOS	-0,254	-0,118	0,434	-0,115	0,278	-0,238	0,271	0,358
	p=,051	p=,368	p=,001	p=,383	p=,034	p=,081	p=,036	p=,005
NITRATOS	-0,010	-0,059	-0,035	-0,197	0,007	0,321	-0,096	-0,091
	p=,938	p=,657	p=,790	p=,131	p=,959	p=,017	p=,468	p=,492
AMÓNIA	-0,509	-0,478	0,296	-0,020	0,121	-0,135	-0,011	0,131
	p=,000	p=,000	p=,022	p=,877	p=,367	p=,325	p=,937	p=,318
FOSFATOS	0,265	0,332	0,267	-0,222	0,756	-0,089	0,273	0,881
	p=,051	p=,013	p=,049	p=,103	p=,000	p=,541	p=,044	p=,000
OXIGÉNIO DISSOLVIDO	-0,399	-0,469	-0,178	0,267	-0,681	0,201	-0,230	-0,687
	p=,002	p=,000	p=,174	p=,039	p=,000	p=,142	p=,077	p=,000
CBO_5	-0,100	-0,050	0,482	-0,057	0,430	-0,172	-0,140	0,325
	p=,451	p=,707	p=,000	p=,666	p=,001	p=,209	p=,287	p=,011
SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS	0,185	0,319	0,078	-0,277	0,660	-0,196	0,212	0,635
	p=,158	p=,013	p=,553	p=,032	p=,000	p=,151	p=,104	p=,000

- a forte relação entre a condutividade, a alcalinidade, os fosfatos e o oxigénio parece corroborar a hipótese de a produtividade primária ter uma influência considerável na determinação de algumas das principais características físico-químicas de uma massa de água;

- o padrão obtido para a correlação entre o CBO_5, os sólidos suspensos totais e os restantes parâmetros não é claro, parecendo traduzir a grande heterogeneidade existente entre os diferentes locais quanto à variação temporal, qualitativa e quantitativa das fontes de poluição.

Tabela 3.18 (continuação) - Coeficiente de correlação de Pearson (p - nível de significância).

	NO_2	NO_3	NH_4	PO_4	O_2	CBO_5	SST
TEMPERATURA DO AR	-0,254	-0,010	-0,509	0,265	-0,399	-0,099	0,185
	p=,051	p=,938	p=,000	p=,051	p=,002	p=,451	p=,158
TEMPERATURA DA ÁGUA	-0,118	-0,059	-0,478	0,332	-0,469	-0,050	0,319
	p=,368	p=,657	p=,000	p=,013	p=,000	p=,707	p=,013
PROFUNDIDADE	0,434	-0,035	0,296	0,267	-0,178	0,482	0,078
	p=,001	p=,790	p=,022	p=,049	p=,174	p=,000	p=,553
VELOCIDADE DA CORRENTE	-0,115	-0,197	-0,020	-0,222	0,267	-0,057	-0,277
	p=,383	p=,131	p=,877	p=,103	p=,039	p=,666	p=,032
CONDUTIVIDADE	0,278	0,007	0,121	0,756	-0,681	0,430	0,660
	p=,034	p=,959	p=,367	p=,000	p=,000	p=,001	p=,000
PH	-0,238	0,321	-0,135	-0,089	0,201	-0,172	-0,196
	p=,081	p=,017	p=,325	p=,541	p=,142	p=,209	p=,151
DUREZA	0,271	-0,096	-0,011	0,273	-0,230	-0,140	0,212
	p=,036	p=,468	p=,937	p=,044	p=,077	p=,287	p=,104
ALCALINIDADE	0,358	-0,091	0,131	0,881	-0,687	0,325	0,635
	p=,005	p=,492	p=,318	p=,000	p=,000	p=,011	p=,000
NITRITOS	1	-0,060	0,397	0,417	-0,462	0,456	0,299
	p= ---	p=,647	p=,002	p=,002	p=,000	p=,000	p=,021
NITRATOS	-0,060	1	-0,003	-0,061	0,139	0,078	-0,234
	p=,647	p= ---	p=,981	p=,656	p=,290	p=,553	p=,072
AMÓNIA	0,397	-0,003	1	0,135	-0,212	0,320	-0,018
	p=,002	p=,981	p= ---	p=,325	p=,103	p=,013	p=,893
FOSFATOS	0,417	-0,061	0,135	1	-0,682	0,529	0,615
	p=,002	p=,656	p=,325	p= ---	p=,000	p=,000	p=,000
OXIGÉNIO DISSOLVIDO	-0,462	0,139	-0,212	-0,682	1	-0,358	-0,508
	p=,000	p=,290	p=,103	p=,000	p= ---	p=,005	p=,000
CBO_5	0,456	0,078	0,320	0,529	-0,357	1	0,232
	p=,000	p=,553	p=,013	p=,000	p=,005	p= ---	p=,075
SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS	0,299	-0,234	-0,018	0,615	-0,508	0,232	1
	p=,021	p=,072	p=,893	p=,000	p=,000	p=,075	p= ---

3.1.15. Síntese

Da análise dos parâmetros fisico-químicos anteriormente efectuada salientam-se os seguintes aspectos:

- os parâmetros fisico-quimicos parecem ser influenciados pela existência do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça, constituíndo este um importante foco de poluição, já que existem diferenças significativas entre os pontos localizados a montante e a jusante, bem como nos seus afluentes;

- a generalidade dos valores referentes ao oxigénio dissolvido e CBO_5, parecem corroborar o facto desta vala ter várias fontes de poluição orgânica, que contribuem para a deterioração da qualidade química da água; entre essas fontes de poluição a mais importante é sem dúvida o efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça que vai afectar os pontos situados a jusante (pontos C e E);

- relativamente aos parâmetros relacionados com o ciclo do azoto, de uma maneira geral estes apresentam valores cujas variações são compatíveis com águas com pouca capacidade de mineralização, principalmente nos pontos C e E;

- de uma maneira geral, os padrões encontrados para a maioria dos parâmetros estudados não parecem resultar de oscilações sazonais, mas sim reflectir a grande heterogeneidade existente entre os diferentes pontos de amostragem quanto à variação temporal, qualitativa e quantitativa das fontes de poluição;

3.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA

3.2.1. Composição específica

A composição específica da comunidade fitoplanctónica da Vala de Maceda e dos seus afluentes, Ribeira de Mangas e Ribeira de Cortegaça, é apresentada na tabela 3.19.

Tabela 3.19 – Composição específica da comunidade fitoplanctónica da Vala de Maceda e seus afluentes, Ribeira de Mangas e Ribeira de Cortegaça

Chlorophyceae	**Bacillariophyceae**	**Cyanophyceae**	**Euglenophyceae**
Chlorococcales	Centrales	Chroococcales	Euglenales
Coelastrum sp	*Melosira ambigua*	*Chroococcus sp.*	*Euglena sp.*
Crucigena sp.	*Melosira varians*	*Dactylococcopsis sp.*	*Phacus sp.*
Oocystis sp.		*Microcystis sp*	*Trachelomonas sp*
Scenedesmus sp.	Penales	*Microcystis aeruginosa*	
Scenedesmus smithii	*Achnanthes sp.*		**Cryptophyceae**
Schroederia sp.	*Cocconeis sp.*	Hormogonales	Chryptomondales
Tetraedron minimum	*Fragilaria sp.*	*Oscillatoria sp*	*Cryptomonas sp*
Tetrastrum sp.	*Fragilaria contruens*	*Pseudoanabaena sp.*	*Cyanomonas americana*
Treubaria sp.	*Fragilaria crotonensis*		
Kirchneriella sp.	*Gomphonema acuminatum*		**Dinophyceae**
	Navicula sp.	**Chrysophyceae**	Gymnodiales
Tetrasporales	*Nitzchia sp.*	Chromulinales	*Gymnodinium sp.*
Chlamydomonas sp.	*Synedra acus*	*Chrysococcus sp.*	
	Synedra ulna	*Mallomonas sp.*	
Zygnematales	*Tabbelaria sp.*		
Closterium sp			
Cosmarium sp.			
Monoraphidium sp.			

Dos 41 taxa de fitoplanctontes identificados, 14 pertencem às Chlorophyceae, 13 às Baccillaryophyceae, 2 às Chrysophyceae, 7 às Cyanophyceae, 2 às Cryptophyceae, 1 às Dinophyceae e 3 às Euglenophyceae.

O fitoplancton, nos pontos C e E, é essencialmente constituído por Cyanophyceae e Chlorophyceae, sendo os géneros dominantes *Scenedesmus sp.*, *Chlamydomonas sp.*, *Microcystis sp.*, *Oscillatoria sp.*, *Pseudoanabaena sp.*, *Euglena sp.* e *Phacus sp.* Os restantes grupos apresentam densidades muito baixas. De acordo com Hutchinson, (1967) e Margalef (1983), esta composição é típica de um ecossistema eutrófico.

O fitoplancton nos pontos A, B e D, é típico de sistemas mesotróficos, com alguns géneros indicadores como *Melosira sp.*, *Fragilaria sp.*, *Synedra sp.* e *Pseudoanabaena sp.* (Hutchinson, 1967), sendo essencialmente constituído por Bacillaryophyceae Chlorophyceae e Cyanophyceae. As densidades encontradas foram relativamente baixas.

É de salientar que todas as amostras analisadas apresentavam bastante material detrítico, principalmente as referentes aos pontos B, C e E, o que dificultou a identificação dos fitoplanctontes. Em algumas das amostras analisadas, nomeadamente as do ponto B (4.98 e 6.99), C (7.99), E (7.99) e A (1.99 e 8.99) encontraram-se leveduras em densidades consideráveis. Em muitas das amostras foram também encontradas, em densidades significativas, bactérias e numerosos zooflagelados, amibas e rotíferos. Estes últimos apareceram principalmente nas amostras de Primavera e Verão.

3.2.2. Densidade da comunidade fitoplanctónica

3.2.2.1 Fitoplancton total

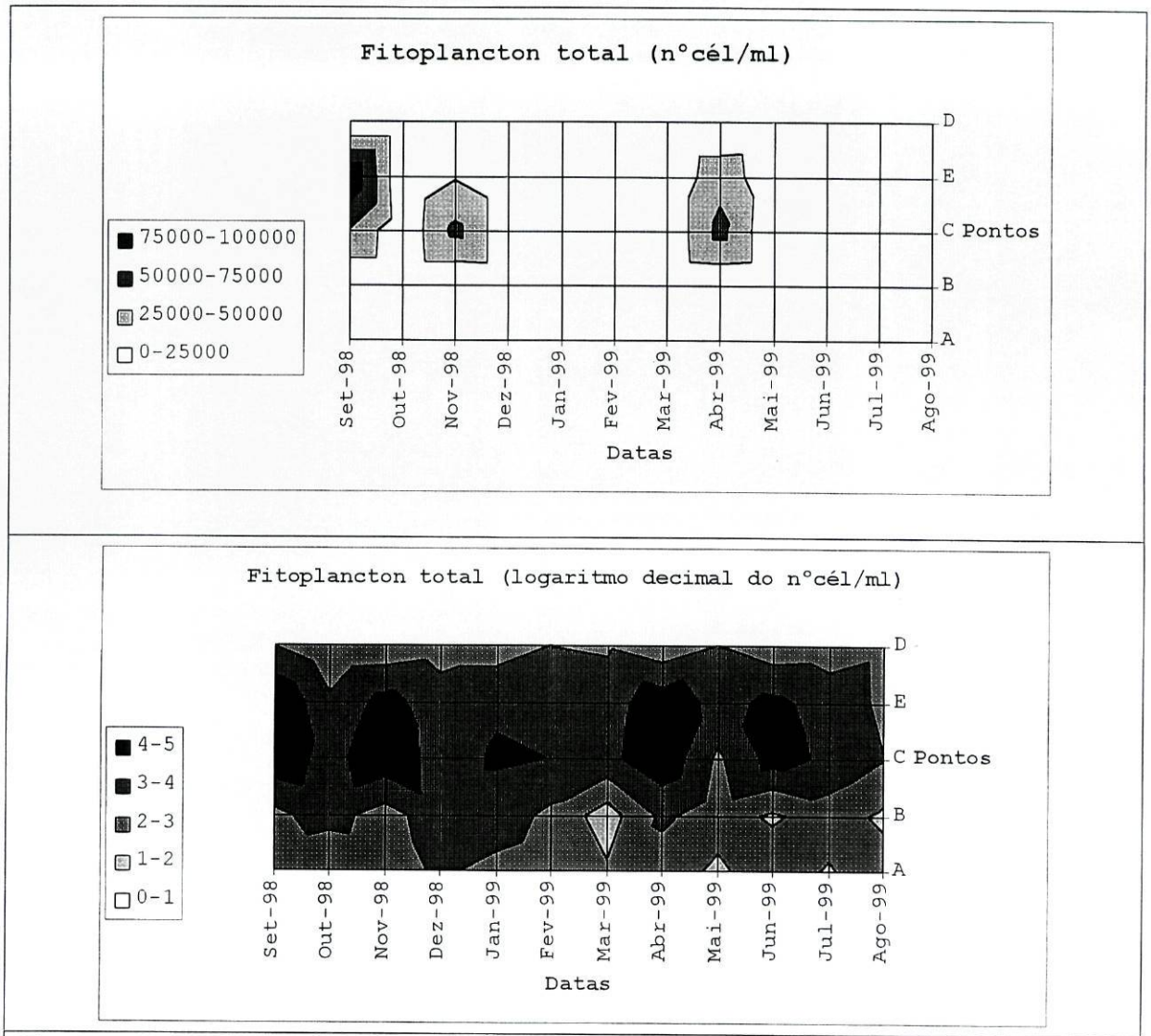

Figura 3.23 – Variação espacial e temporal da densidade da comunidade fitoplanctónica em cada ponto e em cada data

Da análise dos resultados obtidos para a densidade do fitoplancton total (figura 3.23) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial evidencia uma maior densidade da comunidade fitoplanctónica nos pontos C e E, densidades relativamente baixas nos afluentes da Vala de Maceda (pontos A e D), assim como, no ponto B, situado na Vala, mas a montante da

ETAR. Este tipo de efluentes veiculam quantidades apreciáveis de microalgas (Piétrasanta & Bondon, 1994; Oliveira, 1995), bem como nutrientes como o azoto e fósforo; o aparecimento de géneros nestes pontos em densidades consideráveis

- nos pontos A, B e D, encontram-se presentes, de uma maneira geral, ao longo de todo o ano, as Bacillariophyceae, as Chlorophyceae e as Cyanophyceae, aparecendo, este último grupo, mais frequentemente e em maiores densidades nos pontos B e D; os restantes grupos aparecem esporádicamente e com um efectivo muito pouco significativo;

- nos pontos C e E encontram-se presentes, de uma maneira geral, ao longo de todo o ano as Chlorophyceae, as Bacillariophyceae, as Cyanophyceae e as Euglenophyceae; as Cyanophyceae são sem dúvida o grupo que apresenta maiores densidades sendo, de uma maneira geral, o grupo dominante (responsável pelos máximos registados em Setembro, Novembro, Abril e Junho); o máximo de Janeiro deve-se às Chlorophyceae, que são as mais abundantes a seguir às Cyanophyceae; as Bacillariophyceae aparecem em densidades relativamente baixas, sendo mais frequentes no ponto E, devido à influência da Ribeira de Cortegaça; as Euglenophyceae atingem o seu efectivo mais elevado no ponto C, em Março e em Abril;

- a análise da variação temporal da densidade da comunidade fitoplanctónica nos pontos A, B e D, mostra que não existe uma flutuação sazonal marcada;

- a análise da variação temporal da densidade da comunidade fitoplanctónica nos pontos C e E, mostra uma marcada flutuação sazonal, típica dos sistemas lênticos das regiões temperadas, com populações menos densas no Inverno e no Verão, e máximos na Primavera e no Outono (que, neste caso, se devem essencialmente às Cyanophyceae e a algumas Chlorophyceae e Euglenophyceae) o que poderá ser explicado pela ocorrência deste tipo de flutuação nas lagoas de estabilização (presentes na ETAR de Esmoriz e Cortegaça), que se vai reflectir aquando das descargas da ETAR no sistema da Vala de Maceda; estes picos são acompanhados por um aumento de nutrientes (que também parecem ser veiculados pelo efluente da ETAR), boas condições de luminosidade e temperatura;

3.2.2.2 Bacillariophyceae

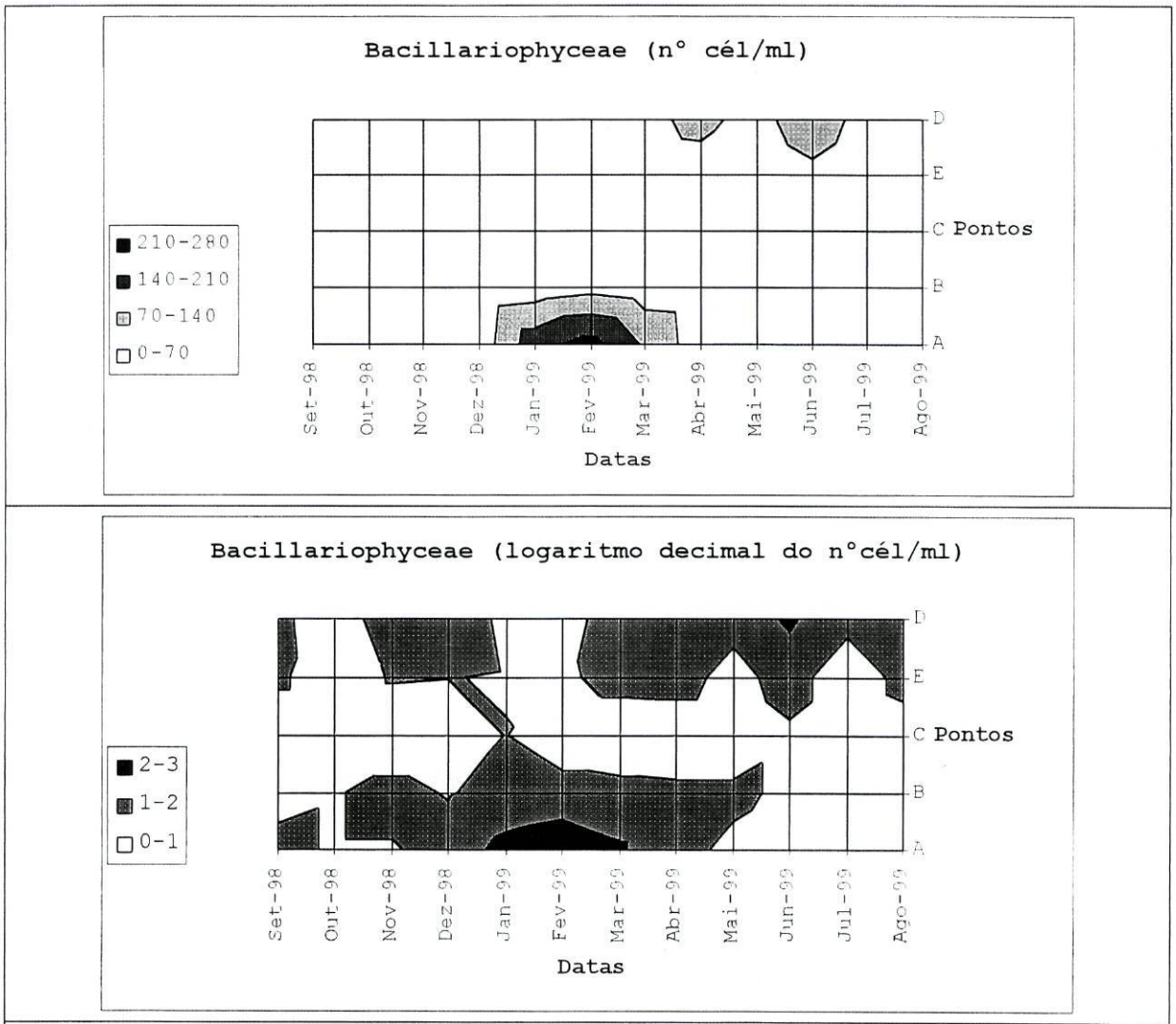

Figura 3.24 – Variação espacial e temporal da densidade das Bacillariophyceae, em cada ponto e em cada data

Da análise dos resultados obtidos para a densidade das Bacillariophyceae (figura 3.24) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial mostra que este grupo está presente ao longo de todo o ano, embora em densidades baixas, nos afluentes da Vala de Maceda (pontos A e D) e no ponto a montante da ETAR (ponto B); aparecem esporádicamente no ponto C em densidades baixas; no ponto E aparecem mais frequentemente e com um efectivo maior do que no ponto C, o que poderá ser explicado pela influência da Ribeira de Cortegaça, o que é comprovado pelo facto de aparecerem simultaneamente, nos pontos D e E, alguns

géneros (por exemplo, *Acnanthes sp.*, *Cocconeis sp.* e *Synedra ulna*), inexistentes no ponto C;

- verifica-se uma redução da densidade e da diversidade deste grupo do ponto B para o ponto C, o que poderá estar relacionado com o aumento da competição pelos nutrientes, causada pelas densidades mais elevadas de Cyanophyceae e Chlorophyceae (que, além disso, apresentam maior vantagem competitiva relativamente ao fósforo);

- de uma forma geral, não se regista, em nenhum ponto e em nenhuma data, o aparecimento de géneros ou espécies claramente dominantes, devendo-se os picos registados em Janeiro, Fevereiro e Março, no ponto A, à presença de fitoplanctontes como *Fragilaria crotonensis*, *Synedra acus*, *Navicula sp.* e *Cocconeis sp.*, o que pode ser explicado pela existência nestes géneos de vantagens competitivas.

3.2.2.3 Chlorophyceae

Da análise dos resultados obtidos para a densidade das Chlorophyceae (figura 3.25) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial e temporal mostra, que, de uma maneira geral, este grupo se encontra distribuído por todo o curso de água, ocorrendo as densidades mais elevadas nos pontos C e E, o que provávelmente estará relacionado com as descargas da ETAR, já que os géneros mais representativos deste grupo (*Scenedesmus sp.*, *Chlamydomonas sp.*) são bastante comuns nas lagoas de estabilização (Oliveira, 1995);

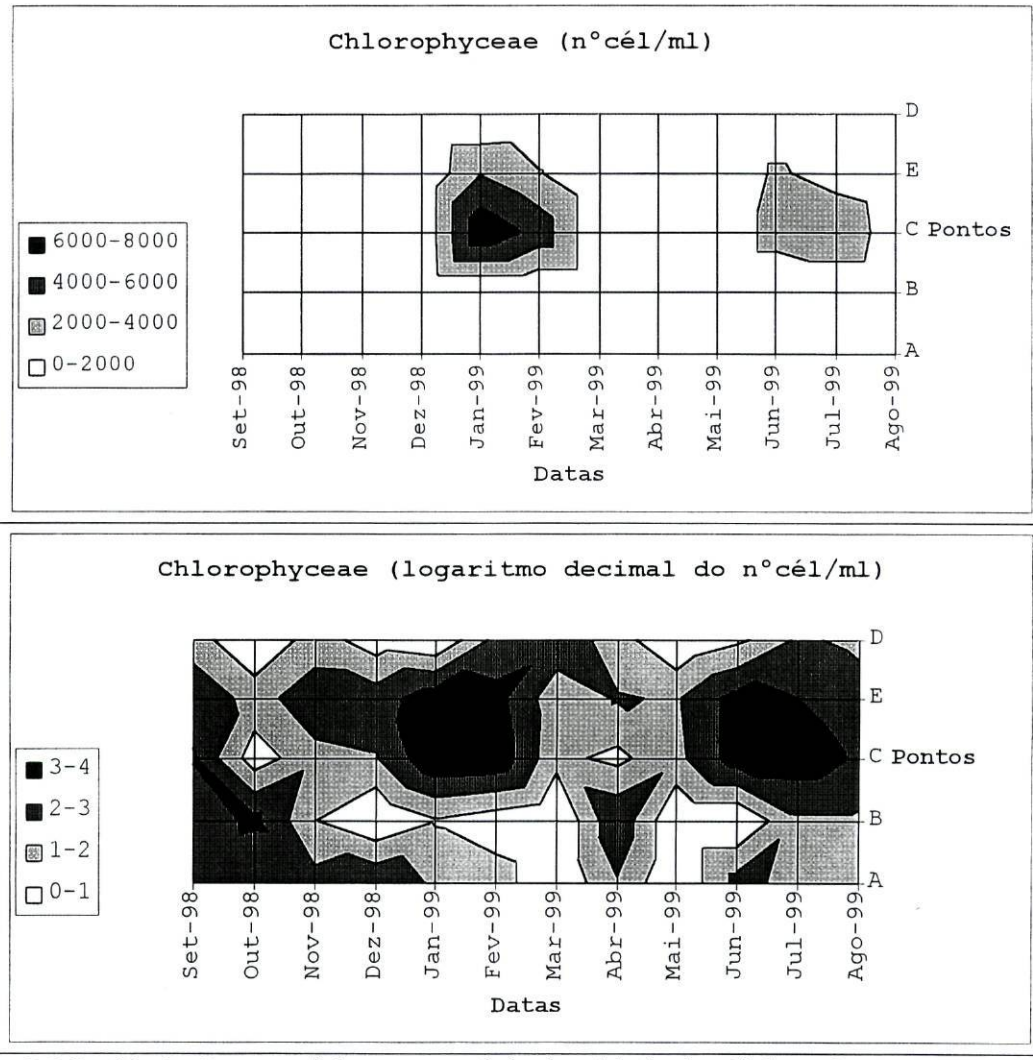

Figura 3.25 – Variação espacial e temporal da densidade das Chlorophyceae, em cada ponto e em cada data

- a variação sazonal ocorrida no ponto C, e em menor escala, no ponto E, é caracterizada:
    - por um máximo em Janeiro, que rondou as 8000 cel/ml, sendo o género dominante *Chlamydomonas sp.* (que atingiu as 7437 cél/ml);
    - em Junho e Julho surge também um pico, embora com densidades menores comparativamente com Janeiro (entre as 2000 e 4000 cél/ml);
    - em Junho o maior número de células contadas foi de Chlorococcales não identificadas (1606 cél/ml) e *Oocystis sp.* (901cél/ml), aparecendo ainda, em densidades significativas, *Crucigena sp* e *Scenedesmus sp.*;
    - em Julho, o género mais abundante foi *Scenedesmus sp.* (3103 cél/ml), ocorrendo também densidades relativamente elevadas de *Chlamydomonas sp.*, Chlorococcales não identificadas e *Tetraedron minimum*;

- o aumento das populações de *Scenedesmus sp.*, nos pontos C e E, de Junho para Julho, poderá estar relacionado com as descargas da ETAR, visto que a relação N:P na vala é baixa, não sendo portanto favorável ao desenvolvimento destas populações;

- o aparecimento de *Chlamydomonas sp.* em Janeiro, no ponto C, em densidades muito elevadas, e o facto de este género ser inexistente nos pontos a montante da ETAR (pontos A e B) poderá ser atribuído às descargas do efluente da ETAR, já que, este género é bastante comum nas lagoas de estabilização;

- a diminuição da densidade de *Chlamydomonas sp.*, nos pontos C e E, de Março para Maio, poderá estar relacionada com o aumento dos sólidos suspensos, que vai interferir com a capatação da luz, e portanto com a fotossíntese, já que este género é bastante exigente, não tolerando baixas intensidades luminosas;

3.2.2.4 Chryptophyceae

Da análise dos resultados obtidos para a densidade das Chryptophyceae (figura 3.26) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial mostra que este grupo apresenta um efectivo baixo, encontrando-se em maiores densidades nos pontos C e E, e estando praticamente ausente dos pontos A, B e D; a grande capacidade de adaptação das espécies deste grupo às várias alterações do meio, a sua proliferação mesmo em temperaturas baixas e em condições de deficiência de luz (Morgan & Kalff, 1975; Stewart & Wetzel, 1986) e a possibilidade de se comportarem como heterotróficas facultativas, utilizando compostos orgânicos como fontes de carbono (Sepers, A. B. J., 1977), leva a admitir que as baixas populações de criptoficeas observadas durante quase todo o ano, assim como o seu desaparecimento em certos meses de Primavera e Verão, terá sido provocado, entre outros factores, por um

fenómeno de predação (nos meses de Verão apareceram numerosos organismos zooplanctónicos nas amostras observadas, como já foi referido) ou por fenómenos de exclusão competitiva.

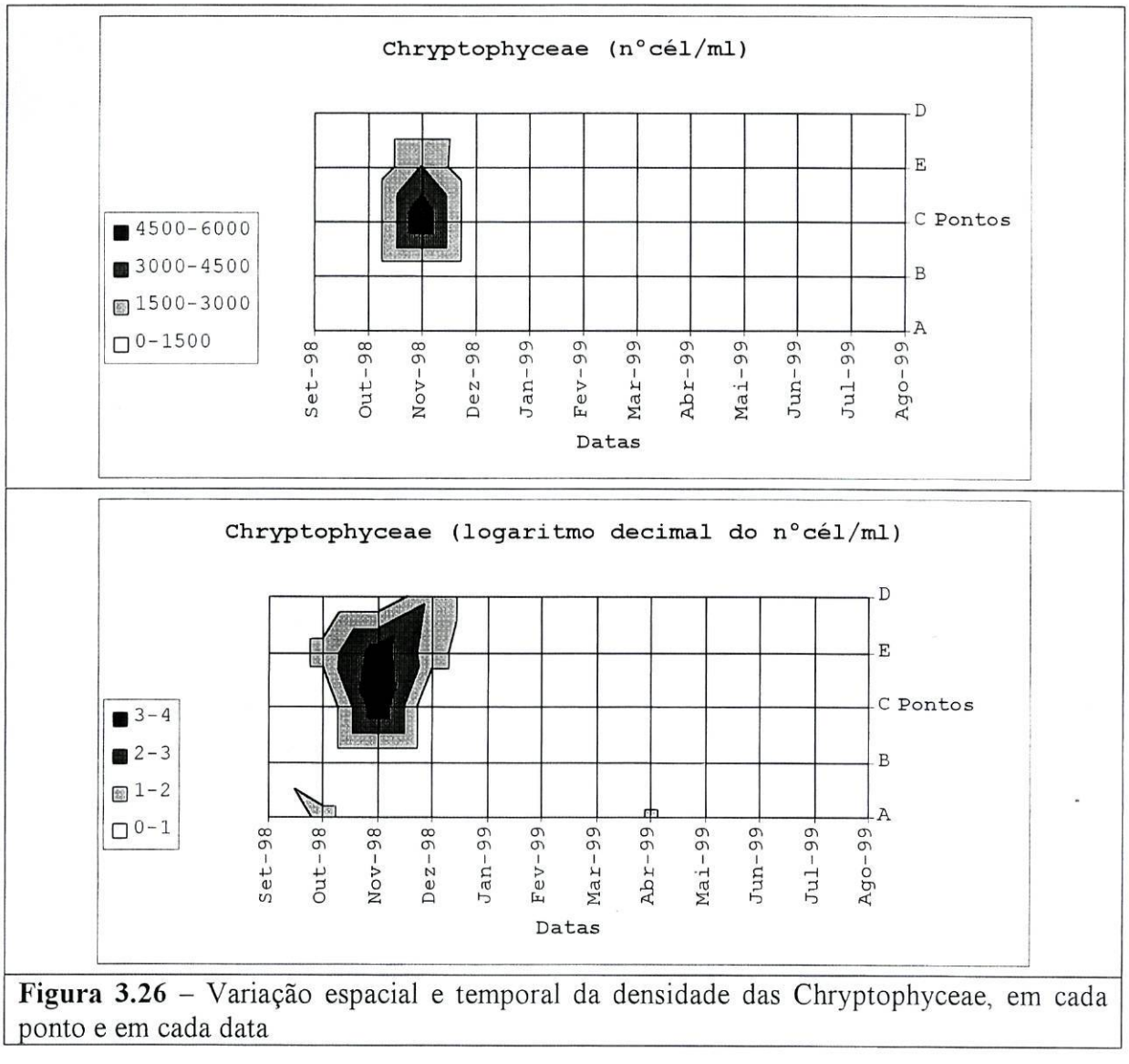

Figura 3.26 – Variação espacial e temporal da densidade das Chryptophyceae, em cada ponto e em cada data

- a existência de um máximo em Novembro, nos pontos C (5770 cél/ml) e E (3057 cél/ml), deve-se a um único género, *Cryptomonas sp.*, o que, provavelmente, estará relacionado com temperaturas da água mais baixas, luminosidade reduzida e diminuição dos fenómenos de predação.

3.2.2.5 Chrysophyceae

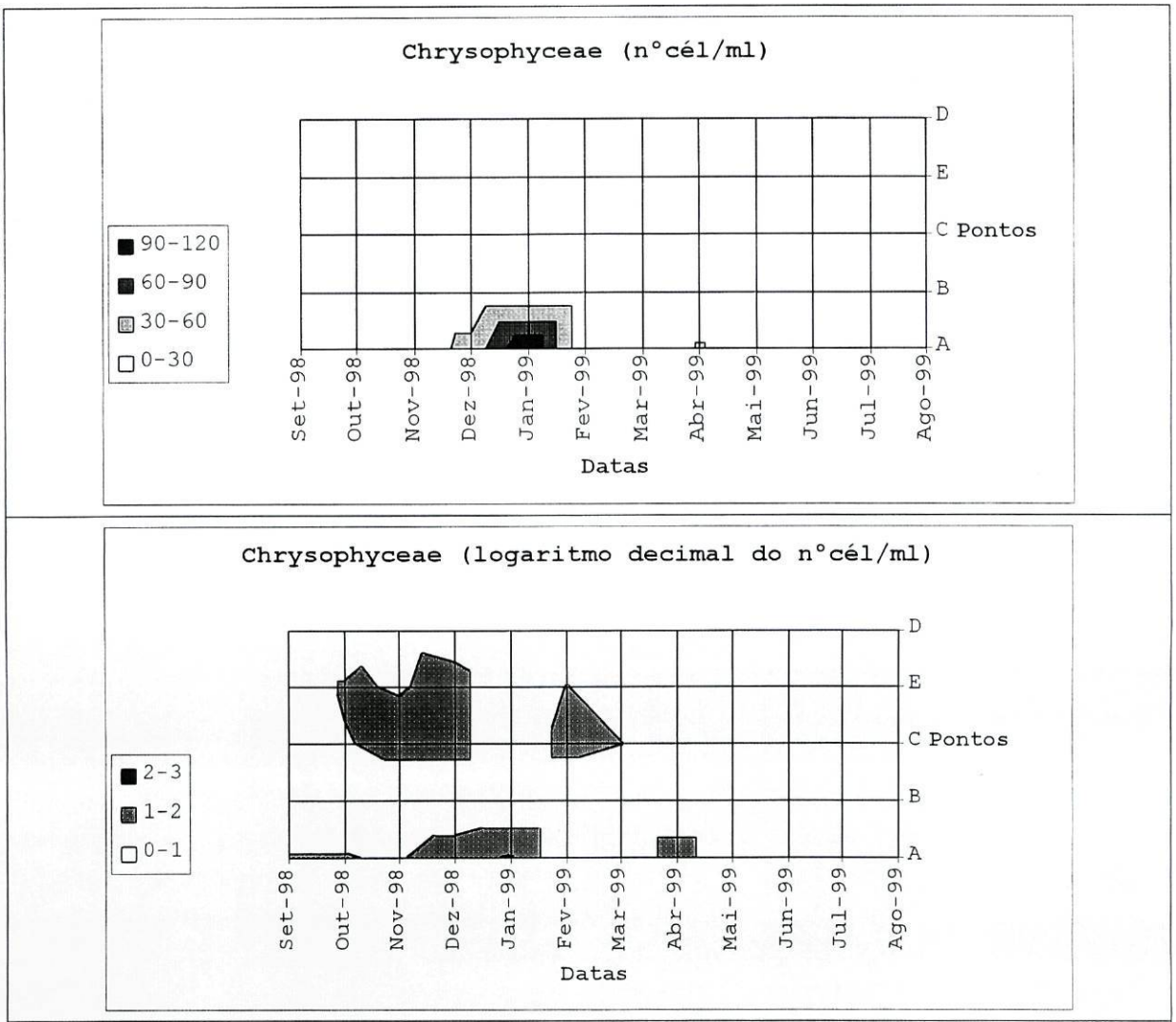

Figura 3.27 – Variação espacial e temporal da densidade das Chrysophyceae, em cada ponto e em cada data

Da análise dos resultados obtidos para a densidade das Chrysophyceae (figura 3.27) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial e temporal mostra que este grupo aparece esporádicamente nos diferentes pontos de amostragem e em densidades pouco significativas. Para além da exigência de temperaturas muito baixas durante o Inverno, a raridade das espécies deste grupo poderá estar também relacionada com a existência de desvantagens competitivas em relação a alguns nutrientes;

- o valor mais elevado registou-se no ponto A, em Janeiro, (117,49 cél/ml), sendo também neste ponto que a sua presença é mais ou menos constante ao longo do ano, o que poderá estar relacionado com concentrações de ortofosfato mais baixas, visto estes organismos apresentarem vantagem competitiva quando o fósforo se encontra em concentrações reduzidas e quando as temperaturas são baixas (foi o mês em que se registou a temperatura mais baixa - 8°C).

3.2.2.6 Cyanophyceae

Da análise dos resultados obtidos para a densidade das Cyanophyceae (figura 3.28) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial e temporal mostra que, de uma maneira geral, este grupo se encontra distribuído por todo o curso de água, estando presente ao longo de todo o ano, apresentando, claramente, maiores densidades nos pontos C e E, o que confirma, quer as suas vantagens competitivas em águas eutrofizadas, quer a influência das descargas da ETAR, já que os géneros mais representativos deste grupo (*Oscillatoria sp.* e *Pseudoanabaena sp.*) são comuns nas lagoas de estabilização (Oliveira, 1985);

- no ínicio e fim da Primavera, final do Verão e fins de Outono ocorreram máximos que estão relacionados com a abundância de nutrientes;.

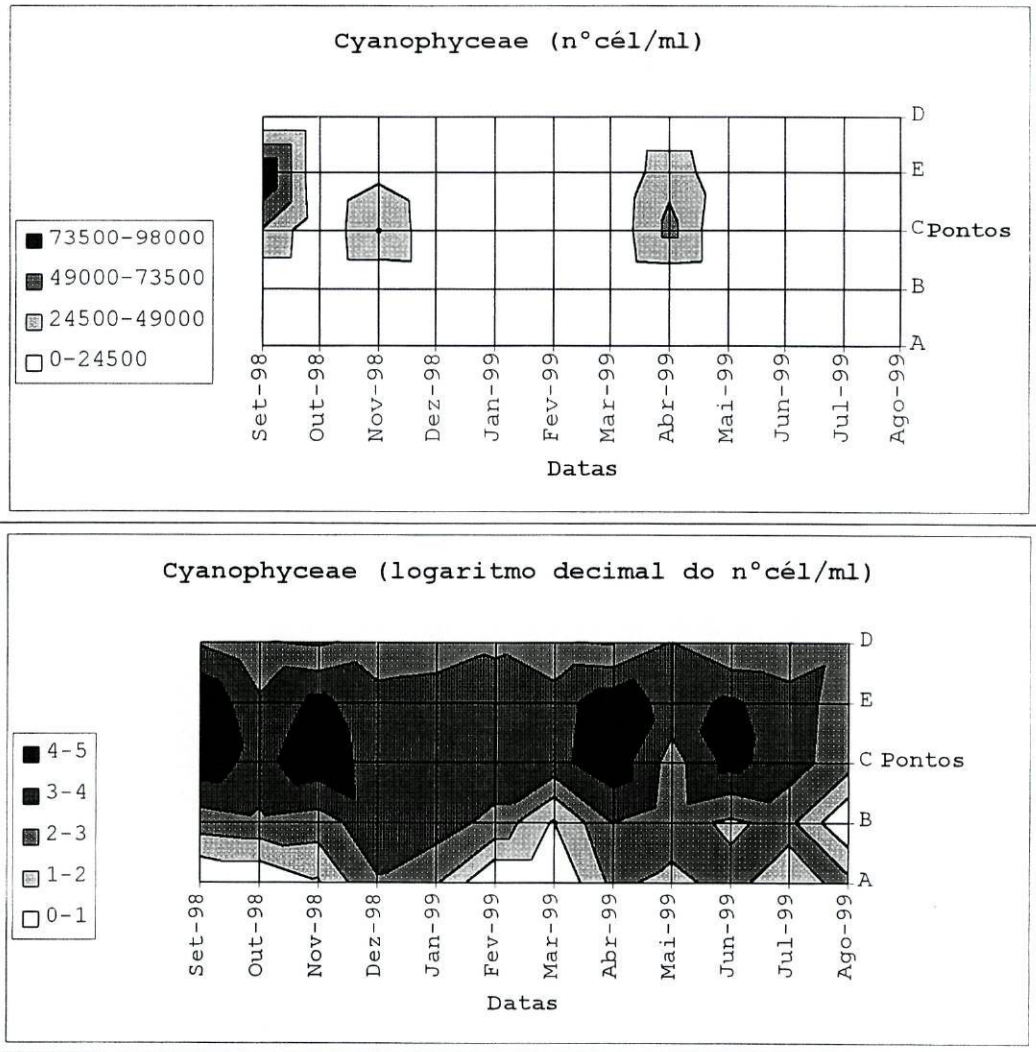

Figura 3.28 – Variação espacial e temporal da densidade das Cyanophyceae, em cada ponto e em cada data

- são de salientar as numerosas florescências ocorridas, nos pontos C e E, que conferiram à água uma cor verde, sendo algumas delas tóxicas, nomeadamente
    - em Setembro ocorreram florescências tóxicas de *Microcystis aeruginosa,* nos pontos C (44 262 cél/ml) e E (95308 cél/ml), encontrando-se também, densidades consideráveis de *Oscillatoria sp.*, no ponto C (3087 cél/ml) e no E (1967 cél/ml);
    - em Novembro registou-se uma florescência de *Oscillatoria* sp.(45 532 cél/ml), sendo também relevantes as densidades atingidas por algumas Oscillatorialles não identificadas (4 327 cél/ml) e por *Microcystis sp.* (1 983 cél/ml);

- em Abril e Junho, verificaram-se novas florescência de *Oscillatoria sp.* (56 956 cél/ml e 21 090 cél/ml, respectivamente); sendo de salientar que este género se encontra presente, ao longo de todo o ano, em densidades consideráveis;

- em Outubro, nos pontos C e E verifica-se a dominância de *Pseudoanabaena* relativamente aos outros organismos fitoplanctónicos, o que pode ser explicado pleo facto de a relação N:P ser inferior a 10:1, o que torna o azoto limitante, levando a que as cianófitas fixadoras do azoto dominem; em Dezembro, pelas mesmas razões, assiste-se a um dominância de *Pseudoanabaena* ao longo da Vala de Maceda (pontos B, C e E) verificando-se um ligeiro decréscimo da sua densidade no ponto E, ao mesmo tempo que se assiste a uma subida na relação N:P que se torna superior a 10:1.

3.2.2.7 Dinophyceae

Da análise dos resultados obtidos para a densidade das Dinophyceae (figura 3.29) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial e temporal, mostra que este grupo se encontra apenas presente, e em densidades muito baixas, nos pontos C e E, durante o Inverno (Janeiro e Fevereiro) e no Verão (Agosto, Setembro e Outubro), estando representado por um único género, *Gymnodinium*, típico de águas pobres em nutrientes, o que leva a supor que a sua presença seja acidental;

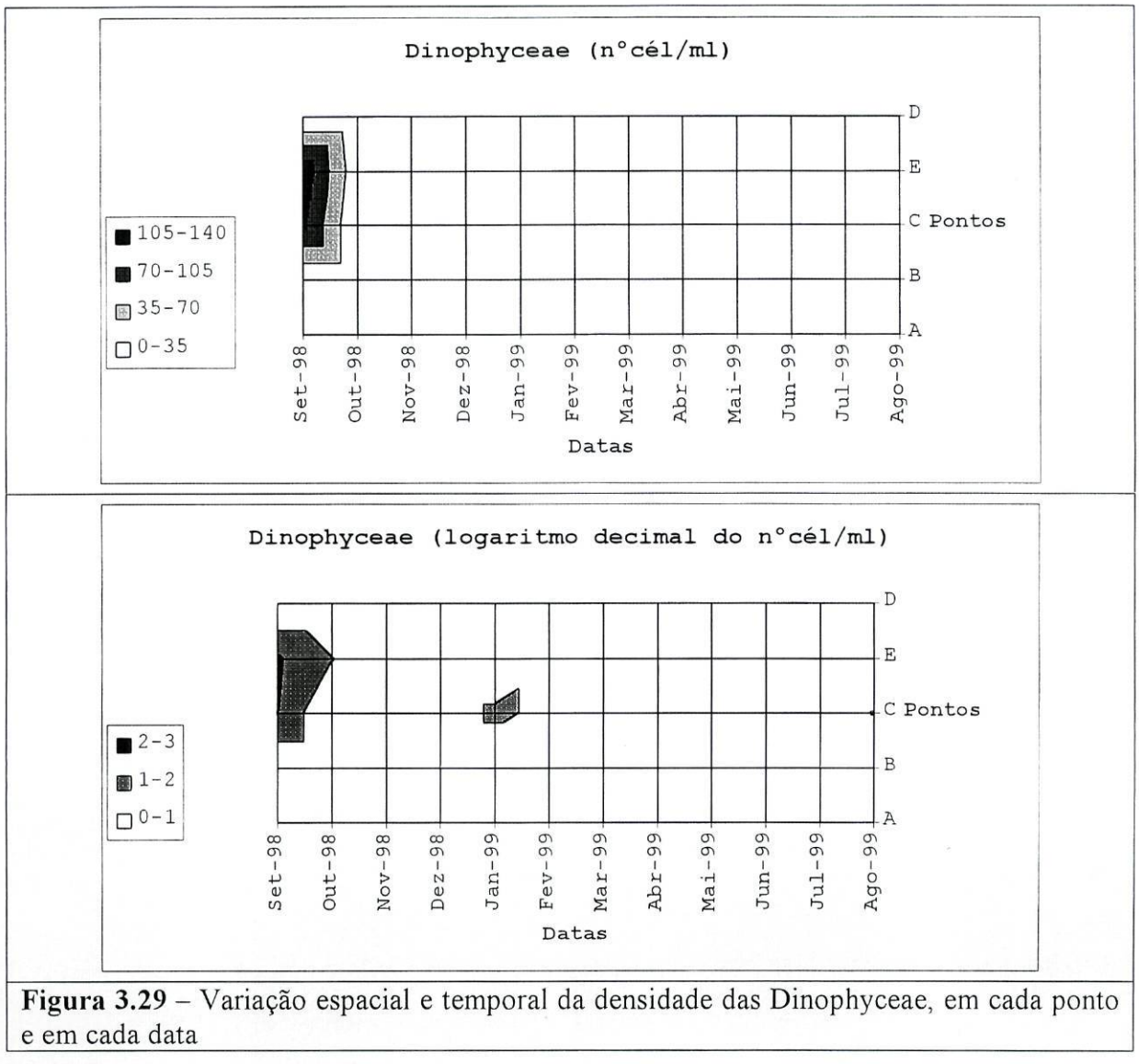

Figura 3.29 – Variação espacial e temporal da densidade das Dinophyceae, em cada ponto e em cada data

3.2.2.8 Euglenophyceae

Da análise dos resultados obtidos para a densidade das Euglenophyceae (figura 3.30) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial mostra que nas ribeiras de Mangas e Cortegaça, assim como no ponto B, as euglenófitas aparecem esporádicamente e em densidades muito baixas;

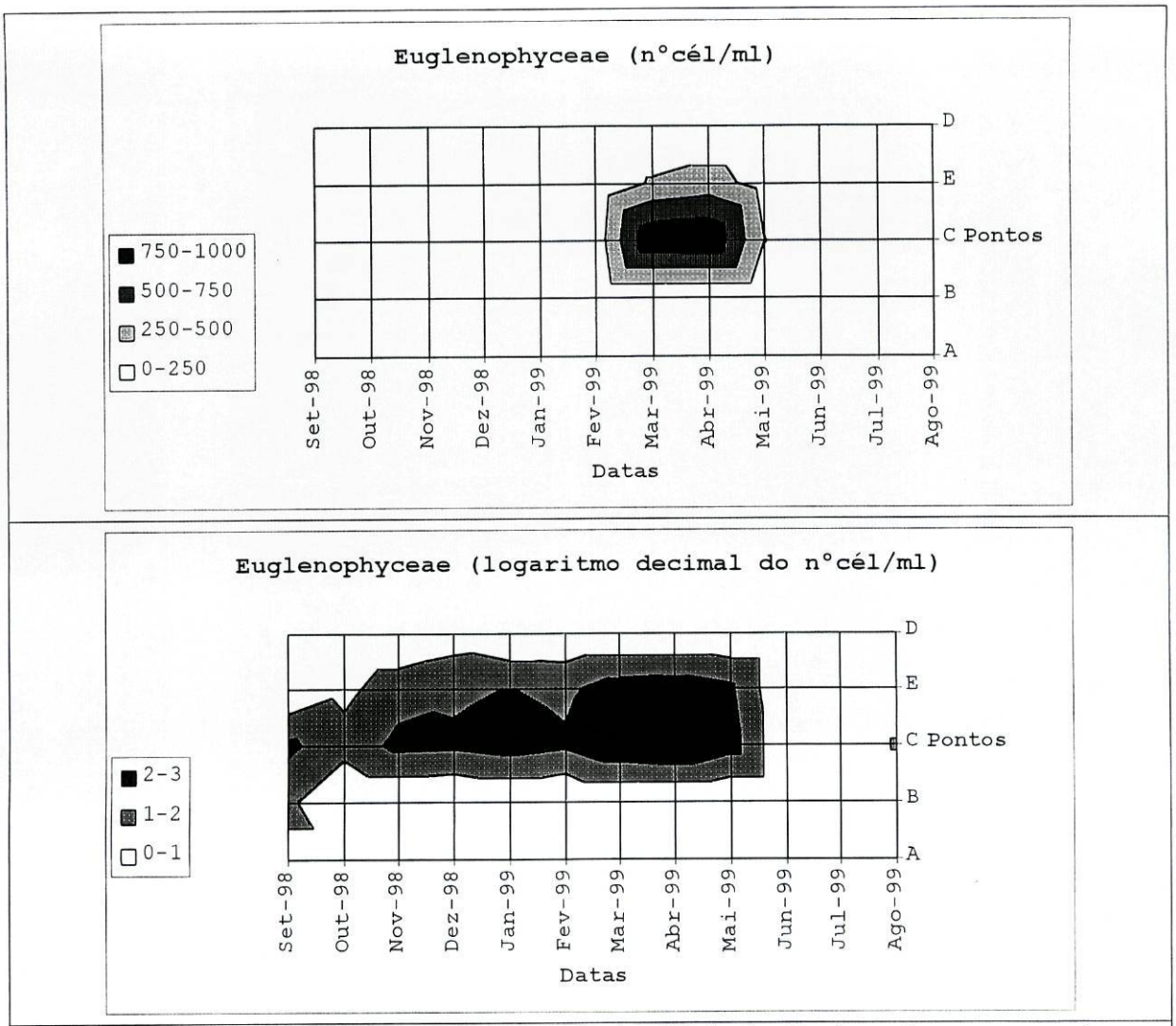

Figura 3.30 – Variação espacial e temporal da densidade das Euglenophyceae, em cada ponto e em cada data.

- nos pontos C e E estão presentes, de uma maneira geral, ao longo de todo o ano, atingindo densidades elevadas em alguns meses, o que poderá estar relacionado com as descargas da ETAR de Esmoriz e Cortegaça (já que os géneros encontrados nestes pontos, *Euglena* e *Phacus*, são típicos das lagoas de estabilização) (Oliveira, 1995); além disso o género *Euglena* aparece exclusivamente nos pontos C e E;

- devido às concentrações mais elevadas de matéria orgânica e de amónia aí existentes, que são bastante requeridas por este grupo; a diminuição muito acentuada da su a densidade, a partir de Maio, terá a ver, provavelmente, com a redução da concentração da amónia e

com competição com outras espécies, o que não permitiu o desenvolvimento destas populações;

3.2.3. Pigmentos fotossintéticos

Da análise dos resultados obtidos para os pigmentos fotossintéticos (figuras 3.31 a 3.34) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise gobal dos resultados dos pigmentos fotossintéticos mostra diferenças relevantes, quando comparada com os resultados obtidos para as densidades dos diferentes grupos fitoplanctónicos. De uma maneira geral, não se verifica uma relação entre o aumento das densidades fitoplanctónicas e o aumento dos diferentes pigmentos, como seria, em parte, de esperar. Vários factores poderão ter contribuído para esta situação, salientando-se:

    - o uso da acetona como solvente orgânico dos pigmentos apresenta algumas limitações, em algas com membrana celulósica e nas cianófitas, a acetona conduz muitas vezes a resultados incompletos e irregulares, possivelmente por provocar a desidratação das membranas, impedindo assim a passagem dos pigmentos (Margalef, 1983);
    - as clorofilas extraídas estão sujeitas a alterações se os tratamentos não forem muito cuidadosos;
    - os extractos clorofilinos apresentam muita clorofila degradada, resultante do seston, de plancton morto e em sedimentação, assim como de excrementos de animais que contêm clorofila (Margalef, 1983);

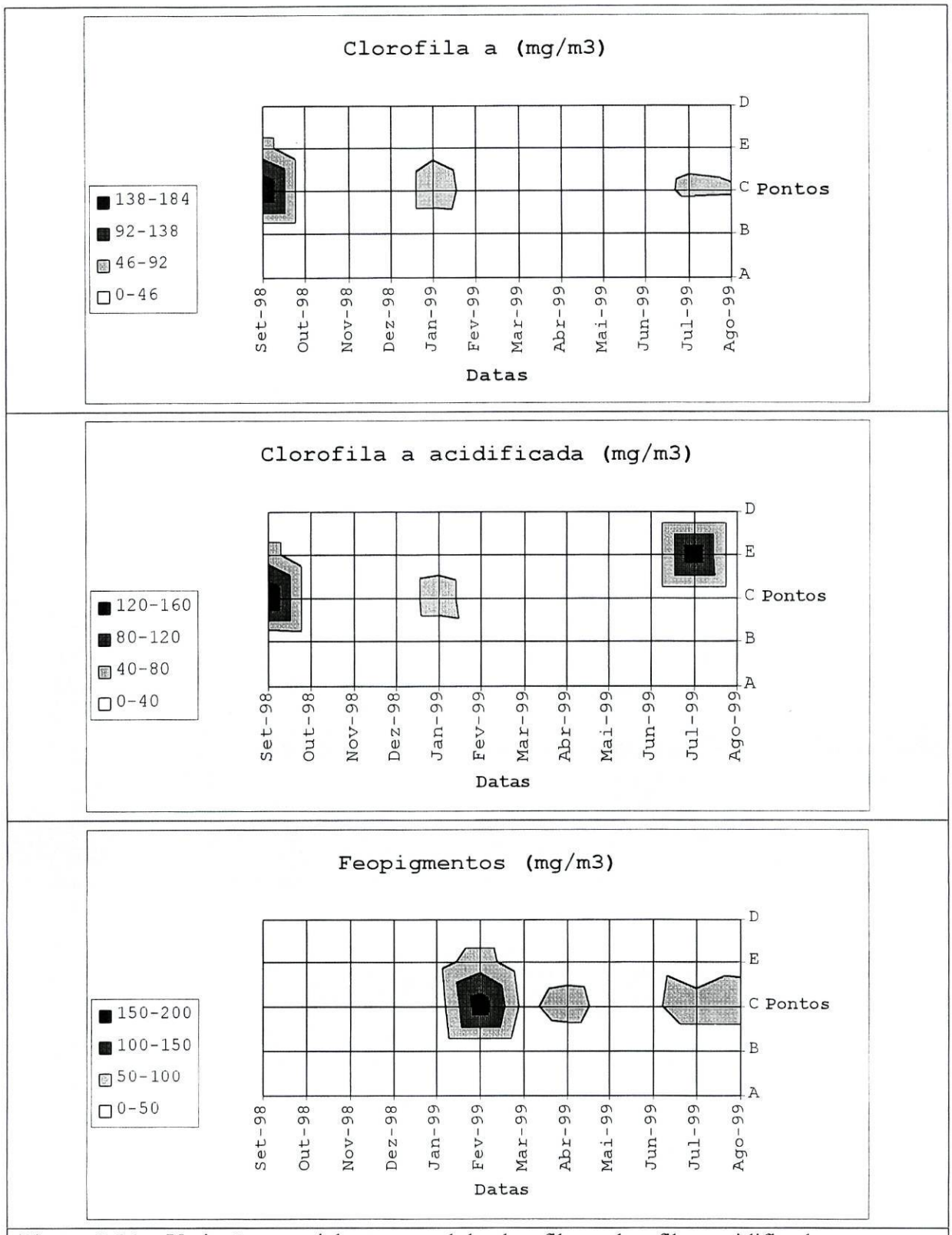

Figura 3.31 – Variação espacial e temporal da clorofila a, clorofila a acidificada e feopigmentos, em cada ponto e em cada data

- de uma maneira geral, os valores mais elevados obtidos para os pigmentos fotossintéticos encontram-se no ponto C, tal como as maiores densidades fitoplanctónicas, indicando mais uma vez a influência das descargas do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça;

- pico máximo obtido para a **clorofila *a*** (figura 3.31) registou-se em Setembro, no ponto C, resultado de um aumento de efectivos da comunidade fitoplanctónica, principalmente das Cyanophyceae, e em menor quantidade das Dinophyceae, Euglenophyceae e Chlorophyceae; os valores mais elevados, obtidos em Janeiro, Julho e Agosto, no ponto C, estão, provávelmente, relacionados com maiores densidades das Chlorophyceae, tendo igualmente contribuído para esses valores as Cyanophyceae e Euglenophyceae, em Janeiro, e as Cyanophyceae em Julho e Agosto;

- comparando os resultados obtidos para a **clorofila *a* e clorofila *a* acidificada** (figura 3.31) verifica-se que, na generalidade, a **clorofila *a*** se encontrava feofitinizada, o que é igualmente confirmado por comparação com os valores obtidos para os feopigmentos (figura 3.31);

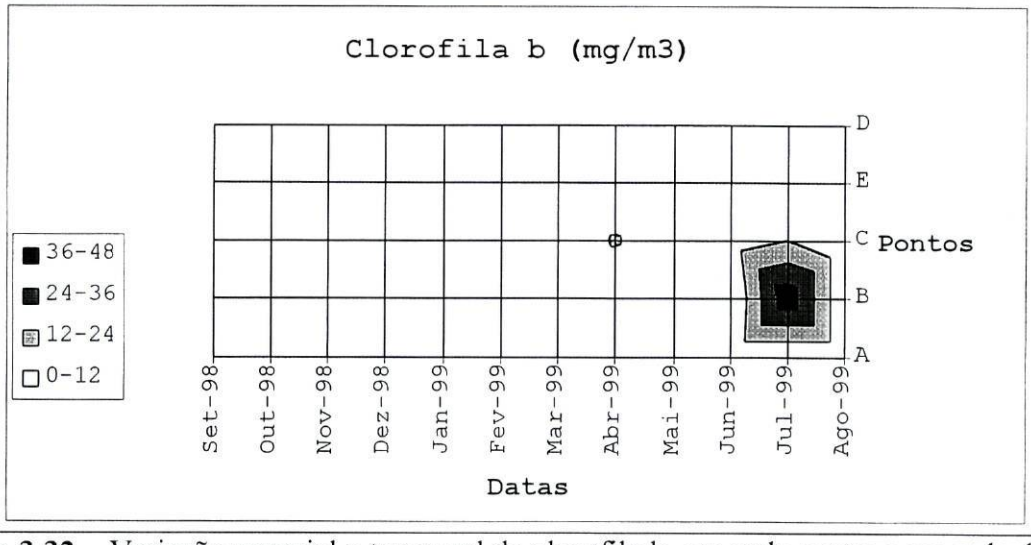

Figura 3.32 – Variação espacial e temporal da clorofila b, em cada ponto e em cada data.

- analisando os valores obtidos para os **feopigmentos** verifica-se que estes registaram os seus valores máximos, no ponto C, em Fevereiro, Abril, Julho e Agosto (figura 3.31). Nestes últimos dois meses, os valores elevados coincidiram com um aumento da clorofila

a, pelo que se pode considerar que uma parte do fitoplancton se encontrava em processo de degeneração; em Fevereiro e Abril, os valores elevados poderão estar relacionados com as descargas do efluente da ETAR, que poderão conter alguns pigmentos detriticos.

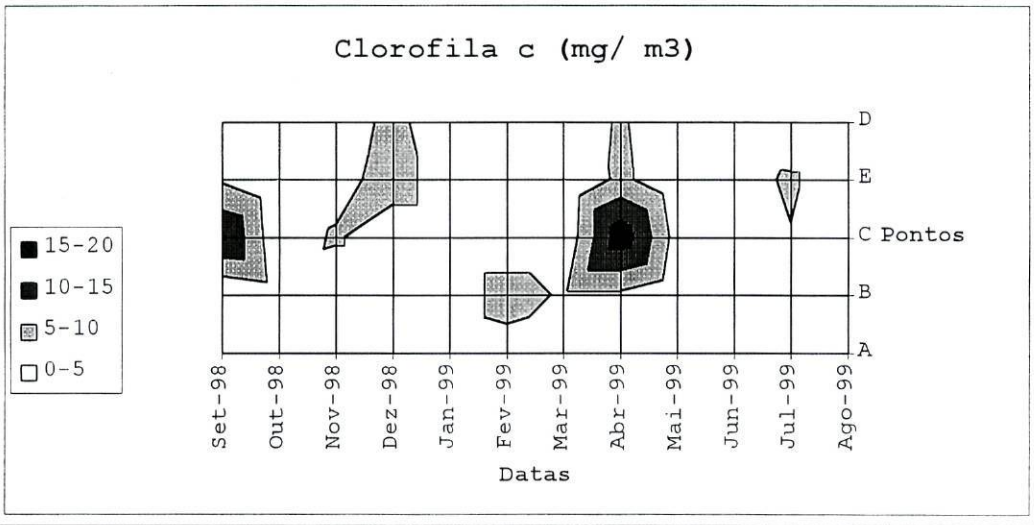

Figura 3.33 – Variação espacial e temporal da clorofila c, em cada ponto e em cada data.

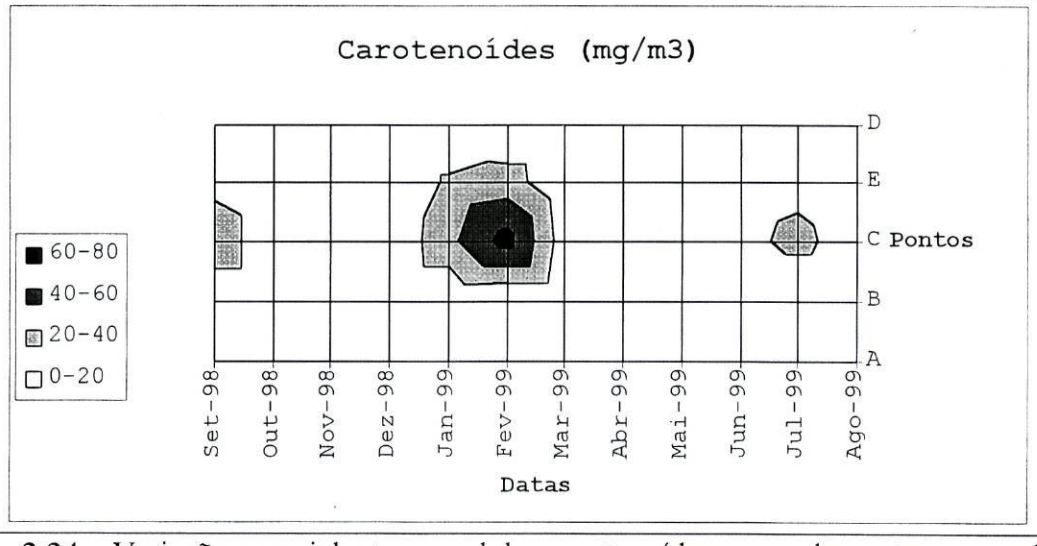

Figura 3.34 – Variação espacial e temporal dos carotenoídes, em cada ponto e em cada data

- Os valores mais elevados de **clorofila** *c* (figura 3.33) registados em alguns dos pontos, poderão estar relacionados com aumentos da densidade de alguns grupos fitoplanctónicos que possuem este pigmento:

- no ponto C, em Setembro, devido às Dinophyceae; em Dezembro devido às Cryptophyceae;
- nos pontos E e D, em Dezembro, devido às Cryptophyceae; em Abril, devido às Bacillariophyceae.

- registaram-se, em Setembro e em Julho, no ponto C, os valores mais elevados dos **carotenoídes** (figura 3.34), que poderão ter resultado do aumento do número de efectivos da comunidade fitoplanctónica, dominada claramente pelas Cyanophyceae, embora devam ser considerados ligeiros aumentos verificados noutros grupos, nomeadamente Euglenophyceae, Chlorophyceae e Dinophyceae (figuras 3.30, 3.25, 3.29); já em Fevereiro, o aumento de efectivos das Chlorophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae e Chrysophyceae (figuras 3.25, 3.28, 3.30 e 3.27) terá sido responsável pela subida nos valores dos carotenoídes;

3.2.4 Indices de diversidade equitabilidade

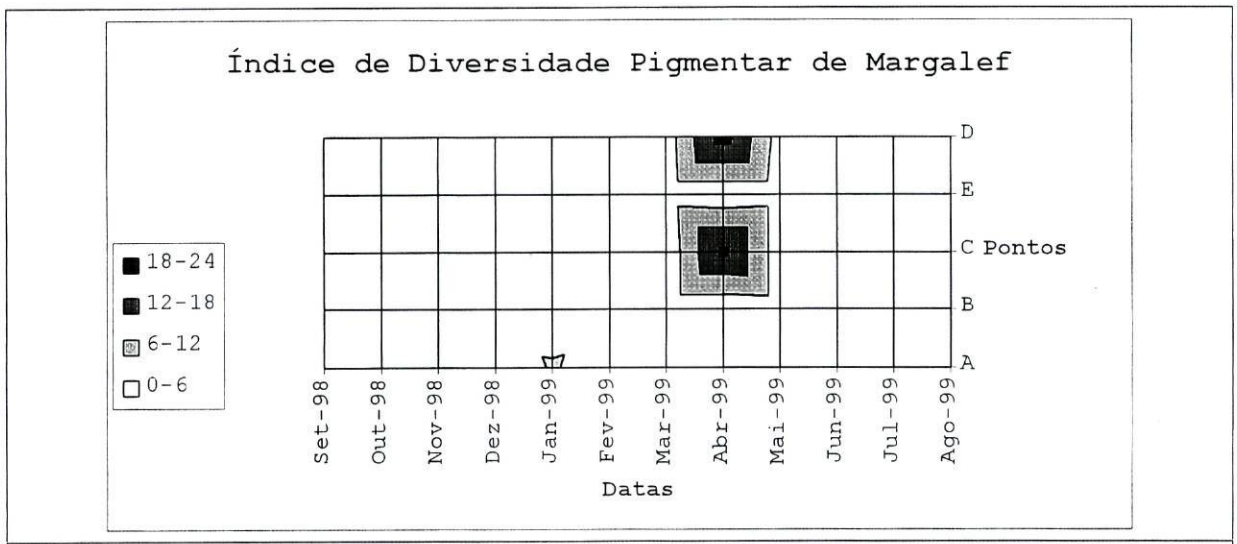

Figura 3.35 – Variação espacial e temporal do índice de diversidade pigmentar de Margalef (PDI), em cada ponto e em cada data, referente à comunidade fitoplanctónica

Da análise dos resultados obtidos para o índice de diversidade pigmentar de Margalef (PDI) (figura 3.35) salientam-se os seguintes aspectos:

- a análise da variação espacial e temporal indica-nos que foi em Abril, nos pontos C e D, que se registou uma maior diversidade pigmentar, facto que estará relacionado com o aumento da clorofila c, nesta altura. Não se verifica, no entanto, uma relação com o aumento da densidade nos grupos que contêm este pigmento, nomeadamente, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae e Dinophyceae;

- é de salientar que os valores elevados deste índice estão muitas vezes relacionados com a presença de produtos de decomposição das clorofilas (o que poderá ter contribuído para os valores elevados obtidos no ponto C, já que aqui se verificam concentrações elevadas de feopigmentos), com o esgotamento do meio, especialmente em azoto, o que leva a uma acumulação de carotenoídes (especialmente de carotenoídes cetónicos do tipo da astaxantina). Este índice pode também reflectir a importância relativa dos fotossistemas I e II, já que os pigmentos do sistema II apresentam valores mais elevados para este índice do que os dos fotossistema I (Margalef, 1983).

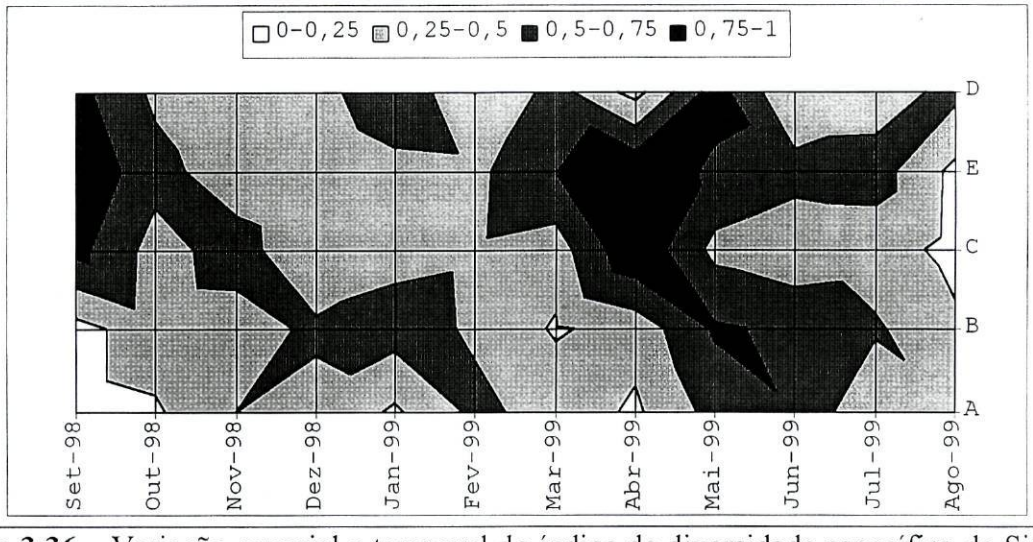

Figura 3.36 – Variação espacial e temporal do índice de diversidade específica de Simpson (λ), em cada ponto e am cada data, referente à comunidade fitoplanctónica

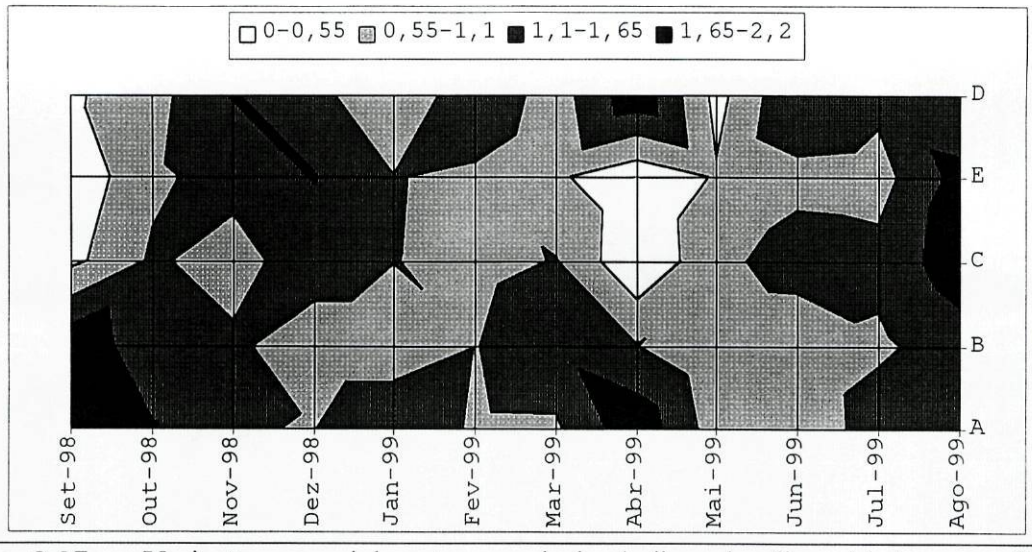

Figura 3.37 – Variação espacial e temporal do índice de diversidade específica de Shannon-Weaver (H`), em cada ponto e em cada data, referente à comunidade fitoplanctónica

Da análise dos resultados obtidos para os índices de diversidade específica (figuras 3.36 e 3.37) salientam-se os seguintes aspectos:

- o aumento da diversidade é acompanhado, de uma maneira geral, por uma diminuição da densidade da comunidade fitoplanctónica (figura 3.23). Assim as maiores diversidades surgem nos afluentes da Vala de Maceda, pontos A e D, e ainda no ponto B que se situa a montante da ETAR;

- a análise da varição temporal mostra, de uma maneira geral, um aumento da diversidade no Verão, que se prolonga no Outono e uma diminuição no Inverno, o que pode ser explicado pelas condições ambientais pouco propícias ao desenvolvimento da maioria das espécies, como baixas temperaturas, fraca disponibilidade de nutrientes e luminosidade, surgindo apenas aquelas espécies que são menos exigentes face a estes factores ambientais.

- os meses de Julho e Agosto caracterizam-se por um aumento da diversidade, na generalidade dos pontos, facto que estará relacionado com as boas condições ambientais (luz, temperatura da água e nutrientes); a diversidade mais elevada verificada nos pontos

C e E, poderá, também, ser atribuída à presença de fitoplanctontes provenientes do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça, associada a uma diminuição significativa dos efectivos de Cyanophyceae;

- o ponto C apresenta os valores de diversidade mais baixos, nos meses de Abril e Setembro, que correspondem a florescências de Cyanophyceae *(Oscillatoria sp.* e *Microcystis aeruginosa*, respectivamente). A produção de substâncias tóxicas por espécies dos géneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Oscillatoria*, (tem sido considerada como exercendo efeitos inibitórios sobre o crescimento de outras algas (Vance, 1965; Lam & Silvester, 1979; Gorham & Carmichael, 1980)), associada à competição pelos nutrientes, à redução ou inibição da fotossíntese por fenómenos de ensombramento e à predação (segundo Reynolds (1984), o consumo de Cyanophyceae, sobretudo as espécies filamentosas, pelo zooplancton é muito reduzido ou nulo) poderão explicar os valores obtidos.

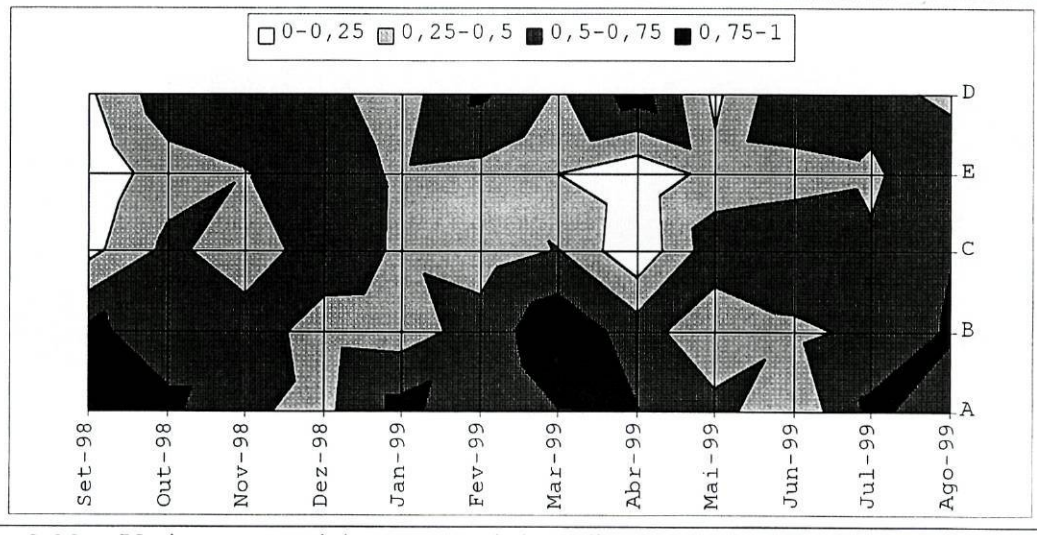

Figura 3.38 – Variação espacial e temporal do índice de equitabilidade de Pielou (J`), em cada ponto e em cada data, referente à comunidade fitoplanctónica

Da análise dos resultados obtidos para o índice de equitabilidade de Pielou (figura 3.38) salientam-se os seguintes aspectos:

- tal como se verificou para a diversidade específica, o aumento da equitabilidade é acompanhado, de uma maneira geral, por uma diminuição da densidade da comunidade fitoplanctónica, registando-se os valores mais elevados nos afluentes da Vala de Maceda e no ponto B a montante da ETAR. Isto significa que nestes locais os indivíduos se encontravam distribuidos pelas várias espécies das comunidades de um modo mais equilibrado;

- os valores mais baixos da equitabilidade ocorreram nos meses de Setembro e Abril, nos pontos C e E, como resultado do grande aumento da densidade das Cyanophyceae (figura 3.28), o que levou a que o número total de indivíduos se repartisse de um modo mais assimétrico pelos diferentes grupos taxonómicos da comunidade.

3.2.5 Síntese

Da análise da comunidade fitoplanctónica, anteriormente efectuada, salientam-se os seguintes aspectos:

- a comunidade fitoplanctónica da Vala de Maceda parece ser influenciada pela descarga do efluente da ETAR de Esmoriz e Cortegaça, constituíndo este um importante foco de poluição, já que existem diferenças significativas na estrutura e densidade da comunidade entre os pontos localizados a montante e a jusante daquela, bem como nos seus afluentes;

- a comunidade fitoplanctónica dos pontos A, B e D apresenta densidades relativamente baixas, não revelando uma flutuação sazonal marcada. Por outro lado, nos pontos C e E ocorrem densidades muito mais elevadas, observando-se uma flutuação sazonal, com picos de abundância na Primavera e Outono, devida à influência das descargas da ETAR;

- a estrutura da comunidade fitoplanctónica dos pontos C e E indica a existência de um sistema eutrofizado, sendo constituída, essencialmente, por Cyanophyceae, Euglenophyceae e Chlorophyceae, que aparecem em densidades elevadas; o fitoplancton

dos pontos A, B e D é constituído, essencialmente, por Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae, indicando um estado mesotrófico;

- de um modo geral, os resultados obtidos para os pigmentos fotossintéticos não reflectiram, nem o aumento das densidades fitoplanctónicas, nem as diferenças na composição qualitativa da comunidade, entre os diferentes pontos;

- os valores mais elevados de diversidade específica encontram-se nos afluentes da Vala de Maceda e os mais baixos nos pontos C e E, como consequência da dominância de Cyanophyceae.

4 - CONCLUSÕES

Serão apresentadas, nos parágrafos seguintes, as conclusões sugeridas pela análise dos resultados relativos aos parâmetros físico-químicos e à comunidade fitoplanctónica da Vala de Maceda e seus afluentes.

Verifica-se a existência de uma variação temporal, muito condicionada, quer pelas alterações climáticas sazonais, quer pela heterogeneidade do padrão de actividade das várias fontes de poluição, correspondendo à estação das chuvas, de um modo geral, uma melhoria da qualidade da água, não só sob o ponto de vista físico-químico, mas também sob o ponto de vista da comunidade fitoplanctónica. Neste último caso, isso é devido, mais a uma diminuição da densidade, do que a uma alteração qualitativa da sua composição específica.

A equitabilidade e a diversidade constituíram bons índices de estrutura das comunidades, reflectindo a ocorrência, ou não, de formas dominantes. Assim, os valores mais baixos de diversidade, registaram-se no ponto C e corresponderam à dominância de um pequeno número de géneros, particularmente de Cyanophyceae, atingindo o mínimo em situações de florescências; nestas situações, os valores de equitabilidade foram também extremamente baixos. As diversidades mais elevadas, que também se traduziram num aumento da equitabilidade, estiveram associadas, de uma maneira geral, à presença de uma maior variedade de géneros, embora com menores densidades, que se registaram nos afluentes da Vala de Maceda. O índice de diversidade de Shanon-Weaver constituiu um bom indicador do estado trófico da água, ocorrendo os valores mais baixos nos locais mais eutrofizados (pontos C e E).

A análise dos pigmentos fotossintéticos não contituiu um bom índice da estrutura da comunidade fitoplanctónica, não reflectindo, de uma maneira geral, nem a relação entre o aumento das densidades fitoplanctónicas e o aumento dos diferentes pigmentos, nem as variações qualitativas ocorridas na composição específica da comunidade.

Ribeira de Mangas (ponto A)

A análise dos factores físico-químicos permite concluir que a água neste local é a que apresenta melhor qualidade, em relação ao conjunto de locais estudados, possuindo valores relativamente baixos de CBO5, nutrientes e alcalinidade, o que é confirmado através da comparação dos valores obtidos para este conjunto de parâmetros com as tabelas de referência de Nisbet & Verneaux (1970).

A comunidade fitoplanctónica é tipica de sistemas lóticos de pequena dimensão, apresentando densidades baixas, sem espécies ou géneros dominantes. É constituída esssencialmente por Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae apresentando géneros indicadores de sistemas mesotróficos, como *Melosira*, *Fragilaria*, *Synedra* e *Pseudoanabaena*.

Ribeira de Cortegaça (ponto D)

Sob o ponto de vista de qualidade química da água os resultados obtidos indicam uma qualidade razoável, embora inferior à de Ribeira de Mangas. A comunidade fitoplanctónica é semelhante à do ponto A, embora ligeiramente mais abundante e com maiores densidades de Cyanophyceae, indicando também um sistema mesotrófico.

Vala de Maceda (pontos B, C e E)

A análise dos factores físico-químicos mostra uma deterioração acentuada da qualidade da água nos pontos C e E, relativamente ao ponto B, encontrando-se esta poluída ou fortemente contaminada, segundo as tabelas de Nisbet & Verneaux (1970). Registam-se valores elevados de nutrientes, matéria orgânica, condutividade, dureza, alcalinidade, sólidos suspensos e um decréscimo acentuado do oxigénio dissolvido, causados pelas descargas da ETAR.

O fitoplancton encontrado nos pontos C e E é típico de sistemas lênticos eutrofizados, apresentando uma nítida variação sazonal e sendo claramente influenciado pela comunidade fitoplanctónica presente nas lagoas de estabilização. É dominado essencialmente pelas

Cyanophyceae, ocorrendo florescências de espécies deste grupo, algumas delas tóxicas, que conferem à água uma cor verde e um odor desagradável. Os géneros encontrados nestes pontos são indicadores de uma água poluída, nomeadamente, *Microcystis*, *Euglena*, *Oscillatoria*, *Chlamydomonas*, *Scenedesmus* e *Navicula* .

È de salientar que quer a nível dos parâmetros físico-químicos, quer a nível da comunidade fitoplanctónica, o ponto E apresenta indícios de uma recuperação do sistema, evidenciando alguma capacidade autodepuradora.

De um modo geral a análise dos factores físico-químicos e da comunidade fitoplanctónica demonstrou tratar-se de um curso de água com uma acentuada deterioração da qualidade da água nos locais a jusante da ETAR de Esmoriz e Cortegaça, apresentando-se os seus afluentes com uma qualidade da água francamente melhor. Assim, a ETAR de Esmoriz e Cortegaça constitui um importante foco de poluição da vala, contribuindo para a sua degradação, o que irá, provávelmente afectar a Barrinha de Esmoriz (situada algumas centenas de metros a jusante do ponto E).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abeliovich, A. weisman, D. 1978. Role of heterotrophic nutrition in growth of the alga *Scenedesmus obliquus* in high-rate oxidation ponds. *Appl. Environ. Microbiol.*, **35**, p.32-37.

- Agences de l'eau, 1993. **Etude Inter Agences n° 35. Etude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales – Guide méthologique**. Ministère de l'Environnement

- Allan, J. D., 1995. **Stream ecology – structure and function of running waters**. Chapman & Hall, London.

- Amorim, A., 1986. **Esmoriz e a sua História**. Edição da Comissão de Melhoramentos, Esmoriz.

- Angeli, N. 1979, Influencia de la polucion del agua sobre los elementos del plancton, *In:*,. **La contaminacion de las aguas continentales – incidencias sobre las biocenosis acuaticas** (Pesson, P., ed.), 11-157pp. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid,.

- APHA - American Public Health Association, 1992. **Standart methods for the examination of water and wastewater**, 18th Ed.

- Belcher, H., Swale, E. 1979. **An illustrated guide to river phytoplankton**. Institute of Terrestrial Ecology. London

- Borchardt, 1996, Nutients. *In:* **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems** (Stevenson, R.J., Bothell, M. L. & Lowe, R. L., ed.), 184-218 pp. Academic Press.

- Bougis, P., 1974. **Ecologie du plancton marin**. Tome I – le phytoplancton. Masson et Cie, Éditeurs.

- Bourrely, P. , 1966. **Les algues d`eau douce. Initiation à la systematique**. Tomes I, II et III. Ed. N. Boubée & Cie. Paris Vie, 511, 438, 512 pp.

- Cairns,J. 1974. Water Res. Bull. **10**, 338-347

- Carmichael, Wayne, 1986. Algal Toxins. *Advances in botanical research*, **vol.12** . 47-93.

- Carmichael, Wayne, Jones, C., Mahmood, N., Theiss, W., 1985. Algal Toxins and water-based diseases. *Critical Reviews in Environmental Control*, **vol.15, Issue 3** 275-313.

- Calvo, M. S., 1995. **Aguas residuales urbanas: tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento.** Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

- Calvo, M. S., 1999. **Aguas residuales: tratamiento por humedales artificiales: fundamentos científicos, tecnologías, diseño**. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

- C.C.R.N. - Comissão de Coordenação da Região Norte, 1987. **Barrinha de Esmoriz – estudos preliminares**. Policopiado. Porto.

- C.C.R.N. - Comissão de Coordenação da Região Norte, 1989. **Barrinha de Esmoriz – plano parcial de urbanização**. Policopiado. Porto.

- Charvet, S., 1995. **Les methods biologiques d'evaluation de la qualité des eaux basées sur les macroinvertébrés benthiques**. Rapport bibliographique Cemagref, Lyon.

- DeNicola, 1996, Periphyton responses to temperature at different ecological levels. *In:* **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems** (Stevenson, R.J., Bothell, M. L. & Lowe, R. L., ed.), 150-173 pp. Academic Press.

- Dussart, B., 1996. **Limnologie**. Gauthier-Villars, Paris.

- Elnabarawy & Welter, 1984. Utilization of Algal Cultures and Assays by Industry. *In:* **Algae as ecological indicators** (Shubert, L. Elliot, ed.), 317-328 pp. Academic Press Inc. London.

- Fidalgo, M. L., 1990. **Note about the ecological conditions of Esmoriz/Paramos lagoon (north of Portugal) – preliminary data.** Publicações do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre", Faculdade de Ciências do Porto, Porto.

- Formigo, N. 1997. **A bacia hidrográfica do rio Âncora – caracterização ecológica e potencialidades bio–económicas pra a prática da pesca desportiva**. Dissertação de doutoramento em Biologia apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Policopiado, 500 pp.

- Gloyna, 1972 *In*: Oliveira, J., 1995. **A lagunagem em Portugal**. Edições Universitárias Lusófonas, Lda. Lisboa, 516 pp.

- Gorham, P. R., Carmichael, W. W., 1980. Toxic substances from freshwater algae. *Prog. Wat. Tech.* **12**:189-198.

- Goulterman, H. L., 1971. **Methods for chemical analysis of freshwaters.** *IBP Handbook* **8**, Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- Harris, Graham P., 1986. **Phytoplankton Ecology**. Chapman and Hall. London. 384pp.

- Hellawell, J. M., 1986. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. Elsevier Applied Science Publishers, London & New York.

- Hynes, H. B. N., 1970. **The ecology of running waters.** Liverpool University Press.

- Hoek, C., Mann, D. G., Jahns, H. M. 1995. **Algae –an introduction to phycology**. Cambridge University Press. United Kingdom.

- Hutchinson, G. E., 1967. **A treatise in limnology**. Vol. 2. Wiley, New York. 115 pp.

- I.H.R.H. - Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos, 1987. **Estação de tratamento de águas residuais de Esmoriz e Cortegaça** - Projecto de execução: memória descritiva e justificativa. Policopiado.

- Lam, W. Y. C., Silvester, B. W., 1979. Growth interactions among blue-greens (*Anabaena oscillarioides, Microcystis aeruginosa*) and green (*Chlorella* sp.) algae. *Hydrobiologia* **63**:135-143.

- Lastra, D. G. J.; Tanago, M.G., 1986. **Metodos biologicos para el estudio de la calidad de las aguas – aplicacion a la cuenca del Duero**. Instituto Nacional para la Conservacion de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion. Madrid.

- Laurent, P., 1979, La eutrofizacíon de los lagos. *In:*,. **La contaminacion de las aguas continentales – incidencias sobre las biocenosis acuaticas** (Pesson, P., ed.), 103-11 pp. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

- Lewis, M. A., 1993. Freshwater Primary Producers. *Handbook of Ecotoxicology*, **vol I**. Edited by Peter Calow. 24 – 43 pp.

- Linsley, R. K.; Franzini, J. B.; Freyberg, D. L.; Tchobanoglous, G., 1992. **Water Resources Engineering**. 4th ed. McGraw-Hill International Editions.

- Lorenzen, C. , 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* **12 (2)**: 343-346.

- Loureiro, J., Sá, A., 199. **Barrinha de Esmoriz – por uma boa causa**. QUERCUS – Núcleo Regional do Porto. Policopiado.

- Lowe, R. 1974. **Tolerance of Freshwater Diatoms**. National Environment Research Center. Cinciannati, Ohio.

- Lowe, R., 1996, Periphyton patterns in lakes.*In:* **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems** (Stevenson, R.J., Bothell, M. L. & Lowe, R. L., ed.), 57-72 pp. Academic Press.

- Ludwig, J. & Reynolds, J. , 1988. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. John Wiley & Sons.

- Lund, J. W. G. ; C. Kipling & E. D. Le Cren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, **XI** (2) : 143-170.

- Margalef, R., 1983. **Limnologia**. Ediciones Omega. Barcelona, 1009 pp.

- Metcalf & Eddy, Inc. 1991. **Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse**. 3rd ed. McGraw-Hill International Editions.

- Morgan, K., Kalff, J., 1975. The winter dark survival of an algal flagellate – *Cryptomonas erosa* (Skuja). *Verh. Int. Ver. Limnol.* **19**: 2735-2740

- Moss, B., 1988. **Ecology of freshwaters: man and medium**. 2nd Ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 417pp.

- Nisbet, M. & Verneaux, J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes – discussion et proposition de classes en tant que bases d` interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, **6 (2):** 161-190.

- Oliveira, J., 1995. **A lagunagem em Portugal**. Edições Universitárias Lusófonas, Lda. Lisboa, 516 pp.

- Patrick, R. , 1971. Diatom communities. *In*: **The structure and function of freshwater microbial communities** (Cairns, J., ed), 151-164pp. Res. Div. Mon.3, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.

- Piétrassanta Y.; Bondon, D., 1994. **Le lagunage écologique**. Economica, Paris.

- Reynolds, C. S., 1972. Growth, gas vacuolation and buoyancy in a natural population of a planktonic blue-green algae. *Freshwater Biology*, **2:** 87-106.

- Reynolds, C. S., 1984. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press, Cambridge. 384pp.

- Reynolds C. S., Walsby, A. E., 1975, Water blooms. *Biol. Rev.*, **50 (4)**: 437-481

- Rodier, 1984. **L`analyse de l´eau: eaux naturelles, eaux residuaires, eaux de mer**. Vol I. 7 éme ed. Bordas, 667 pp.

- Santos, M. C. R.; Oliveira, J. F., 1990. Evolução de compostos de azoto em lagoas de estabilização. *Actas da 2ª Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente, Lisboa, Portugal,* **Volume I**: D77-D89.

- Sepers, A. B. J., 1977. The utilization of dissolved organic compounds in aquatic environments. *Hydrobiologia* **52**: 39-54.

- Srebble, H. & T. R. Kronter, 1976. **Das leben in wassertropfen**. Ed. Kosmos Natur Fuhrer, 321 pp.

- Stewart, A. J., Wetzel, R. G., 1986. Chryptophytes and other microflagellates as couplers in planktonic community dynamics. *Arch. Hydrobiol.* **106**: 1-19.

- Strickland, J. D. H., 1960. Measuring the production of marine phytoplancton. Bull. *Fish. Res. Bd. Can.* **122**, 172 pp.

- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R., 1972. A Pratical Handbook of Seawater Analysis. *Fish. Res. Bd. Can.* , **167**(2nd ed.), 311 pp.

- Tangen, K., 1978, Nets. *In*: **Phytoplankton manual** (Sournia, A., ed.), 51-63 pp Muséum National d`Histoire Naturelle, Paris,.

- Thomas, J. M., Skalski, J. R., Cline, J. F., McShane, M. C., Muller, W. E., Simpson, J. C., Peterson, S. A., Callahan, C. A. & Green, J. C., 1986. Characterization of chemical waste site contamination and determination of its extent using bioassays. *Environ. Toxicol. Chem.* **5**, 487 – 501

- Throndsen, J., 1978, Preservation and storage. *In*: **Phytoplankton manual** (Sournia, A., ed.), 69-74 pp. Muséum National d`Histoire Naturelle, Paris,.

- .Uthermohl, H., 1958. Zur wemel kommug der quantitative phytoplankton methodik. *Mitz. Int. Verein Limnol.*, **9**

- Vance, B. D., 1965. Composition and sucession of Cyanophycea water blooms. *J. Phycol.* **1**:81-86

- Vasconcelos, V. , 1991. **Técnicas de colheita e análise de plancton dulciaquícola**. Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre", 45 pp.

- Vasconcelos, V. , 1983. Toxicity of cyanobacteria in lakes of North and Central Portugal. Ecological Aplications. *Verh. Internt. Verein. Limnol.* **25**: 694-697.

- Vasconcelos, V., Araújo, F., 1994. **Cianobactérias – um rico para o ambiente e para a saúde humana**. Direcção Geral da Saúde. Ministério da Saúde. Instituto da Água. Ministério do Ambiente e Recursos Naturais.

- Vasconcelos, V.1990. Cianobactérias tóxicas em águas doces portuguesas. Riscos para a saúde pública. *Actas da 2ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Lisboa, Portugal, **volume I:** K1 – K7.

- Walter, 1996, Factors affecting benthic algae - effects of light. *In:* **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems** (Stevenson, R.J., Bothell, M. L. & Lowe, R. L., ed.), 121-144. Academic Press.

- Welch, E. B. & Lindell, T., 1992. **Ecological effects of wastewater – applied limnology and pollutant effects**. 2nd ed.. Chapman & Hall, London.

- Welsch, R. S., 1948. **Limnological Methods**. McGraw-Hill Book Company, Inc., London, 381 pp.

- Werner,D., 1977. **The Biology of Diatoms**. Berkeley, Univ. California press, 498pp

- Wetzel, R., 1983. **Limnologia.** 2ª ed. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa, 919 pp.

- Whitton,B. A., 1975. **River ecology**. Blackwell Scientific Publications. London

ANEXO I - Estudo quantitativo da comunidade fitoplanctónica

Tabela 1 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Setembro de 1998 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	0	0	0
Chlorococalles	57.38	103.83	13.66	0	0
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	76.50	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	2.73	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	30.05	51.91	35.52	19.13	0
Oocystis sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	0	0	1051.91	10.93	497.27
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	16.39
Tetraedron minimum	60.11	62.84	43.72	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	2.73	8.20	16.39	0	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	0	0	0	13.66	8.20
Cocconeis sp.	46.45	103.83	0	8.20	2.73
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	0	24.59	0	0	0
Melosira varians	16.39	0	0	0	0
Navicula sp.	0	0	0	0	0
Nitzchia sp.	0	0	0	5.46	2.73
Synedra acus	0	0	0	0	0
Synedra ulna	0	5.46	0	10.93	16.39
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisofíceas não identific.	10.93	0	0	0	0
Mallomonas sp.	0	0	0	0	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	0	40.98	27.32	0	0
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	40.98	79.23	0	0
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	44262.30	0	95308.74
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	215.85	3087.43	737.70	1967.21
Pseudoanabaena sp.	0	0	0	0	0
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	5.46	0	0	0
Criptofíceas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	114.75	0	131.15
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	49.18	0	21.86
Phacus sp.	0	10.93	109.29	0	0
Trachelomonas sp.	5.46	5.46	0	0	2.73

Tabela 2 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Outubro de 1998 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	0	0	0
Chlorococalles	65.57	1571.04	0	0	16.39
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	10.93	0	0	2.73
Oocystis sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	32.79	0	0	0	21.86
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	2.73	2.73	2.73	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	0	0	0	0	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	0	0	0	0	0
Cocconeis sp.	0	68.31	0	5.46	13.66
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	57.38	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	0	0
Navicula sp.	0	8.20	0	2.73	0
Nitzchia sp.	0	0	0	0	0
Synedra acus	0	0	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	0	0
Tabbelaria sp.	8.20	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisoficeas não identific.	10.93	0	8.20	0	5.46
Mallomonas sp.	0	0	0	0	8.20
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	0	633.88	540.98	43.72	136.61
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	0	5.46	0	32.79
Microcystis sp.	0	0	546.45	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	0	628.42	0	81.97
Pseudoanabaena sp.	0	0	2540.98	68.31	1136.61
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	21.86
Cryptomonas sp.	19.13	0	0	0	0
Criptoficeas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	10.93
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	24.59	0	0
Phacus sp.	5.46	0	0	0	5.46
Trachelomonas sp.	0	0	0	0	0

Tabela 3 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Novembro de 1998 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	0	5.46	139.34
Chlorococalles	188.52	8.20	0	16.39	0
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	147.54
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	5.46	2.73	16.39	2.73	0
Oocystis sp.	0	0	0	0	16.39
Scenedesmus sp.	0	0	0	0	32.79
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	10.93	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	32.79	0	32.79
Treubaria sp.	0	0	0	5.46	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	5.46	10.93	0	0	0
Cocconeis sp.	38.25	5.46	0	5.46	16.39
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	2.73	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	0	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	5.46	0
Navicula sp.	8.20	8,20	0	30.05	13.66
Nitzchia sp.	0	0	0	0	0
Synedra acus	0	0	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	0	0
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisoficeas não identific.	8.20	0	0	0	0
Mallomonas sp.	0	0	24.59	5.46	8.20
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	8.20	51.91	0	68.31	0
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	0	98.36	0	16.39
Microcystis sp.	0	0	1983.61	0	819.67
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	4327.87	0	11270.49
Oscillatoria sp.	0	81.97	43532.79	0	5868.85
Pseudoanabaena sp.	0	213.11	622.95	0	696.72
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	5770.49	0	3057.38
Criptoficeas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	0	0	0
Phacus sp.	0	0	180.33	0	38.25
Trachelomonas sp.	0	0	0	0	0

Tabela 4 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Dezembro de 1998 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	0	0	21.86
Chlorococalles	688.52	0	19.13	0	13.66
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	0	0	0	0
Oocystis sp.	0	0	0	0	10.93
Scenedesmus sp.	0	0	68.31	0	270.49
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	2.73	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	2.73	0	0	2.73	2.73
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	5.46	0	0	2.73	2.73
Cocconeis sp.	19.13	10.93	0	2.73	0
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	0	0	5.46	0	0
Melosira varians	0	0	0	0	0
Navicula sp.	8.20	8.20	0	49.18	10.93
Nitzchia sp.	0	0	0	0	0
Synedra acus	19.13	0	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	10.93	0
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisofíceas não identific.	21.86	0	24.59	0	24.59
Mallomonas sp.	19.13	0	0	2.73	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	27.32	32.79	549.18	0	510.93
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	2.73	204.92	0	106.56
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	2521.86	1371.58	191.26	655.74
Pseudoanabaena sp.	778.69	1226.78	1229.51	0	1109.29
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	0	8.20	8.20
Criptofíceas não identific.	2.73	0	0	51.91	19.13
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	0	0	8.20
Phacus sp.	0	0	131.15	0	60.11
Trachelomonas sp.	0	0	13.66	2.73	0

Tabela 5 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Janeiro de 1999 (n° cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	7437.16	0	3838.80
Chlorococalles	65.57	8.20	0	0	0
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	0	0	0	0
Oocystis sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	0	0	10.93	0	16.39
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	0	0	0	0	5.46
Tetrastrum sp.	0	0	21,86	0	0
Treubaria sp.	0	0	0	0	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	2.73	0	0	0	0
Cocconeis sp.	10.93	2.73	0	2.73	0
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	169.40	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	0	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	0	0
Navicula sp.	0	0	10.93	5.46	8.20
Nitzchia sp.	0	0	0	0	0
Synedra acus	0	27.32	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	0	0
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisoficeas não identific.	117.49	0	0	0	0
Mallomonas sp.	0	0	0	0	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	81.97	49.18	0	40.98	40.98
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	0	169.40	0	51.91
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	2601.09	1765.03	251.37	2745.90
Pseudoanabaena sp.	62.84	825.14	3043.72	0	491.80
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	0	0	0
Criptoficeas não identific.	0	0	0	0	0
. Dinophyceae					
Gymnodinium sp.	0	0	16.39	0	131.15
. Euglenophyceae					
Euglena sp.	0	0	38.25	0	76.50
Phacus sp.	0	0	169.40	0	27.32
Trachelomonas sp.	0	0	38.25	0	0

Tabela 6 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Fevereiro de 1999 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	5191.26	0	2101.09
Chlorococalles	30.05	0	81.97	215.85	0
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	0	0	0	0
Oocystis sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	0	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	0	2.73	0	0	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	2.73	8.20	0	0	21.86
Cocconeis sp.	21.86	2.73	8.20	13.66	0
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	161.20	81.97	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	10.93	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	0	0
Navicula sp.	2.73	43,72	0	2.73	5.46
Nitzchia sp.	0	0	0	0	0
Synedra acus	218.58	0	0	0	0
Synedra ulna	13.66	0	0	0	0
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisoficeas não identific.	0	0	5.46	0	10.93
Mallomonas sp.	0	0	16.39	0	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	0	54.64	27.32	404.37	109.29
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	0	0	0	76.50
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	87.43	4270.49	153.01	2051.91
Pseudoanabaena sp.	0	371.58	49.18	191.26	0
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	0	0	0
Criptoficeas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	5.46	0	5.46
• Euglenophyceae					
Euglena sp.	0	0	27.32	0	32.79
Phacus sp.	0	0	106.56	0	30.05
Trachelomonas sp.	0	0	0	0	0

Tabela 7 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Março de 1999 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	0	0	19.13
Chlorococalles	0	0	16.39	551.91	0
Closterium sp.	0	0	2.73	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	0	0	0	0
Oocystis sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	0	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	0	0	0	2.73	2.73
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	0	2.73	0	16.39	8.20
Cocconeis sp.	24.59	8.20	2.73	2.73	2.73
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	0	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	0	0
Navicula sp.	38.25	10,93	0	43.72	21.86
Nitzchia sp.	0	0	0	0	0
Synedra acus	90.16	13,66	0	0	8.20
Synedra ulna	0	0	0	8.20	2.73
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisofíceas não identific.	0	0	10.93	0	0
Mallomonas sp.	0	0	0	0	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	0	0	0	109.29	40.98
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	8.20	60.11	0	5.46
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	0	1448.09	0	3185.79
Pseudoanabaena sp.	0	0	2743.17	0	144.81
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	0	0	0
Criptofíceas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	0	0	32.79
Phacus sp.	2.73	0	926.23	0	240.44
Trachelomonas sp.	0	0	30.05	0	0

Tabela 8 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Abril de 1999 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	5.46	0	0
Chlorococalles	54.64	601.09	0	27.32	114.75
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	10.93	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	0	0	0	0
Oocystis sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	16.39	0	0	0	0
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	0	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	0	0	0	0	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	13.66	0	5.46	71.04	24.59
Cocconeis sp.	5.46	0	0	5.46	0
Fragilaria sp.	0	0	0	13.66	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	0	0	0	0	0
Melosira varians	13.66	5.46	0	8.20	0
Navicula sp.	10.93	0	0	16.39	0
Nitzchia sp.	0	10.93	0	10.93	24.59
Synedra acus	0	2.73	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	54.64	16.39
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	5.46	0	0	0	0
Crisofíceas não identific.	27.32	0	0	0	0
Mallomonas sp.	0	0	0	0	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	16.39	669.40	109.29	54.64	106.56
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	136.61	0	56956.28	0	39762.30
Pseudoanabaena sp.	0	327.87	0	30.05	459.02
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	8,20	0	0	0	0
Criptofíceas não identific.	5,46	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	978.14	0	360.66
Phacus sp.	0	0	0	0	0
Trachelomonas sp.	5.46	0	0	0	0

Tabela 9 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Maio de 1999 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	0	0	0
Chlorococalles	0	0	0	0	0
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	0	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	0	0	0	0
Oocystis sp.	0	0	54.64	0	84.70
Scenedesmus sp.	0	0	0	0	0
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	0	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	0	0	0	0	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	8.20	8.20	2.73	16.39	5.46
Cocconeis sp.	5.46	5.46	0	13.66	0
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	2.73	0	0	0
Melosira ambigua	0	0	0	0	0
Melosira varians	5.46	2.73	0	8.20	0
Navicula sp.	0	5.46	0	10.93	0
Nitzchia sp.	0	2.73	0	5.46	0
Synedra acus	0	8.20	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	16.39	2.73
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisoficeas não identific.	0	0	0	2.73	0
Mallomonas sp.	0	0	0	0	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	60,11	259.56	0	964.48	0
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0
Dactylococcopsis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	0	349.73	0	4158.47
Pseudoanabaena sp.	0	0	0	0	617.49
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	0	0	0
Criptoficeas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	256.83	0	144.81
Phacus sp.	0	0	0	0	0
Trachelomonas sp.	0	0	0	0	0

Tabela 10 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Junho de 1999 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	0	0	0
Chlorococalles	204.92	0	1606.56	0	1196.72
Closterium sp.	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	262.30	0	65.57
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	0	0	0	0
Oocystis sp.	0	0	901.64	0	950.82
Scenedesmus sp.	0	0	114.75	0	131.15
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	5.46	0
Tetraedron minimum	0	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	0	0	0	0	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	0	2.73	0	5.46	16.39
Cocconeis sp.	27.32	5.46	0	5.46	16.39
Fragilaria sp.	0	0	0	32.79	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	0	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	114.75	0
Navicula sp.	0	5.46	5.46	5.46	0
Nitzchia sp.	2.73	0	0	0	16.39
Synedra acus	0	0	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	5.46	32.79
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisofíceas não identific.	0	0	0	0	0
Mallomonas sp.	0	0	0	0	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	183.06	68.31	90.16	60.11	885.25
Chroococcus sp.	0	0	475.41	60.11	393.44
Dactylococcopsis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	0	21090,16	0	12278.69
Pseudoanabaena sp.	0	0	0	0	0
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	0	0	0
Criptofíceas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	0	0	0
Phacus sp.	0	0	0	0	0
Trachelomonas sp.	0	0	0	0	0

Tabela 11 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Julho de 1999 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	0	295.08	0	213.11
Chlorococalles	40.98	21.86	153.01	133.88	295.08
Closterium sp.	0	0	10.93	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	21.86	0	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	5.46	8.20	0	0	0
Oocystis sp.	0	0	98.36	0	43.72
Scenedesmus sp.	0	43.72	3103.83	10.93	349.73
Scenedesmus smithii	0	0	0	0	0
Schroederia sp.	0	0	120.22	0	92.90
Tetraedron minimum	0	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	0	0	0	0	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	8.20	0	5.46	2.73	0
Cocconeis sp.	43.72	8.20	0	8.20	0
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	0	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	5.46	0
Navicula sp.	2.73	0	0	13.66	0
Nitzchia sp.	0	2.73	0	0	0
Synedra acus	0	0	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	2.73	0
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisofíceas não identific.	0	0	0	0	0
Mallomonas sp.	0	0	0	0	0
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	32.79	0	60.11	92.90	0
Chroococcus sp.	0	202.19	0	0	21.86
Dactylococcopsis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	273.22	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	0	2469.95	0	3519.13
Pseudoanabaena sp.	0	0	0	0	0
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	0	0	0
Criptofíceas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	0	0	0
Phacus sp.	0	0	0	0	0
Trachelomonas sp.	0	0	0	0	0

Tabela 12 – Estudo quantitativo do fitoplancton, referente ao mês de Agosto de 1999 (nº cél/ml)

Fitoplanctontes	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
Chlorophyta					
• **Chlorophyceae**					
Chlamydomonas sp.	0	2.73	0	10.93	0
Chlorococalles	0	0	185.79	0	84.70
Closterium sp.	0	0	5.46	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	0
Cosmarium sp.	0	0	0	0	0
Crucigena sp.	0	0	32.79	10.93	0
Kirchneriella sp.	0	0	0	0	0
Monoraphidium sp.	0	0	0	5.46	0
Oocystis sp.	0	0	267.76	0	161.20
Scenedesmus sp.	43.72	2.73	163.93	21.86	10.93
Scenedesmus smithii	21.86	21.86	54.64	0	0
Schroederia sp.	0	0	43.72	2.73	5.46
Tetraedron minimum	24.59	38.25	21.86	2.73	2.73
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0
Treubaria sp.	0	0	2.73	2.73	0
Chrysophyta					
• **Bacillariophyceae**					
Achnanthes sp.	2.73	0	5.46	8.20	16.39
Cocconeis sp.	8.20	5.46	0	13.66	0
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0
Fragilaria contruens	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	13.66	0	0	0
Gomphonema acuminatum	0	0	0	0	0
Melosira ambigua	10.93	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	0	0
Navicula sp.	0	0	2.73	38.25	24.59
Nitzchia sp.	0	0	0	27.32	0
Synedra acus	0	0	0	0	0
Synedra ulna	0	0	0	2.73	2.73
Tabbelaria sp.	0	0	0	0	0
• **Chrysophyceae**					
Chrysococcus sp.	0	0	0	0	0
Crisoficeas não identific.	0	0	0	0	0
Mallomonas sp.	0	0	0	0	5.46
Cyanophyta					
• **Cyanophyceae**					
Chroococcales	210.38	0	0	448.09	155.74
Chroococcus sp.	0	0	0	0	24.59
Dactylococcopsis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis sp.	0	0	0	0	0
Microcystis aeruginosa	0	0	0	0	0
Oscillatorialles	0	0	0	0	0
Oscillatoria sp.	0	0	251.37	0	120.22
Pseudoanabaena sp.	0	0	0	0	0
Pyrrophyta					
• **Cryptophyceae**					
Cyanomonas americana	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0	0	0	0	0
Criptoficeas não identific.	0	0	0	0	0
• **Dinophyceae**					
Gymnodinium sp.	0	0	10.93	0	0
• **Euglenophyceae**					
Euglena sp.	0	0	13.66	0	0
Phacus sp.	0	0	0	0	0
Trachelomonas sp.	0	0	0	0	0

Tabela 13 - Resultados obtidos para os pigmentos fotossintéticos da comunidade fitoplantónica

		Clorofila a	Clorofila a (	Clorofila b	Cloprofila c	Carotenóides	Feopigmentos	ID
Set-98	A	0,900	0,534	0,023	0,000	0,323	0,587	1,643
Set-98	B	0,567	0,134	0,000	0,000	0,228	0,708	1,556
Set-98	C	182,986	170,880	0,000	15,508	36,945	12,282	1,664
Set-98	D	1,655	0,712	0,000	0,000	0,535	1,531	1,955
Set-98	E	61,354	55,002	0,000	4,046	13,095	8,170	1,668
Out-98	A	0,225	0,000	0,000	0,101	0,152	0,374	1,636
Out-98	B	0,725	0,801	0,673	1,997	0,079	0,000	2,000
Out-98	C	1,205	0,801	0,381	0,875	0,268	0,694	1,778
Out-98	D	0,000	0,000	0,000	0,000	0,283	1,802	3,000
Out-98	E	0,000	0,000	0,000	0,000	0,676	3,338	2,000
Nov-98	A	0,383	0,562	0,000	0,000	0,274	0,000	-
Nov-98	B	0,545	0,890	0,227	0,277	0,058	0,000	0,000
Nov-98	C	38,246	33,709	1,871	5,806	8,526	6,475	1,637
Nov-98	D	1,866	2,465	0,495	0,625	0,585	0,000	1,455
Nov-98	E	15,603	14,151	0,477	1,819	3,885	1,922	1,684
Dez-98	A	0,233	0,000	0,000	0,000	0,578	0,280	2,125
Dez-98	B	0,000	0,000	0,000	0,000	0,609	0,000	3,406
Dez-98	C	3,467	3,433	0,000	0,000	1,175	0,000	0,000
Dez-98	D	2,103	6,294	2,473	7,055	0,768	0,000	-
Dez-98	E	3,636	3,492	2,756	8,515	0,000	0,534	0,000
Jan-99	A	0,000	0,000	0,000	0,000	0,508	0,000	6,500
Jan-99	B	0,000	0,000	0,000	0,000	0,939	0,534	2,526
Jan-99	C	76,968	68,155	0,000	0,000	34,271	13,491	1,776
Jan-99	D	0,000	0,000	0,000	0,000	0,725	2,686	1,778
Jan-99	E	33,382	13,528	0,000	0,000	23,222	31,328	1,685
Fev-99	A	1,728	4,005	0,837	1,916	0,302	0,000	2,684
Fev-99	B	3,940	10,680	3,212	8,181	0,000	0,000	4,154
Fev-99	C	19,986	0,000	0,000	0,000	67,550	182,904	1,821
Fev-99	D	0,856	2,077	0,978	1,707	0,272	0,000	1,536
Fev-99	E	11,964	0,000	0,000	0,000	29,914	73,292	0,179
Mar-99	A	0,900	0,000	0,000	0,128	0,249	1,495	2,286
Mar-99	B	1,752	2,225	1,312	4,064	0,000	0,000	1,731
Mar-99	C	21,995	0,763	2,877	0,250	9,372	35,549	2,000
Mar-99	D	1,051	0,000	0,158	0,914	0,158	1,776	2,900
Mar-99	E	7,246	0,334	1,081	0,000	2,537	11,581	2,235
Abr-99	A	0,892	0,134	0,082	0,321	0,268	1,268	2,000
Abr-99	B	2,322	1,942	1,475	3,950	0,000	0,777	1,769
Abr-99	C	1,107	0,000	13,134	18,279	7,375	75,904	19,111
Abr-99	D	0,530	0,000	5,607	5,627	5,113	41,585	20,813
Abr-99	E	15,417	3,236	3,276	6,172	5,104	20,551	1,955
Mai-99	A	0,557	0,000	0,079	0,107	0,108	1,187	2,500
Mai-99	B	0,417	0,000	0,041	0,310	0,120	0,701	2,111
Mai-99	C	17,039	1,335	0,236	2,620	4,447	26,077	2,139
Mai-99	D	1,317	0,000	0,406	0,774	0,412	2,243	3,476
Mai-99	E	9,448	0,801	0,038	0,929	2,476	14,338	2,074
Jun-99	A	0,887	0,000	0,208	0,000	0,231	1,722	2,389
Jun-99	B	0,638	0,134	0,000	0,000	0,342	0,801	2,727
Jun-99	C	27,555	3,286	4,590	1,792	13,684	40,707	2,248
Jun-99	D	13,669	1,469	3,997	1,802	6,988	20,679	2,081
Jun-99	E	23,916	3,115	3,860	2,821	9,561	34,888	2,109
Jul-99	A	1,235	0,134	0,099	0,000	0,400	1,829	1,217
Jul-99	B	0,000	0,935	44,061	0,000	0,453	0,000	1,167
Jul-99	C	54,337	5,340	11,427	4,757	25,475	82,503	2,426
Jul-99	D	1,756	0,198	0,092	0,000	0,674	2,571	2,133
Jul-99	E	32,005	150,342	7,385	5,755	14,106	0,000	2,333
Ago-99	A	1,430	0,000	0,000	0,000	0,380	2,336	2,200
Ago-99	B	1,351	0,134	0,034	0,000	0,306	2,016	1,875
Ago-99	C	51,713	3,560	0,000	0,000	9,135	79,673	1,712
Ago-99	D	4,402	0,267	0,038	0,000	1,902	6,835	2,410
Ago-99	E	21,817	1,068	0,000	0,000	5,741	34,069	1,896

ID - Índice de diversidade pigmentar de Margalef

ANEXO II - Estudo dos parâmetros físico-químicos

Tabela 1 - Resultados obtidos para os diferentes parâmetros físico-químicos

		Temperatura do ar (°C)	Temperatura da água (°C)	Profundidade (cm)	Vel. Corrente (m/s)	Condutividade (S/cm)	pH	Dureza (mg/l $CaCO_3$)	Alcalinidade ($mgHCO_3^{2-}$/l)	Nitratos (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Amónia (mg/l)	Ortofosfatos (mg/l)	Oxigénio dissolvido (mg/l)	CBO_5 (mg/l)	S.S.T. (mg/l)
Set-98	A	18	18	19	0,094	429	7,7	45	34	0,036	4,170	0,022	0,152	8,407	3,506	0,01
Set-98	B	18	18	26,6	0,01	523	7,35	51	33	0,046	4,112	0,017	0,147	6,814	0,877	0,01
Set-98	C	19	19	23,5	0,01	1050	6,98	68	69	0,289	3,955	0,083	3,131	3,982	3,945	0,08
Set-98	D	22	19	19,6	0,05	632	6,7	61	36	0,069	4,135	0,025	0,275	8,053	2,367	0,01
Set-98	E	20	19	46,16	0	873	6,71	66	57	0,275	4,027	0,061	2,525	4,425	3,506	0,04
Out-98	A	12	13	20	0,185	190	7	56	24	0,244	3,204	0,375	0,118	10,442	1,75	0,01
Out-98	B	11	14	43,3	0,144		7,27	55	35	0,426	2,626	3,898	0,713	6,549	5,61	0,01
Out-98	C	11	14	22,8	0,136		6,87	64	40	0,588	2,948	1,629	0,841	4,513	1,49	0,01
Out-98	D	12	14	31,6	0,294	230	6,06	62	35	0,237	2,987	0,145	0,098	8,584	1,49	0,01
Out-98	E	14	14	58,6	0,092	300	6,4	70	42	0,542	2,830	1,163	0,566	5,841	5,35	0,01
Nov-98	A	11	10	31,6	0,178	364	6,64	58	30	0,082	5,011	0,100	0,116	13,25	2,38	0,01
Nov-98	B	9	10	38,6	0,217	424	6,22	59	40	0,147	4,923	1,896	0,651	10,22	6,28	0,01
Nov-98	C	8,5	10,5	36,8	0,2	564	6,73	59	53	0,154	4,856	3,705	1,684	8,80	7,80	0,01
Nov-98	D	12	11	32	0,232	449	9,93	63	37	0,126	5,013	0,183	0,154	10,79	0,64	0,01
Nov-98	E	9	10,5	61,6	0,125	524	9,15	63	50	0,178	4,958	2,523	1,569	9,94	5,23	0,01
Dez-98	A	15	9	22,6	0,12	373	7,47	47	22	0,071	6,397	0,098	0,240	10,698	2,237	0,00
Dez-98	B	12	10	39,3	0,044	583	7,36	52	40	0,145	6,417	1,211	0,954	9,183	8,627	0,01
Dez-98	C	12	9	27,6	0,158	695	7,35	53	54	0,232	7,573	1,905	2,040	6,154	4,766	0,01
Dez-98	D	10	9	52	0,104	591	7,49	54	31	0,167	6,669	0,037	0,856	9,940	5,190	0,00
Dez-98	E	12	9,5	26	0,079	429	7,17	58	45	0,281	6,352	4,424	1,756	6,627	2,818	0,01
Jan-99	A	9	8	26	0,166	357		60	29	0,129	3,865	0,162	0,092	12,031	0,279	0,01
Jan-99	B	10	9	47,83	0,103	534		62	32	0,133	2,919	1,444	0,733	10,0413	10,95	0,01
Jan-99	C	10	9	30	0,166	758		55	48	0,209	4,210	3,642	1,633	8,051	7,339	0,02
Jan-99	D	8	9	34,3	0,25	457		66	33	0,251	3,163	0,607	0,081	11,851	3,374	0,01
Jan-99	E	8	8,5	55,8	0,125	582		57	41	0,291	4,311	2,379	1,465	9,860	8,325	0,01
Fev-99	A	11	8,5	26,33	0,107	289	6,78	45	33	0,106	2,801	0,000	0,141	10,27	2,725	0,01
Fev-99	B	11	9	44,66	0,375	594	6,88	52	40	0,210	2,783	0,293	0,891	7,43	12,15	0,01
Fev-99	C	10	9	45,3	0,176	547	6,6	46	42	0,279	2,727	5,486	1,682	6,73	9,983	0,02
Fev-99	D	9	9	28,3	0,176	380	6,66	52	34	0,346	2,650	0,904	0,436	11,77	4,434	0,03
Fev-99	E	10	9	66,5	0,115	482	6,58	58	38	0,326	2,939	4,440	1,227	6,73	10,867	0,01
Mar-99	A	16	13	27	0,166	310	7,19	52	30	0,070	4,920	0,036	0,145	10,000	1,354	0,01
Mar-99	B	14	13,5	31	0,166	567	6,8	50	34	0,166	4,791	2,246	0,714	7,965	12,550	0,02
Mar-99	C	15	13	45	0,125	691	6,74	62	54	0,382	4,958	4,189	2,375	4,071	7,890	0,02
Mar-99	D	16	13	23	0,166	382	7,06	55	33	0,158	4,671	0,183	0,296	9,735	1,559	0,01
Mar-99	E	16,5	13	59,3	0,079	536	6,72	62	42	0,329	4,821	0,667	1,794	6,372	10,175	0,02
Abr-99	A	12	11	20,66	0,23	296	7,53	55	20	0,057	4,198	0,087	0,113	9,329	2,856	0,00
Abr-99	B	10	11,5	32,5	0,111	406	6,89	50	35	0,220	4,465	3,758	1,313	8,905	6,360	0,02
Abr-99	C	8,5	11	33,3	0,136	534	6,82	60	45	0,356	4,356	3,696	1,840	5,208	10,420	0,02
Abr-99	D	10,5	10	56	0,187	527	6,72	62	30	0,195	3,742	0,725	0,272	9,329	9,465	0,01
Abr-99	E	10	11	16,33	0,214	404	7,2	61	45	0,410	4,044	2,876	1,296	7,981	15,600	0,02
Mai-99	A	15	14	23,3	0,142	319	7,2	50	25	0,116	2,611	0,099		9,75	1,953	0,01
Mai-99	B	14	14	35	0,158	333	6,8	37	28	0,061	2,784	0,120		9,28	5,000	0,02
Mai-99	C	15	14	40,2	0,158	392	6,7	51	35	0,163	2,622	1,657		8,52	6,325	0,02
Mai-99	D	15	14	30,5	0,142	396	6,65	56	42	0,174	2,680	0,331		9,47	2,897	0,02
Mai-99	E	15	14	61	0,088	407	6,5	43	36	0,167	2,831	1,173		8,61	3,375	0,02
Jun-99	A	23	19	25	0,088	263	7,52	55	34	0,045	5,036	0,007	0,162	9,68	1,318	0,01
Jun-99	B	19	18	29,6	0,217	362	7,08	60	34	0,047	5,184	0,010	0,238	8,87	2,290	0,01
Jun-99	C	18	18	35	0,088	612	7,14	47	60	0,365	5,656	0,066	3,423	7,24	19,050	0,02
Jun-99	D	22	20	29,6	0,125	443	7,26	65	33	0,088	6,290	0,012	0,217	10,04	5,556	0,01
Jun-99	E	20	19	58,6	0,069	663	7,1	30	29	0,383	6,448	0,090	2,589	5,70	20,150	0,02
Jul-99	A	29	20	20,5	0,142	346	7,32	47	32	0,004	3,803	0,002	0,201	8,24	1,461	0,00
Jul-99	B	31	19	21,16	0,178	356	7,22	50	30	0,004	3,823	0,002	0,274	7,38	2,754	0,01
Jul-99	C	26	21	29	0,188	1120	7,06	65	88	0,003	0,311	0,049	5,489	2,18	9,400	0,04
Jul-99	D	30	21	19,3	0,079	482	7,22	72	42	0,012	3,795	0,000	1,101	7,38	3,099	0,01
Jul-99	E	30	21	49,33	0,178	867	7	73	80	0,060	3,809	0,029	4,444	3,41	10,300	0,03
Ago-99	A	19	17	14,3	0,33	357	7,17	53	43	0,060	4,353	0,510	0,120	8,94	1,882	0,01
Ago-99	B	18	18	21,83	0,25	367	7,07	60	41	0,081	4,753	0,210	0,154	7,74	2,324	0,01
Ago-99	C	19	19	20,33	0,187	511	7,08	68	59	0,272	4,683	0,450	4,286	8,24	6,575	0,02
Ago-99	D	19	19	24	0,214	462	6,93	64	47	0,157	4,456	0,600	1,354	7,65	3,916	0,02
Ago-99	E	18	19	52,66	0,076	506	6,96	68	56	0,346	4,444	0,450	3,617	6,26	8,875	0,02