

MARTA MIGUEL RODRIGUES DUARTE DA SILVA

**A EVOLUÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DA ALBUFEIRA DO
RIO SÔRDO (VILA REAL) – INDICADORES BIOLÓGICOS**

Tese submetida à Faculdade de Ciências da
Universidade do Porto para a obtenção do grau de
Mestre em Ecologia Aplicada



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

Julho 2003



AGRADECIMENTOS

No fim deste trabalho, gostaria de agradecer a todos os que de alguma forma me ajudaram na sua concretização, nomeadamente:

- ◆ À minha orientadora, Prof. Doutora Natividade Vieira, por ter aceite a orientação da minha Dissertação de Mestrado, proporcionando-me a oportunidade de realizar este trabalho.
- ◆ Ao Prof. Doutor. José Américo, Coordenador de Mestrado, pela disponibilidade e atenção com que sempre me atendeu e ajudou.
- ◆ Aos meus colegas de Mestrado, pelo espírito de entre ajuda que sempre existiu, permitindo que fôssemos uma verdadeira equipa e, em particular, à Alexandra que partilhou comigo as dificuldades que foram surgindo ao longo do trabalho de campo, ajudando-me a superá-las.
- ◆ À Dr.^a Marília Coelho, pela ajuda prestada na identificação de algumas amostras de plâncton e pela cedência de bibliografia.
- ◆ Aos SMAS de Vila Real, na pessoa do Sr. Eng.^o. Palheiros, pelas informações cedidas.
- ◆ Às minhas amigas Teresa, Marlene e Lisa e à minha colega Ju que não me deixaram desanimar.
- ◆ Ao meu tio Luís, pelo empréstimo do barco.
- ◆ Aos meus pais – os últimos são os primeiros! - um agradecimento verdadeiramente especial por todas as oportunidades que me deram para desenvolver a minha formação.

Dedico este trabalho ao Henrique, meu namorado, e ao meu pai que me acompanharam e ajudaram nas colheitas: não imagino o trabalho de campo sem a ajuda por eles prestada.

RESUMO

Durante o período de Novembro de 2001 e Agosto de 2002 foi estudada a evolução do estado trófico na albufeira do rio Sôrdo (Vila Real), através da determinação de parâmetros físico-químicos e biológicos e das flutuações da comunidade de zooplâncton, valorizando a aplicação de indicadores biológicos na avaliação da qualidade da água. A amostragem teve uma periodicidade mensal e foi realizada em dois pontos de amostragem - um na margem e outro no centro da albufeira. Verificou-se que a qualidade da água melhorou em relação a trabalhos anteriores, sendo o seu estado oligomesotrófico. Da comunidade zooplanctónica consideraram-se os rotíferos *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta pectinata*, *Asplanchna priodonta*, e alguns copépodes calanóides, indicadores biológicos do estado trófico da albufeira do Sôrdo.

ABSTRACT

The water quality and the trofic state of the rio Sôrdo reservoir was studied from November 2001 to August 2002, through the determination of physical, chemical and biological parameters. The seasonal fluctuations of the zooplankton community were also studied in order to determin biological water quality indicators. The samples were taken once per month in two sample stations – one in the center and the other in the margin of the reservoir. The water quality was found to be better than it was in previous works, and the reservoir is in an oligomesotrophic state, wich was also an improvment. The rotifers *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta pectinata*, *Asplanchna priodonta* and the calanoid copepods were found to be biological indicators of the trophic state in the Sôrdo reservoir.

ÍNDICE

I – INTRODUÇÃO	1
1.1 – Plâncton nos ecossistemas semi-lênticos	3
1.1.2. – Fitoplâncton	5
1.1.3. – Zooplâncton	5
1.1.3.1. – Protozoa	5
1.1.3.2. – Rotifera	6
1.1.3.3. – Crustacea	8
1.2 – Objectivos	9
II – MATERIAL E MÉTODOS	10
2.1 – Caracterização do local de estudo	10
2.2 – Amostragem	11
2.3 – Parâmetros físico-químicos	12
2.3.1. – pH, temperatura da água e oxigénio dissolvido	13
2.3.2. – Carência Bioquímica de Oxigénio	13
2.3.3. – Amónia	13
2.3.4. – Nitritos, Nitratos, Fosfatos e Fósforo total	13
2.4 – Parâmetros Biológicos	14
2.4.1. – Pigmentos fotossintéticos	14
2.4.2. – Plâncton	15
2.5 – Determinação do estado trófico	16
2.5.1. – Razão azoto:fósforo	16
2.5.2. – Índices de estado trófico de Carlson (1977)	16
2.5.3. Classificação OCDE (1982)	17

III – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	18
3.1 – Parâmetros de campo	18
3.1.1. – Condições atmosféricas	18
3.1.2. – Cota da Albufeira	19
3.1.3. – Profundidade dos pontos de amostragem	19
3.1.4. – Profundidade do disco de Secchi	20
3.2 – Parâmetros físicos e químicos	20
3.2.1. – pH	20
3.2.2. – Temperatura da água	23
3.2.3. – Oxigénio dissolvido	27
3.2.4. – Carência Bioquímica de Oxigénio	31
3.2.5. – Nitritos, Nitratos e Ião amónio	33
3.2.6. – Fosfatos	37
3.3 – Parâmetros Biológicos	39
3.4 – Estado trófico	40
3.4.1. – Razão azoto:fósforo	40
3.4.2. – Índices de estado trófico de Carlson (1977)	42
3.4.3. – Classificação OCDE (1980)	44
3.5 – A comunidade Fitoplanctónica	46
3.6 – A comunidade Zooplanctónica	48
3.6.1. – Proporção Rotíferos/Cladóceras/Copépodes	49
3.6.2. – Protozoa	52
3.6.3. – Rotíferos	54
3.6.3.1. – Composição específica e densidade	54
3.6.3.2. – Rotíferos como indicadores biológicos	58
3.6.4. – Crustáceos	62
3.6.4.1. – Composição específica e densidade	62
3.6.4.2. – Copépodes como indicadores biológicos	65
3.6.5. – Considerações finais	66
IV – CONCLUSÕES	67
V – BIBLIOGRAFIA	69
VI – ANEXOS	77

I – INTRODUÇÃO

A água é essencial à vida e desde a antiguidade que o Homem constrói barragens para a aprisionar e reservar. Esta necessidade de guardar água deve-se ao facto de apenas termos à disposição, para consumo, uma ínfima parte de toda a água do planeta.

Esta fracção de água doce está concentrada nas bacias hidrográficas de rios e lagos, sendo que a maioria dos pequenos lagos e albufeiras se situa no Hemisfério Norte (Wetzel, 1993).

A construção de barragens começou por ser inicialmente muito simples, com terra, pedras ou madeira (Kennedy, 1999). Estas barreiras rudimentares eram suficientes para assegurar uma reserva de água para consumo e irrigação. No entanto, as exigências em relação ao uso da água levaram a uma evolução nos processos tecnológicos de construção, em particular desde meados do séc. XX, permitindo a utilização da água de uma forma eficiente e previsível, facilitando o desenvolvimento económico e industrial (Kennedy, 1999).

Actualmente, a construção de barragens tem como objectivos o abastecimento de água potável, a produção de energia eléctrica, a navegabilidade dos rios, a protecção contra cheias, a irrigação e o espaço de lazer (Wetzel, 1993).

De entre estas utilizações salienta-se a obtenção de água potável para abastecimento das populações sendo importante assegurar, por um lado, uma quantidade suficiente deste recurso e por outro, garantir a sua qualidade.

Um dos problemas que afecta a qualidade da água, particularmente nos ecossistemas lênticos e semi-lênticos, é o aporte excessivo de nutrientes que conduz a um aumento acelerado da produtividade primária. Este fenómeno é designado por eutrofização e resulta, principalmente, das actividades humanas nos ecossistemas (Wetzel, 1993).

Desta forma, a avaliação do estado trófico das águas é fundamental para se poderem implementar as medidas correctivas relacionadas com o uso que se pretende dar às mesmas (Wetzel, 1993), em particular das que se destinam ao consumo público, uma vez que quanto melhor for a qualidade da água na origem, mais fácil e barata será a sua depuração (Santillana, 1986).

A avaliação do estado trófico de um ecossistema aquático pode ser efectuada através de vários parâmetros limnológicos como, por exemplo, concentração de clorofila "a", transparência, desoxigenação do hipolímnio e indicadores biológicos (fito e zooplâncton) entre outros (Odum, 1997).

Os parâmetros físico-químicos são igualmente importantes como indicadores da qualidade da água, estando intimamente relacionados com as comunidades bióticas. A quantificação de nutrientes, nomeadamente azoto e fósforo, é muito importante pois eles são o suporte da produtividade primária. (Hutchinson, 1967).

Margalef (1983) , utiliza como parâmetros para avaliar a eutrofização o número de células algais, a concentração de clorofila "a", a concentração de fósforo e de nitratos e a transparência com Disco de Secchi.

Estes parâmetros foram também estudados por vários investigadores, nomeadamente Vollenweider (1968), Rast & Lee (1978) e Canfield & Bachmann (1981) e propostos para a OCDE como uma base potencial para a avaliação do estado trófico em lagos e albufeiras (Wetzel, 1993)

A legislação em vigor em Portugal, relativamente à qualidade da água, é estabelecida pelo decreto-lei n.º236/98 de 1 Agosto que estabelece normas, critérios e objectivos com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. A secção I do capítulo II deste decreto-lei refere-se às águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, nomeadamente em albufeiras. No anexo I deste decreto-lei, estão fixados os valores máximos recomendados (VMR) e admitidos (VMA), no que diz respeito a parâmetros físico-químicos e biológicos.

1.1. PLÂNCTON NOS ECOSISTEMAS SEMI-LÊNTICOS

Nas lagoas e lagos, são em geral evidentes três zonas: zona litoral - de águas pouco profundas, em que a luz penetra até ao fundo, tipicamente ocupada por plantas com raízes nos lagos e lagoas naturais; zona limnética – zona de água profunda até à profundidade de efectiva penetração da luz; zona profunda – área do fundo e das águas profundas abaixo do nível de penetração da luz. O termo zona eufótica refere-se ao estrato iluminado total, incluindo as partes litoral e limnética (Odum, 1997). A zona limnética e profunda constituem a zona pelágica.

É na zona limnética que o plâncton é mais abundante, pois esta é a zona em que a fotossíntese compensa a respiração (até ao nível de compensação que define o limite inferior da zona limnética) (Odum, 1997).

O termo plâncton refere-se aos organismos flutuantes cujos movimentos são mais ou menos dependentes das correntes (Odum, 1997). O plâncton divide-se em bacterioplâncton (composto por organismos procarióticos com metabolismo heterotrófico baseado na osmotrofia de matéria orgânica morta), fitoplâncton (conjunto de organismos fototróficos que realizam a fotossíntese oxigénica – algas e cianobactérias) e zooplâncton (composto por organismos com alto potencial para a mobilidade e com metabolismo heterotrófico - crustáceos, rotíferos e protozoários) (Vasconcelos, 1991).

Enquanto alguns componentes do zooplâncton possuem movimentos natatórios activos, que os ajudam a manter uma posição vertical, o plâncton no seu conjunto é incapaz de se deslocar contra a corrente (Odum, 1997).

Os indicadores biológicos permitem conhecer, de forma indirecta, as alterações na qualidade da água, constituindo um alerta de grande valor pois, qualquer que seja a acção exercida sobre o ecossistema, é praticamente certa a sua repercussão a nível dos elementos que o compõem, bióticos ou abióticos.

Na análise da qualidade da água das albufeiras, é de grande importância o estudo da comunidade planctónica, na medida em que esta se situa nos níveis mais baixos da rede trófica, reflectindo rapidamente qualquer alteração sofrida pelo meio (Wetzel, 1993; Coelho e Vasconcelos, 1999; Cerqueira & Vasconcelos, 1999).

1.1.2. Fitoplâncton

O fitoplâncton está na base de muitas cadeias alimentares, além de nos poder dar indicações sobre a qualidade da água. Por seu lado, o zooplâncton, geralmente bastante dependente do fito, é também influenciado pela variação de parâmetros físicos e químicos da água. Além disso, a sua flutuação pode ser controlada pelas comunidades de macroinvertebrados predadores e por peixes (Vasconcelos, 1991).

O conhecimento da composição e flutuação das comunidades planctónicas e das relações tróficas entre estas e as dos níveis tróficos superiores é importante. Este, pode permitir um maneio no sentido de melhorar a produtividade de um nível trófico específico, ou, por exemplo, impedir o avanço da eutrofização através de uma manipulação correcta dos níveis que a influenciam.

1.1.3. Zooplâncton

Os organismos verdadeiramente planctónicos estão distribuídos por três principais grupos dominantes: Os rotíferos e duas subclasses dos Crustáceos, as cladóceras e os copépodes (Wetzel, 1993).

1.1.3.1 Protozoa

Embora correspondam geralmente a uma fracção muito pequena do zooplâncton, tanto em número como em biomassa, por vezes os protozoários podem constituir uma componente significativa da produtividade zooplanctónica (Wetzel, 1993).

Devido ao seu curto ciclo de vida, os Protozoa podem ser importantes na monitorização da poluição. Eles respondem de uma forma relativamente rápida a variações no meio aquático, o que pode ser um indicador de redução de oxigénio (Ruppert & Barnes, 1991).

Embora quase todos os protozoários sejam aeróbios, uma grande parte deles pode desenvolver-se muito bem mesmo quando a concentração de oxigénio é muito baixa. Esta capacidade microaerófila torna-se conspícua em relação aos ciliados bentónicos e planctónicos, sendo comprovada pelo seu acentuado desenvolvimento em águas poluídas e ricas em compostos orgânicos (Wetzel, 1993).

De uma forma geral, a densidade de protozoários aumenta com o aumento da poluição orgânica e diferentes espécies podem ser observadas dependendo da quantidade de material orgânico presente no ambiente aquático (Barbieri & Orlandi, 1989)

1.1.3.2 Rotífera

Actualmente os rotíferos são considerados um Filo, tendo sido inicialmente incluídos nos Nematelminthes (Ruppert & Barnes, 1991). Os seus elementos são originários de água doce, existindo apenas dois géneros significativos e algumas espécies que são marinhos (Wetzel, 1993).

Há aproximadamente 100 espécies de rotíferos que são completamente planctónicas, formando estas uma componente significativa do zooplâncton, sendo os invertebrados de corpo mole mais importantes do plâncton (Wetzel, 1993).

Existe nos rotíferos um enorme leque de variações morfológicas e de adaptações. Na maior parte deles a forma do corpo tende a ser alongada, sendo geralmente as regiões da cabeça, tronco e pé, indistintas. A cutícula é normalmente fina e flexível, mas em alguns rotíferos torna-se mais espessa e rígida, designando-se então por lórica; a lórica é uma característica com importância taxonómica em alguns grupos. O sistema digestivo possui um complexo mastax, estrutura de que faz parte um conjunto de mandíbulas esclerotizadas ou trophi, que apenas existe nos rotíferos e tem como função fragmentar as partículas alimentares (Wetzel, 1993).

Em termos de biomassa, os rotíferos não podem competir com os grandes crustáceos, mas a sua rápida reprodução e desenvolvimento fazem com que os rotíferos contribuam com 10% a 40% da produção total do zooplâncton (Herzig, 1987).

Apesar de muitos rotíferos apresentarem uma distribuição cosmopolita, todos os ecossistemas incluem um pequeno número de espécies próprias, sendo por isso bons indicadores de saprobidade. Sendo invertebrados aeróbios são indicadores apenas dentro da limnosaprobidade e não em eusaprobia (Sládeček, 1983).

1.1.3.3 Crustacea

Os artrópodes crustáceos são quase todos aquáticos, na sua maioria marinhos. Na água doce, os Crustacea verdadeiramente planctônicos são dominados quase completamente pelos Cladocera e pelos Copepoda (Wetzel, 1993).

Os Cladocera (Branchiopodes) são os crustáceos planctônicos que, ecologicamente se assemelham mais aos Rotíferos, quer pelo seu pequeno tamanho, quer pelo seu rápido desenvolvimento e ciclos reprodutivos (Margalef, 1983).

Os Copepoda de vida livre pertencentes a esta ordem da classe Crustacea podem separar-se em três grupos distintos: Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida. Os copépodes harpacticóides vivem quase exclusivamente no litoral, habitando a macrovegetação, principalmente os musgos e os sedimentos. Embora os copépodes ciclopóides sejam primariamente espécies bentônicas litorais, os poucos membros que são predominantemente planctônicos constituem componentes muito importantes dos copépodes do zooplâncton, principalmente nos lagos pequenos e pouco profundos. Os copépodes calanóides são quase exclusivamente planctônicos (Wetzel, 1993).

1.2. OBJECTIVOS

Os objectivos deste trabalho foram:

- ◆ Estudar a evolução do estado trófico na albufeira do rio Sôrdo (Vila Real), através da determinação de parâmetros físico-químicos e biológicos.
- ◆ Estudar a flutuação da comunidade de zooplâncton da albufeira, valorizando a aplicação de indicadores biológicos na avaliação da qualidade da água.

Para complementar a informação sobre o estado trófico, foi também efectuada uma caracterização qualitativa da comunidade fitoplanctónica.

II - MATERIAL E MÉTODOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O rio Sôrdo nasce na serra do Marão a uma altitude de 1300 m, possuindo uma bacia hidrográfica pouco recortada, com cerca de 48 Km² que percorre parte dos concelhos de Vila Real e de Santa Marta de Penaguião, desaguando na margem direita do Corgo que por sua vez é um afluente do rio Douro. Nesta zona do país, o clima é temperado continental e no ano em que decorreu o estudo o Inverno foi seco e menos frio do que o normal (Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica - INMG).

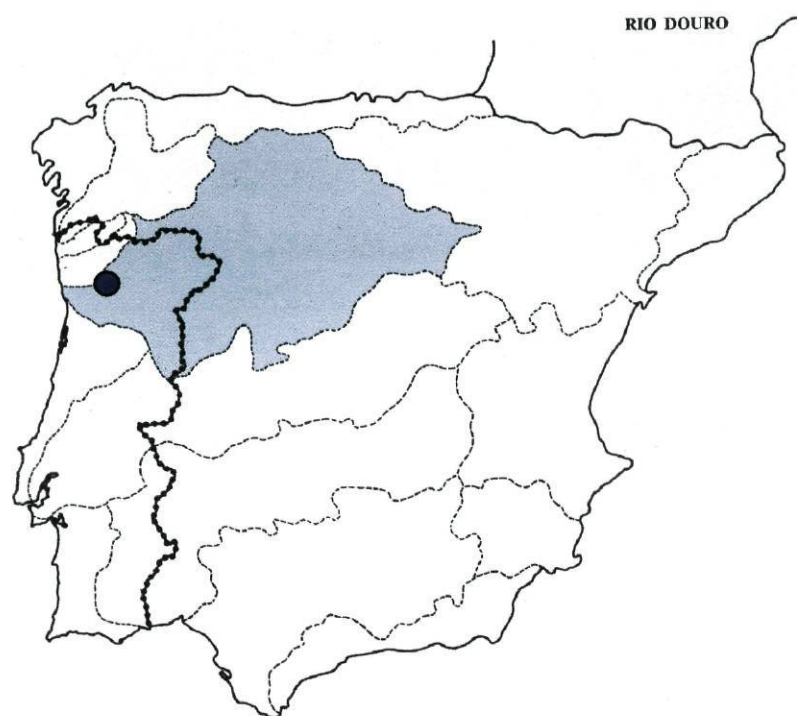


Figura1: Bacia hidrográfica do rio Douro - ● localização da bacia do rio Corgo

A barragem do rio Sôrdo foi concluída em 1996, situando-se a uma cota de 485m do leito do rio, na latitude 41°17'2"(N) e longitude 7°49'37"(W) (Instituto Nacional da Água - INAG).

O volume da albufeira é de cerca de 1 000 000m³ e o nível de pleno armazenamento é de 533m. De acordo com o tamanho e tempo de retenção, esta albufeira é classificada como uma pequena albufeira de classe B, segundo Straškabra (1999).

Os principais objectivos da sua construção foram o abastecimento de água e a produção de energia eléctrica, sendo a albufeira ainda utilizada como zona de recreio e para irrigação (INAG).

Em relação à qualidade da água, esta albufeira foi classificada pelo INAG, de acordo com um sistema de classificação proposto pelo próprio Instituto (anexo I), como pertencente à classe B em 1995, tendo-se verificado uma perda de qualidade em 1997 que levou à sua inclusão na classe D, estando desde 1998 incluída na classe C. Em relação à classificação proposta pelo Dec. Lei 236/98, o mesmo instituto incluiu a albufeira do Sôrdo na classe A₂ em 1999.

2. 2. AMOSTRAGEM

O período de amostragem decorreu entre Novembro de 2001 e Agosto de 2002, com uma periodicidade mensal. As amostras foram recolhidas em dois pontos, um na margem e outro aproximadamente no centro da albufeira, sempre no período da manhã (fig 2).

Por razões de logística, só foi possível recolher amostras no centro da albufeira a partir do mês de Fevereiro. No mês de Maio, devido aos ventos fortes só foi possível recolher amostras na margem.

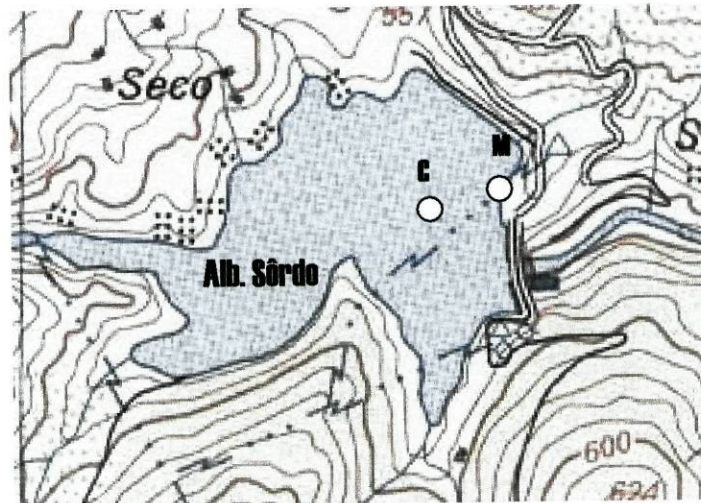


Figura 2: Localização dos dois pontos de amostragem: C - Centro; M - Margem.

Foram sempre registadas as condições atmosféricas, assim como o nível da cota da albufeira e determinada a temperatura ambiente com um termómetro de mercúrio.

A transparência foi medida nos dois pontos de amostragem mediante a profundidade de visão do disco de Secchi. Para cada ponto foi também determinada a profundidade máxima mediante um cabo graduado.

2.3. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

As amostras foram recolhidas à superfície e em profundidade com um amostrador tipo Ruttner, a 1m e no fundo, na margem, também à superfície e a 1m, 5m, 10m e fundo, no centro da albufeira, para frascos de polietileno de 2L.

2.3.1. pH, temperatura da água e oxigénio dissolvido

O pH, a temperatura da água e o oxigénio dissolvido foram determinados *in situ* com uma sonda electroquímica nas mesmas profundidades onde se recolheram as amostras.

2.3.2. Carência Bioquímica de Oxigénio - CBO5

A determinação deste parâmetro foi efectuada por incubação das amostras durante 5 dias, em banho-maria, com titulação do oxigénio pelo método de Winkler, de acordo com APHA (1992).

2.3.3. Amónia

O doseamento da amónia foi efectuada por espectrofotometria a 630nm, segundo o método de Koroleff (1970).

2.3.4. Nitritos, Nitratos, Fosfatos e Fósforo total

Nestas análises foi utilizado um espectrofotómetro de bancada, modelo C200 da Hanna Instruments. As quantificações efectuadas por este kit baseiam-se nos seguintes métodos:

Nitritos	método da diazotização
Nitratos	método da redução do cádmio
Fosfatos	método do ácido ascórbico
Fósforo total	método do aminoácido

2.4. PARÂMETROS BIOLÓGICOS

2.4.1. Pigmentos fotossintéticos

Para o doseamento dos pigmentos fotossintéticos, as amostras foram recolhidas da forma descrita anteriormente para os parâmetros físico-químicos.

O doseamento da clorofila "a" e feopigmentos foi efectuado por espectrofotometria de absorção molecular, com acidificação dos pigmentos extraídos em acetona a 90%, de acordo com Strickland & Parsons (1972).

O cálculo da concentração de pigmentos foi efectuado através das equações propostas por Lorenzen (1967):

$$\text{Clorofila "a"} \text{ (mg/m}^3\text{)} = 26,7 * (665a - 665b) * v / (V * l)$$

$$\text{Feopigmentos (mg/m}^3\text{)} = 26,7 * [(1,7 * 665b) - 665a] * v / (V * l),$$

em que:

665a - densidade óptica antes acidificação

665b - densidade óptica após acidificação

v - volume de acetona usado (mL)

V - Volume de amostra filtrada (mL)

l - percurso óptico da célula (cm)

2.4.2. Plâncton

Para a recolha das amostras de plâncton utilizou-se uma rede com malha de 55 μm . Esta malha é adequada à recolha de estádios juvenis e de pequeno tamanho (Pourriot & Francez, 1986).

A identificação do zooplâncton foi efectuada em amostras vivas do centro e da margem, recolhidas por arrasto vertical com uma rede cónica, com a malha referida anteriormente. A identificação do zooplâncton foi realizada até à categoria taxonómica possível.

Para as contagens do numero de indivíduos foi utilizada uma amostra fixada em formol a 4% (Vasconcelos, 1991) obtida após filtração de 10L de água, recolhida à superfície nos dois pontos de amostragem, num disco de malha 55 μm .

Para as contagens e identificações foi utilizado um microscópio de inversão e câmaras de sedimentação de Utermohl, de acordo com a técnica de Lund *et al.* (1958).

Nestas amostras foi também efectuada uma avaliação qualitativa de fitoplâncton com o objectivo de determinar flutuações sazonais de grandes grupos de algas e para complementar a informação sobre o estado trófico.

2.5. DETERMINAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

2.5.1. Razão Azoto:Fósforo

A razão azoto fósforo foi calculada mediante a divisão da concentração de azoto total (calculada através da soma das concentrações de nitritos, nitratos e ião amónio), pela concentração de fósforo total.

2.5.2. Índices de Estado Trófico de Carlson (Carlson, 1977)

De acordo com Carlson (1977), foram calculados os índices de estado trófico (TSI) para o disco de Secchi, clorofila a e fósforo total de acordo com as seguintes fórmulas:

$$\text{TSI}_{ds} = 60 - 14.41 \times \ln ds$$

$$\text{TSI}_{cla} = 9.81 * \ln [cla] + 30.6$$

$$\text{TSI}_{Pt} = 14.42 * \ln [Pt] + 4.15$$

em que

ds – profundidade do disco de Secchi (m)

[cla] – concentração de clorofila a à superfície (mg/m³)

[Pt] - concentração de fósforo total à superfície (mg/m³)

Os valores obtidos no cálculo dos índices variam entre 0 e 100, correspondendo o valor de 50 ao estado de mesotrofia.

2.5.3. Classificação OCDE (1982)

Utilizando os mesmos parâmetros mas sem o cálculo de índices, OCDE (1982) propõe a seguinte classificação, para a determinação do estado trófico:

Tabela1: Classificação do grau de eutrofia de lagos e albufeiras, segundo a OCDE (1982)

Grau de Eutrofia	Clorofila a (mg/m ³) à superfície	Profundidade disco Secchi (m)	Fósforo total (mg/m ³) à superfície
Ultra-oligotrófico	«1.0	»12.0	«4.0
Oligotrófico	1.0 – 2.5	12.0 – 6.0	4.0 – 10.0
Mesotrófico	2.5 – 8.0	6.0 – 3.0	10.0 – 35.0
Eutrófico	8.0 – 25	3.0 – 1.5	35.0 – 100.0
Hipereutrófico	>25.0	<1.5	>100.0

III – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1. PARÂMETROS DE CAMPO

3.1.1. Condições atmosféricas

De acordo com os dados estatísticos do Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica (INMG), a precipitação acumulada entre Setembro de 2001 e Agosto de 2002 foi inferior à média considerada normal para o território. Pelo contrário, as temperaturas médias registadas no mesmo período foram quase sempre superiores à média, com excepção dos meses de Novembro, Dezembro e Agosto.

Na figura 3 estão representados os valores de temperatura ambiente registados nos dias de amostragem. A temperatura máxima foi registada em Junho (31° C) e a mínima em Maio (14° C).

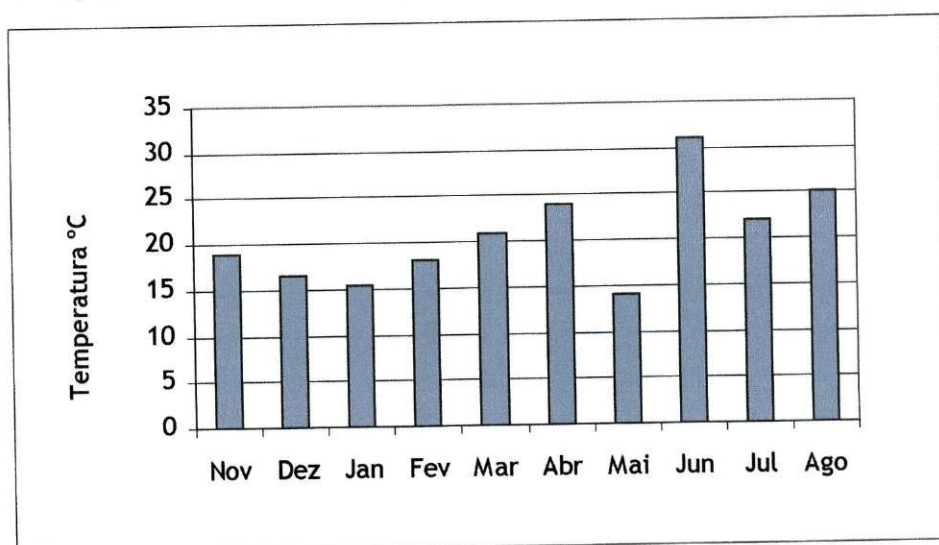


Figura 3: Temperatura ambiente registada nos dias de amostragem

3.1.2. Cota da Albufeira

O gráfico da figura 4 representa as variações no nível da cota da albufeira durante o período de amostragem. O valor máximo de 522,6m verificou-se em Junho e o mínimo em Dezembro de 518m, com um valor médio de 520,9m (sd=1.36)

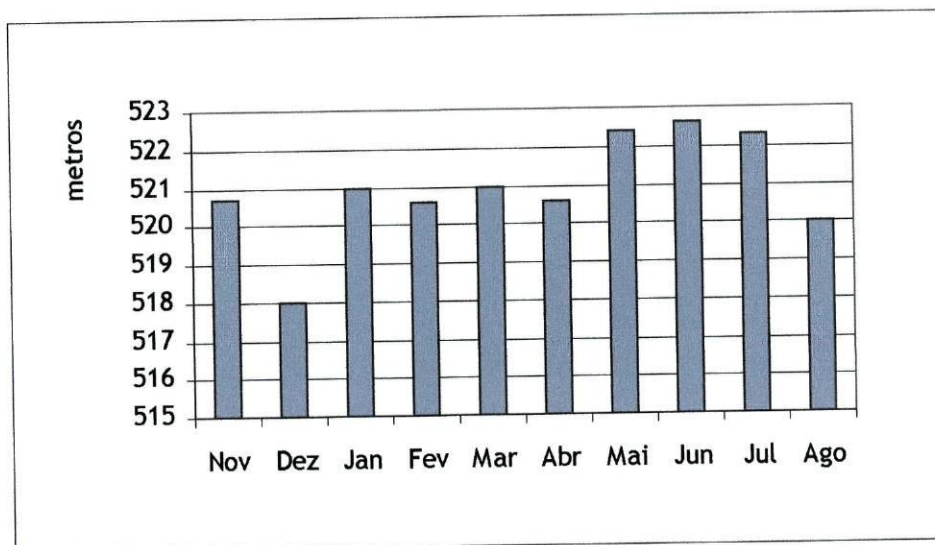


Figura 4: Variação do nível da cota da albufeira

3.1.3. Profundidade dos pontos de amostragem

A profundidade média do ponto de amostragem do centro da albufeira foi de 22m (sd=0.63) enquanto que a do ponto de amostragem da margem foi de 5,6m (sd=1.24).

3.1.4. Profundidade do Disco de Secchi

Os valores médios de profundidade do Disco de Secchi foram de 3,3m (sd=1.43) na margem e 4,7m (sd=1.7) no centro, com o valor máximo de 6m em Abril na margem e de 6,5 metros para o centro, em Junho (fig 5). Os valores mínimos em ambos os pontos de amostragem registaram-se em Agosto e foram 1,5m na margem e 2m no centro.

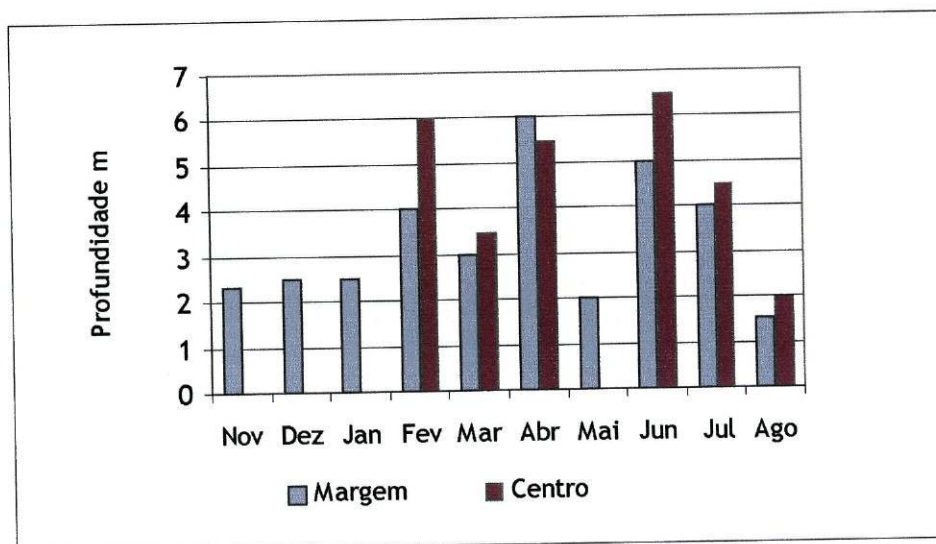


Figura 5: Comparação da profundidade de visão do disco Secchi nos dois pontos de amostragem

3.2. PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

3.2.1. pH

Os resultados sazonais referentes ao pH, estão representados nas figuras 6 e 7.

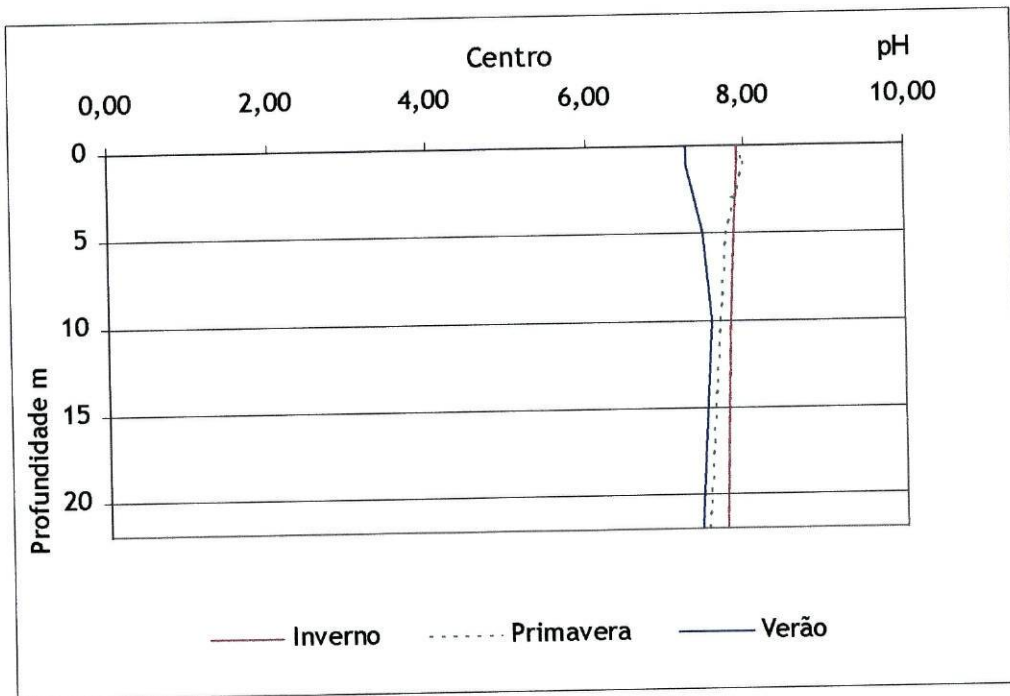


Figura 6: Variação sazonal do pH, em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira

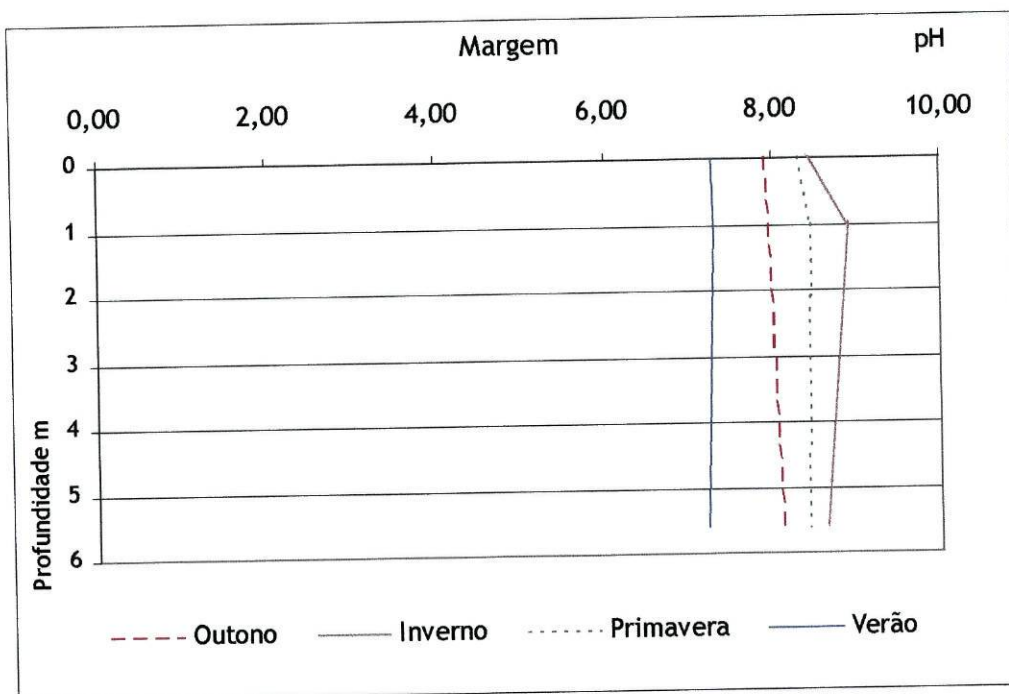


Figura 7: Variação sazonal do pH, em profundidade, no ponto de amostragem da margem da albufeira

O pH das águas naturais é determinado em grande parte pela interação dos iões H^+ provenientes da dissociação de H_2CO_3 e a dos iões OH^- produzidos durante a hidrólise do carbonato (Wetzel, 1993).

A distribuição vertical do pH faz-se em geral segundo um padrão aproximadamente inverso ao da concentração de CO_2 (Wetzel, 1993). Por sua vez a concentração de CO_2 é regulada pelas reacções em que os seres vivos são intermediários, como a fotossíntese e a respiração. A utilização do CO_2 na fotossíntese tende a reduzir a sua concentração na zona trofogenica com aumento do pH e a formação de CO_2 na respiração por toda a coluna de água e nos sedimentos tende a diminuir o pH (Wetzel, 1993).

Por observação das figuras verifica-se que, tanto no centro como na margem da albufeira, os valores mais elevados de pH registaram-se no Inverno e os menores no Verão. Na margem os valores de pH variaram entre um mínimo de 7,21 (Verão) e um máximo de 8.9 (Inverno). No centro o valor mínimo registado foi 7,25 (Verão) e o máximo 7.96 (Primavera).

No que diz respeito às variações em profundidade, apenas se regista um aumento de pH no Inverno da superfície até 1 metro na margem, e no Verão até aos 10 metros no centro. Este aumento pode indicar uma zona com maior produtividade primária.

Os valores de pH da maioria dos lagos abertos situa-se entre 6 e 9 (Wetzel, 1993) pelo que os dados obtidos se encontram dentro do previsto para o ecossistema em causa.

Em relação ao estabelecido pelo Dec-lei 236/98 os valores obtidos estão conforme o estabelecido para a classe A1.

3.2.2. Temperatura da Água

Nas figuras 8 e 9, estão representados os valores médios obtidos para cada estação do ano no que se refere à temperatura da água em cada um dos pontos de amostragem.

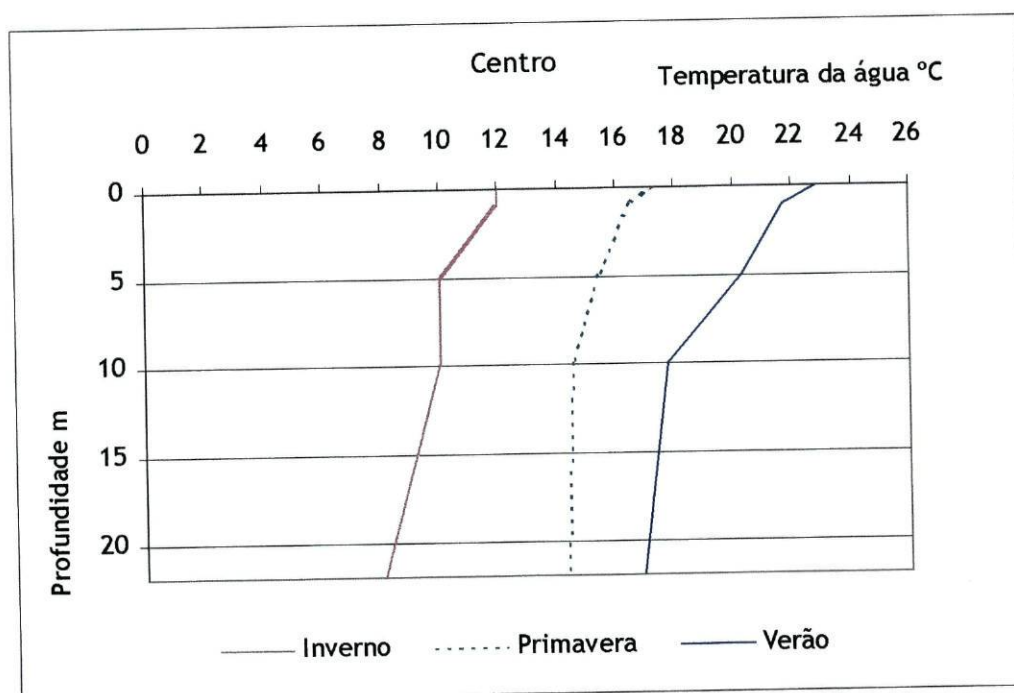


Figura 8: Variação sazonal da temperatura da água, em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira

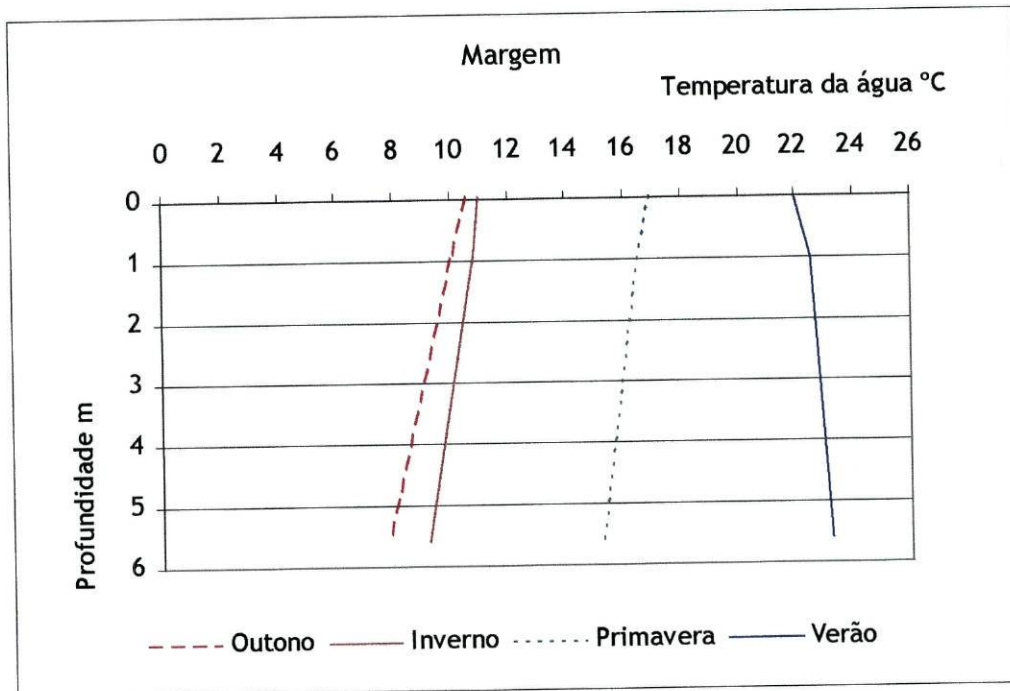


Figura 9: Variação sazonal da temperatura da água, em profundidade, no ponto de amostragem da margem da albufeira

Na margem, os valores mais baixos de temperatura da água foram registados no Outono (7,8°C, fundo) enquanto os mais elevados se verificaram no Verão (23,5°C, 1 metro). No Centro a temperatura máxima foi registada à superfície no Verão (22,9°C) e a mínima no Inverno (8°C, no fundo).

Tanto no centro como na margem ocorreu uma diminuição da temperatura em profundidade, com excepção do Verão, na margem, onde se verificou um ligeiro aumento da temperatura da água no fundo. Este aumento é menor do que um grau e tendo em conta a pequena profundidade pode dever-se a um erro de determinação.

Devido à pequena profundidade já referida (5,6 m média), na margem da albufeira não se verificou nenhum período de estratificação térmica. Pelo contrário, no centro da albufeira houve um período de estratificação térmica durante o Verão.

O período de estratificação de Verão caracteriza-se pela existência de um estrato superior de água mais ou menos uniformemente aquecida, que circula, bastante turbulenta, chamada epilimnion. O epilimnion flutua sobre uma camada fria e relativamente inalterada, o hipolimnion. O estrato entre o epilimnion e o hipolimnion designa-se metalimnion que se define como o estrato de água em que se verifica um gradiente térmico acentuado (Wetzel, 1993).

No Outono a descida de temperatura do ar provoca uma perda de calor superficial da água que induz a mistura das duas camadas formadas aquando da estratificação de Verão. Quando todo o volume de água é incluído na circulação inicia-se a circulação de Outono (Wetzel, 1993).

Na figura 10 estão representados os perfis de temperatura mensais para o centro da albufeira.

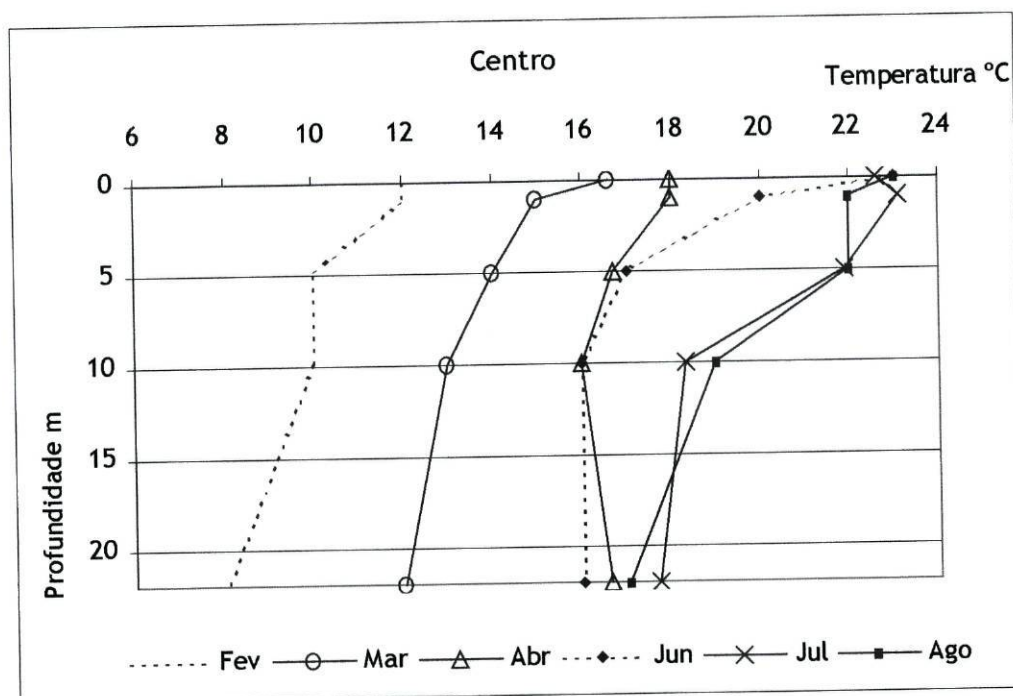


Figura 10: Variação mensal da temperatura da água, em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira

Podemos verificar pela análise do gráfico que a estratificação térmica de Verão se iniciou no mês de Junho. A variação entre a temperatura máxima (23°C), obtida à superfície, e a mínima (16°C) obtida no fundo, foi de 7°C. Neste caso o metalimnion começa à superfície e vai até aos 5m. No mês de Julho a estratificação é mais acentuada sendo possível definir os três estratos térmicos. Desta forma os limites do metalimnion situaram-se entre os 5 e os 10m, com uma variação de aproximadamente 5°C entre estes.

A estratificação térmica de Verão ocorre devido ao rápido aquecimento à superfície durante um período quente e calmo de alguns dias. À medida que as águas superficiais aquecem e se tornam menos densas, aumenta a resistência térmica relativa de modo acentuado e as águas não se misturam (Wetzel,1993).

No mês de Junho, no centro da albufeira, a profundidade do disco de Secchi foi de 6,5m. Este factor pode ser o indicio de um período favorável ao aquecimento superficial, devido ao aumento de transparência.

Podemos concluir que a albufeira do rio Sôrdo é do tipo monomíctico quente (Wetzel, 1993), com um período de estratificação de Verão e de circulação durante o resto do ano, conforme verificado anteriormente por Rodrigues (2001).

3.2.3. Oxigénio Dissolvido (DO)

Os valores de oxigénio dissolvido obtidos para cada ponto de amostragem estão representados nas figs. 11 e 12.

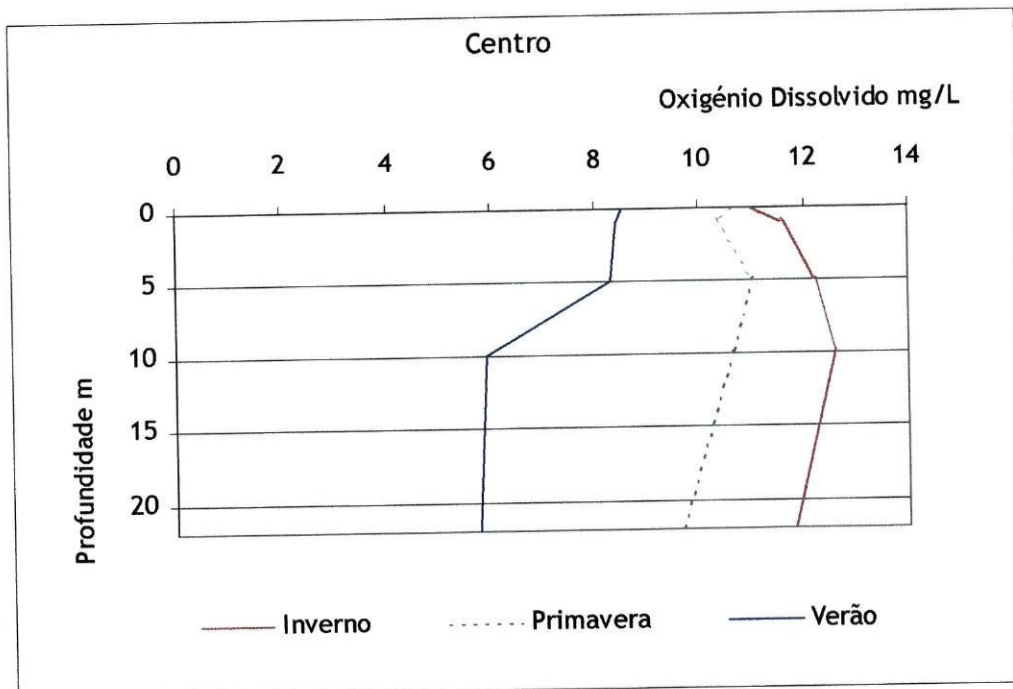


Figura 11: Variação sazonal do oxigénio dissolvido, em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira

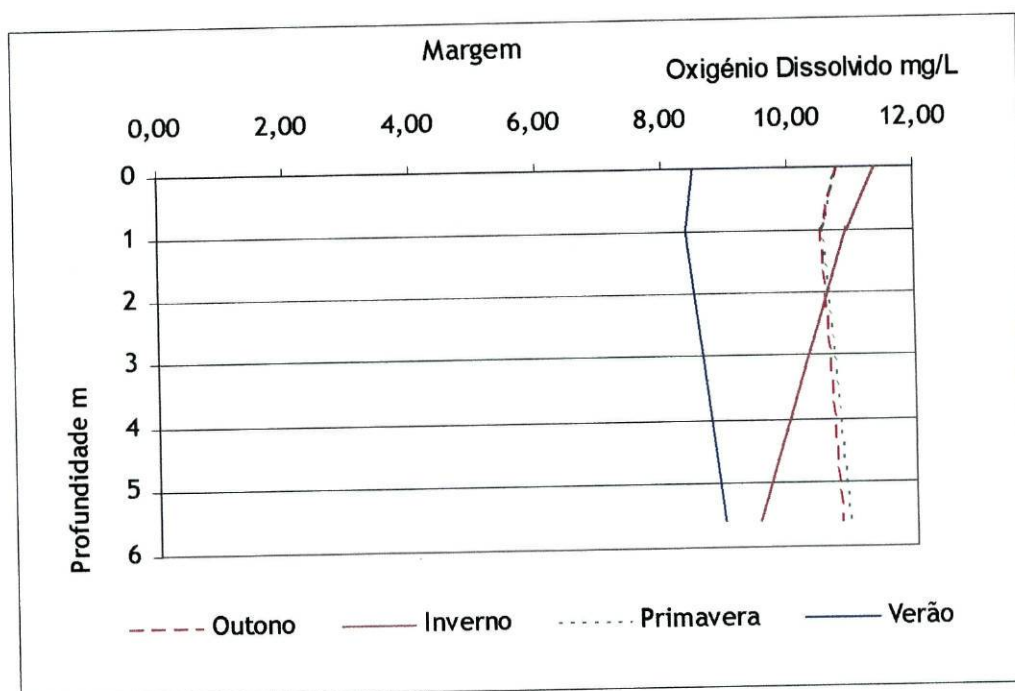


Figura 12: Variação sazonal do oxigênio dissolvido, em profundidade, no ponto de amostragem da margem da albufeira

Na margem, devido à pequena profundidade, não se verificam alterações importantes na concentração de oxigênio dissolvido em profundidade, com exceção do Inverno onde se verifica um ligeira diminuição em profundidade. Os valores mais baixos de oxigênio dissolvido foram obtidos no Verão.

No centro, os valores mais elevados de oxigênio dissolvido registaram-se no Inverno enquanto os menores ocorreram no Verão.

A quantidade de um dado gás que permanece na fase dissolvida é influenciada pela pressão atmosférica a que o lago está exposto, pelas condições meteorológicas e também pela pressão hidrostática exercida pelo estrato de água justaposto à profundidade que se está a considerar (Wetzel, 1993).

A solubilidade do oxigénio na água é influenciada de um modo não linear pela temperatura, aumentando consideravelmente na água fria (Wetzel, 1993). Comparando os gráficos de temperatura e oxigénio dissolvido, verifica-se que o padrão de variação do oxigénio dissolvido é o inverso da temperatura da água, isto é, a estação do ano em que a temperatura da água é mais elevada corresponde àquela em que a concentração de oxigénio é menor.

No Inverno e na Primavera verifica-se um ligeiro aumento do DO até aos 10 e 5m respectivamente, havendo depois uma ligeira diminuição. Estas variações são acompanhadas de pequenas diminuições de temperatura, nas mesmas profundidades sendo talvez essa a justificação para esta variação de DO.

Para que se estabeleça o equilíbrio entre o oxigénio atmosférico e o dissolvido dentro de um período de tempo razoável, deve haver mistura da água, como acontece durante os períodos de circulação ou no epilimnion dos lagos estratificados (Wetzel, 1993).

No Verão, e em resultado da estratificação térmica, verifica-se que a concentração de oxigénio diminuiu em profundidade, não se verificando no entanto uma situação de anoxia. O perfil de oxigénio nesta estação do ano é aproximadamente clinógrado, característico de lagos em situação de eutrofia. Esta situação é semelhante à verificada por Rodrigues (2001).

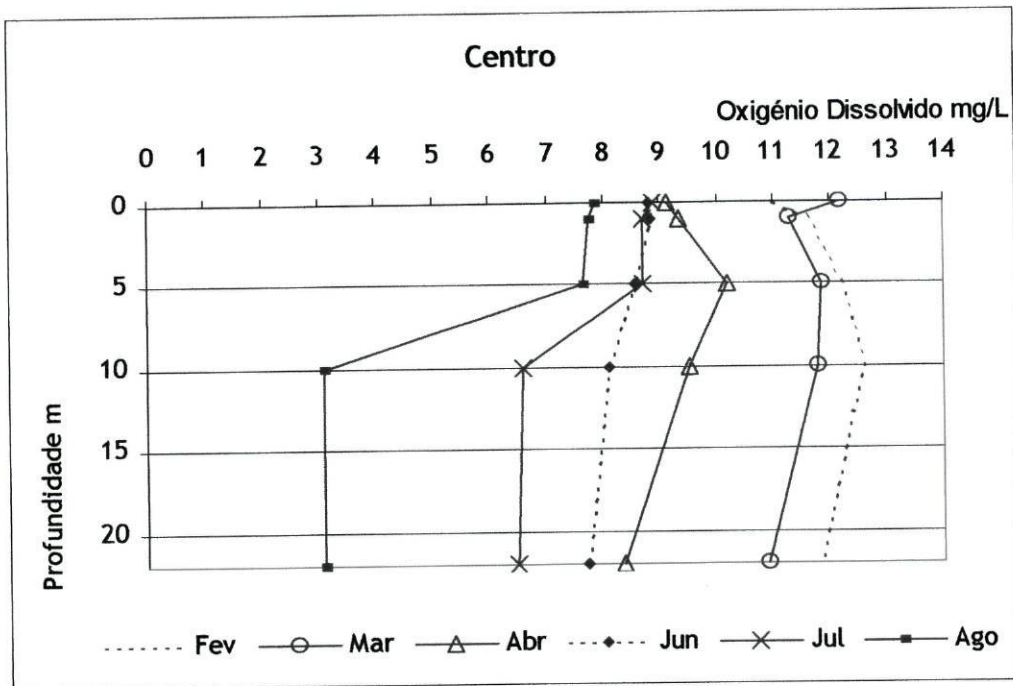


Figura 13: Variação mensal do oxigênio dissolvido, em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira

Na figura 13 e comparando-a com a 10, verifica-se de uma forma geral que os meses em que a temperatura foi maior a concentração de DO foi menor. No mês de Junho, no início de estratificação térmica, a concentração de DO é quase constante em profundidade. Em Julho e Agosto, em consequência da estratificação térmica já marcada, há uma diminuição acentuada da concentração de DO em profundidade, particularmente no mês de Agosto.

A ausência de circulação da água favorece o empobrecimento de oxigênio em profundidade devido ao consumo deste nos processos de respiração e oxidação de matéria orgânica e ausência de oxigenação.

3.2.4. Carência Bioquímica de Oxigênio - CBO₅

A Carência Bioquímica de Oxigênio permite avaliar a poluição orgânica por matéria biodegradável, uma vez que mede o consumo de oxigênio por organismos aeróbios na oxidação da matéria orgânica.

Nas figuras 14 e 15 estão representados os valores obtidos de CBO₅ no centro e na margem, respectivamente.

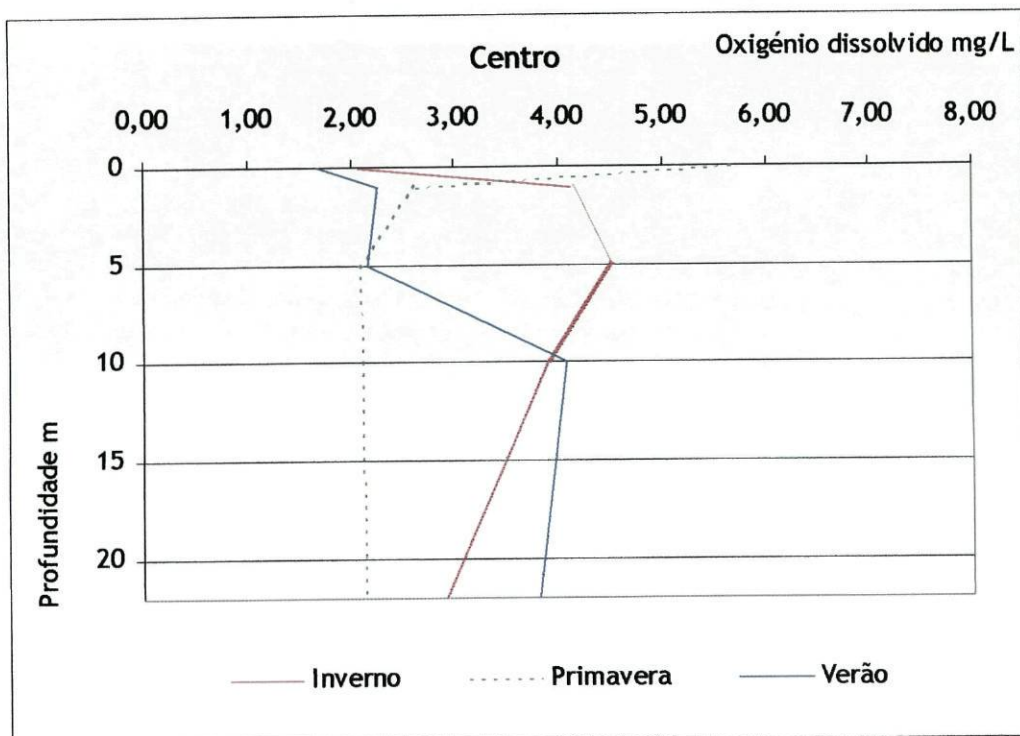


Figura 14: Variação sazonal do CBO₅, em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira

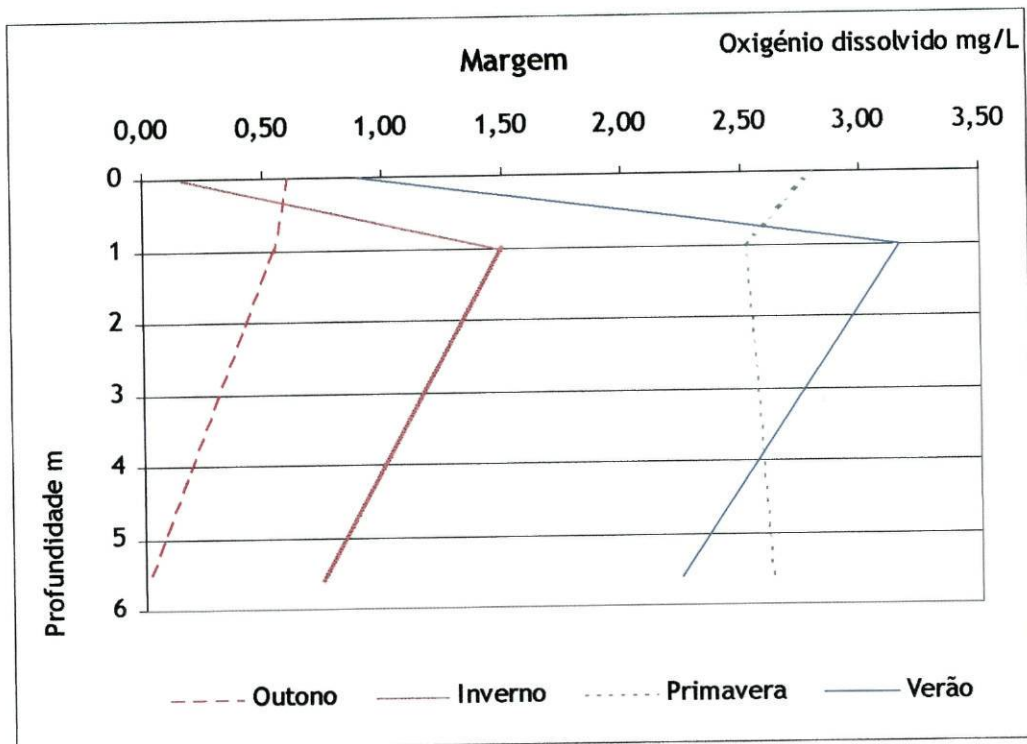


Figura 15: Variação sazonal do CBO₅, em profundidade, no ponto de amostragem da margem da albufeira

No que diz respeito ao centro da albufeira, verifica-se que o valor mais alto foi registado na Primavera e à superfície. Há um decréscimo acentuado do CBO₅ nesta estação do ano até aos 5m de profundidade e depois uma estabilização até ao fundo. No Inverno acontece o contrário, ou seja, há um aumento do CBO₅ até aos 5 m e depois um ligeiro decréscimo até ao fundo.

Na margem, no Inverno e no Verão há um aumento acentuado a 1m de profundidade e depois uma diminuição até ao fundo.

Os valores observados para o centro da albufeira são geralmente mais elevados do que na margem. A média anual do centro da albufeira foi de 3,08mg/L (sd=1,19), enquanto na margem foi de 1,19mg/L (sd=1,13). Ambos os valores estão dentro dos limites para a classe A1 definida no Dec-lei 236/98 mas, sazonalmente este valor é excedido em particular no centro da albufeira.

3.2.5. Nitritos, Nitratos e ião Amónio

3.2.5.1. Nitritos

Os valores obtidos para este parâmetro foram sempre inferiores a 0,001mg/L. A concentração de N-NO₂ é geralmente baixa em situações de oxigenação e nas águas naturais de lagos (Wetzel, 1993). Uma vez que os valores de oxigénio dissolvido obtidos foram elevados, as baixas concentrações de nitritos podem significar que esta forma de azoto foi rapidamente oxidada.

3.2.5.2. Nitratos

Nas figuras 16 e 17 estão representados os resultados obtidos para a concentração de nitratos no centro e na margem respectivamente.

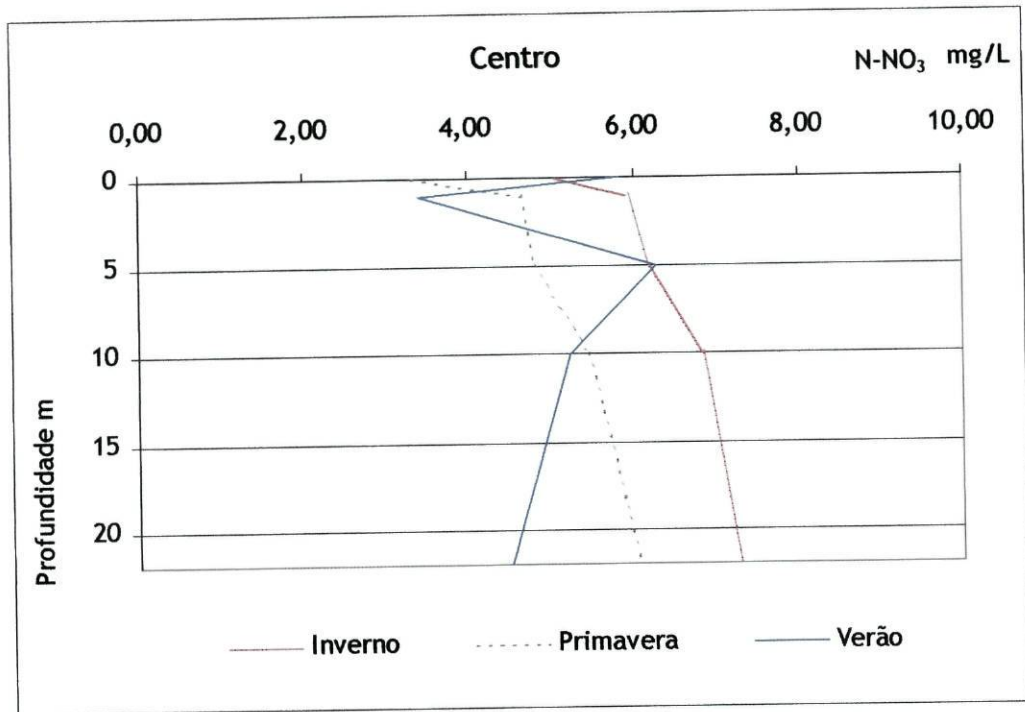


Figura 16: Variação sazonal da concentração de nitratos (N-NO₃), em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira.

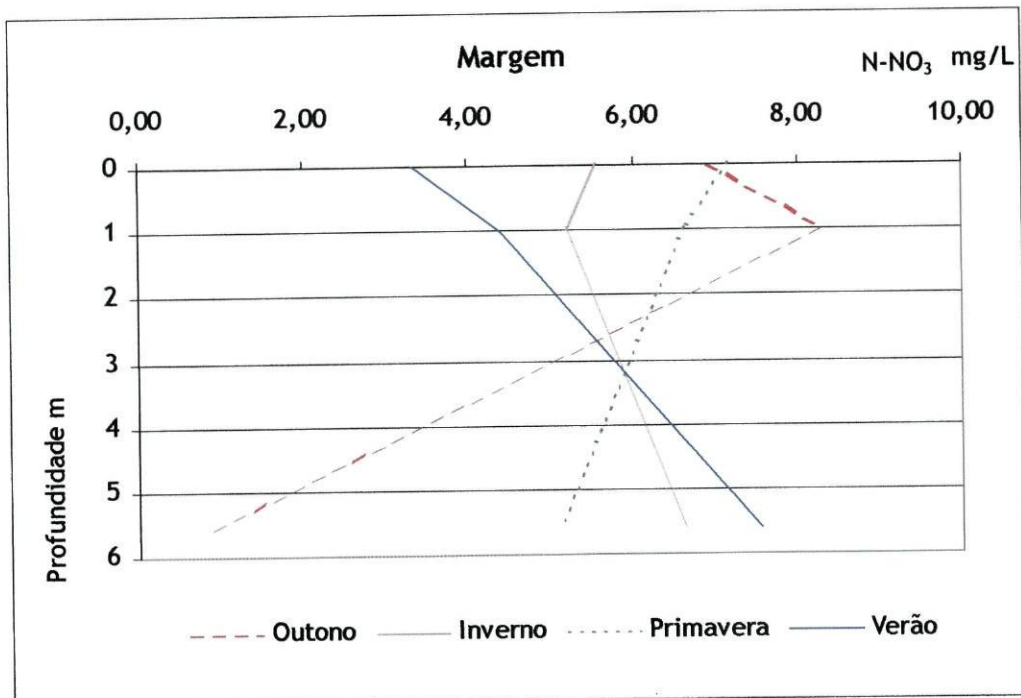


Figura 17: Variação sazonal da concentração de nitratos (N-NO₃), em profundidade, no ponto de amostragem da margem da albufeira.

Na margem da albufeira os valores máximos e mínimos foram registados no Outono e foram 8.29mg/L e 0.85 mg/L respectivamente, a 1 m e no fundo. No Verão e no Inverno a concentração aumentou em profundidade e na Primavera diminuiu.

No que diz respeito ao Centro da albufeira, o valor máximo de 7,28 mg/L foi registado no Inverno no fundo. O valor mínimo foi de 3,30mg/L e registou-se na Primavera à superfície. No Inverno e na Primavera a concentração de nitratos aumentou com a profundidade e no Verão a tendência foi para a diminuição, embora a 5 m tenha ocorrido um aumento acentuado deste parâmetro.

Em relação ao estabelecido no anexo I do Dec. Lei 236/98 os valores de nitrato estão bem abaixo dos VMR para a classe A1.

3.2.5.3. Ião Amónio

Os valores mais altos para este parâmetro registaram-se no Verão e os menores no Inverno, tanto no centro como na margem como se vê pelas figs 18 e 19.

Os valores foram mais constantes no centro, com um ligeiro aumento em profundidade no Inverno e Primavera. Na margem a tendência é para uma diminuição da concentração em profundidade.

Os valores obtidos estão acima dos permitidos pelo Dec. Lei 236/98 para a classe A1 mas muito abaixo do VMR para a classe A2.

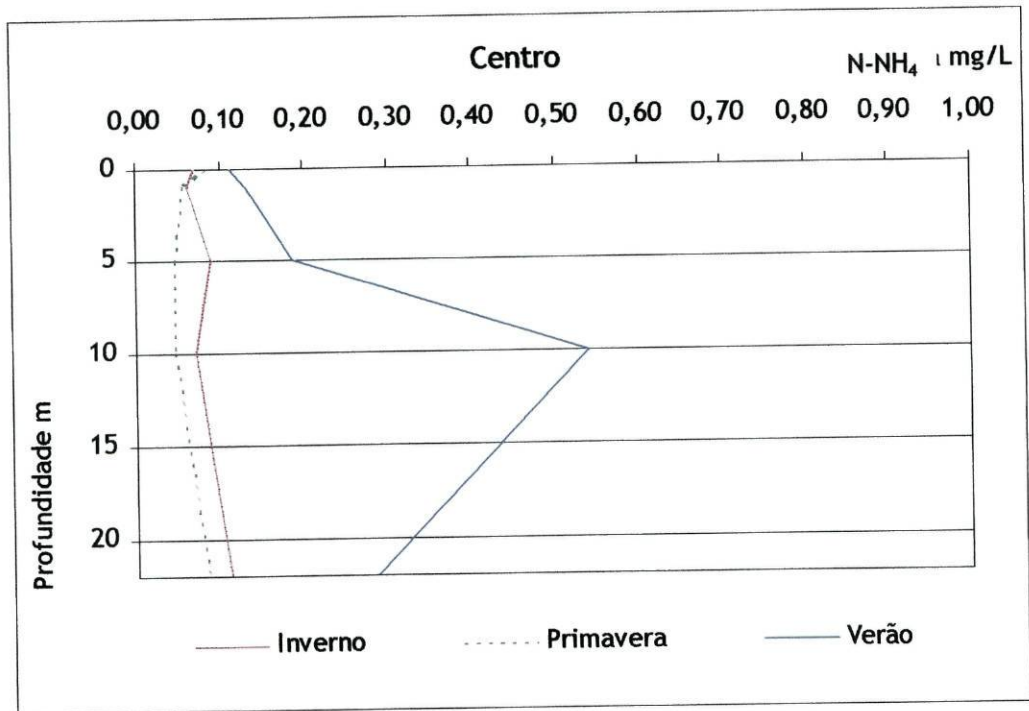


Figura 18: Variação sazonal da concentração do íon amônio, em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira

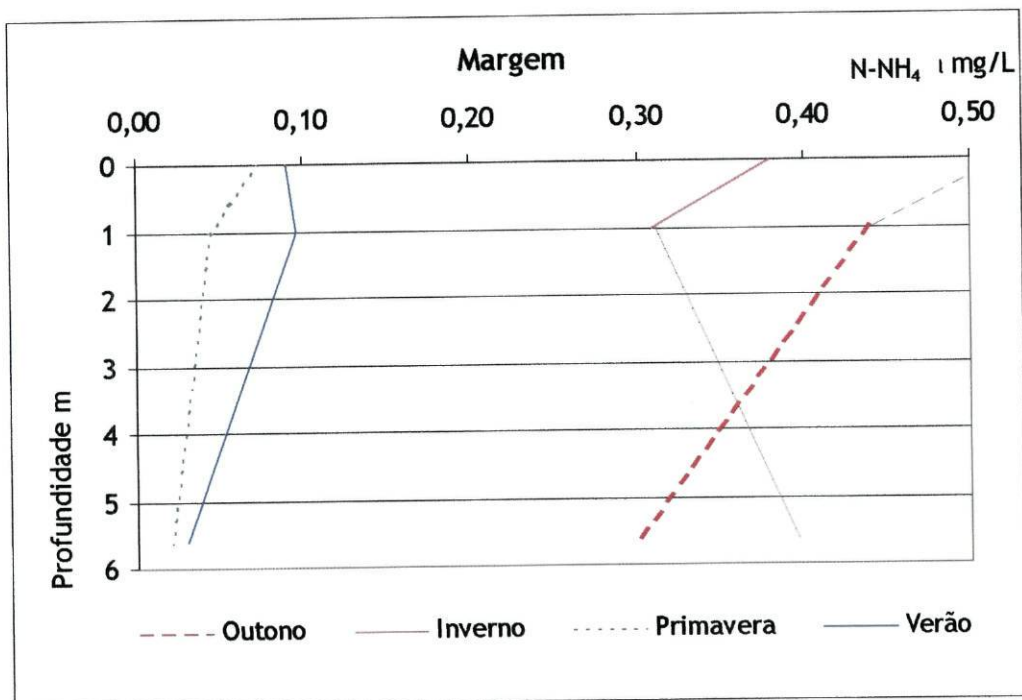


Figura 19: Variação sazonal da concentração do íon amônio, em profundidade, no ponto de amostragem da margem da albufeira

3.2.6. Fosfatos

No centro da albufeira, a concentração de fosfatos variou entre um mínimo de 0,01mg/L, no Verão, e um máximo de 0,54mg/L registado no Inverno (fig 20).

Na margem o valor mais elevado de fosfato, 0,72mg/L, foi registado também no Inverno e o menor, 0,02mg/L, igualmente no Verão (fig 21).

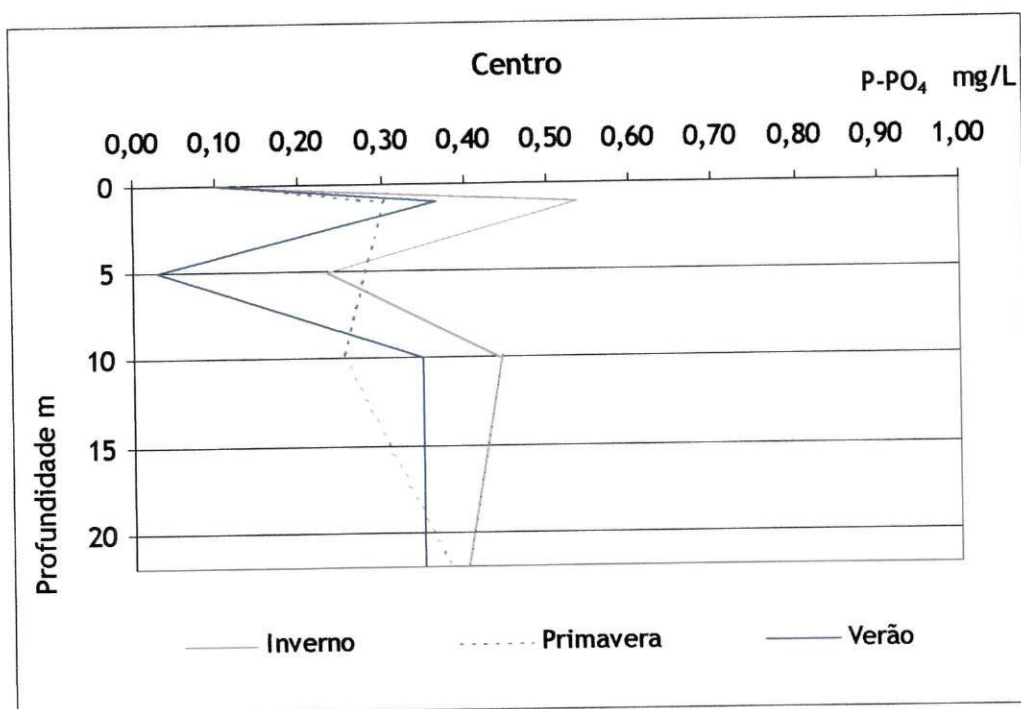


Figura 20: Variação sazonal da concentração de fosfatos, em profundidade, no ponto de amostragem do centro da albufeira

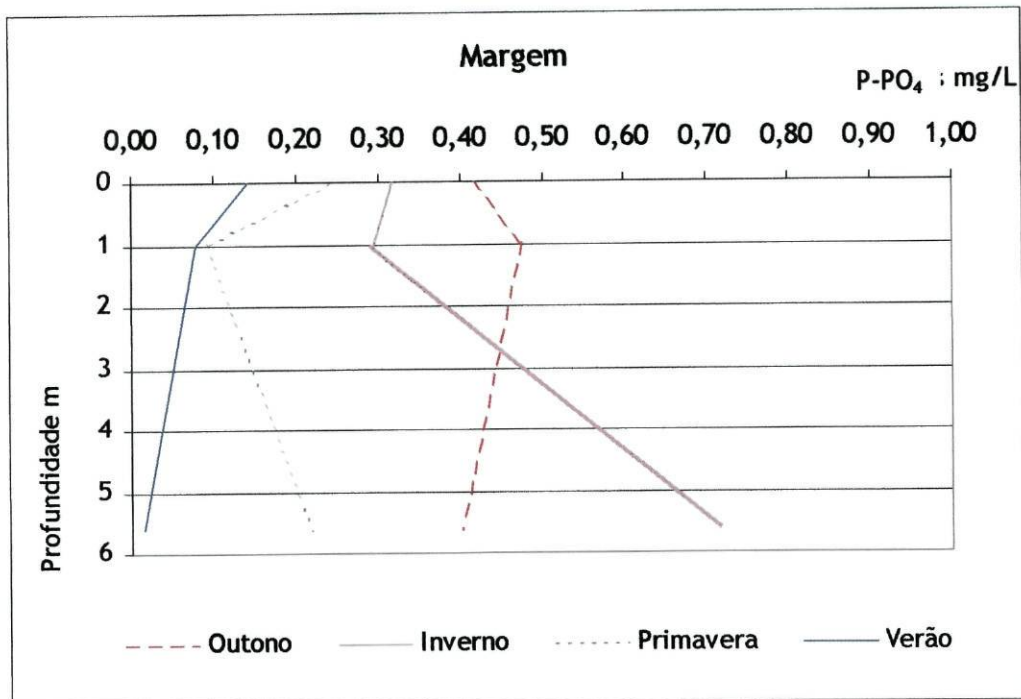


Figura 21: Variação sazonal da concentração de fosfatos, em profundidade, no ponto de amostragem da margem da albufeira

As médias anuais obtidas foram de 0,27mg/L na margem e 0,24mg/L no centro. Em ambos os casos estes valores estão bem abaixo do VMR para águas de classe A1 mas, sazonalmente, este valor é excedido passando para os VMR da classe A2 (Dec-lei 236/98).

A variação deste parâmetro em profundidade não teve um padrão definido. Com exceção da Primavera em que houve um aumento mais nítido em profundidade, no Verão e no Inverno os valores oscilaram muito entre a superfície e os 10 metros.

Na margem há uma diminuição entre a superfície e o metro de profundidade, para depois haver um aumento da concentração até ao fundo, com exceção do Outono onde se passa o inverso.

Na margem os valores oscilaram entre o máximo de 0,63mg/L no Outono a 1 metro de profundidade e um mínimo de 0,11mg/L no Verão, à mesma profundidade.

3.3. PARÂMETROS BIOLÓGICOS

Serão apresentados apenas aqui os dados referentes à clorofila a, ficando a discussão dos resultados relativos ao plâncton noutro capítulo.

Tabela 2: valores anuais de concentração (mg/m³) de clorofila a, obtidos na margem e no centro da albufeira à superfície.

Margem	Média anual mg/m³	SD
0 m	0,36	0,31
Centro	Média anual mg/m³	SD
0 m	2,58	3,19

Os valores apresentados dizem respeito à media anual, à superfície e comparativamente a trabalhos anteriores (Rodrigues, 2001) são bastante inferiores. Os resultados obtidos para os feopigmentos são mais elevados, apontando para uma degeneração da clorofila a. Esses valores, bem como os obtidos em profundidade sazonalmente, não são apresentados uma vez que o padrão de variação é muito atípico, suspeitando-se de erros durante a extracção, sendo por isso utilizado o valor da média anual à superfície.

3.4. ESTADO TRÓFICO

3.4.1. Razão Azoto Fósforo - N:P

Na maioria das circunstâncias nos ecossistemas aquáticos, os factores mais importantes a considerar na viragem de um estado menos produtivo para outro mais produtivo são o fósforo e o azoto.

Os lagos oligotróficos são frequentemente limitados pelo fósforo e possuem azoto em excesso. O primeiro efeito que se verifica à medida que estes lagos se tornam mais produtivos é um aumento da sobrecarga de fósforo (Wetzel, 1993).

O crescimento do fitoplâncton é favorecido pela presença de ambos os nutrientes (Petersen & Sytsma, 2000). No estudo realizado pelos autores atrás citados, a presença de um excesso de azoto ou de fósforo não levou a um aumento da concentração de clorofila. Este aumento só foi conseguido mediante a adição de ambos os nutrientes nas proporções requeridas pelas algas (razão de Redfield).

Nas tabelas 3 e 4 estão os valores da razão N:P, calculados para o centro e margem da albufeira.

Tabela 3: Razão N:P sazonal para o ponto de amostragem do centro da albufeira (os cálculos foram efectuados de acordo com as metodologias já descritas)

Razão N/P	Inverno	Primavera	Verão
0 m	17,11	20,45	17,70
1 m	8,39	11,64	22,60
5 m	20,09	13,02	50,57
10 m	17,26	16,42	38,78
22 m	13,93	16,17	32,13
Média sazonal	15,36	15,54	32,36
SD	4,46	3,42	13,07

Tabela 4: Razão N:P sazonal para o ponto de amostragem da margem da albufeira (ver legenda tabela 3)

Razão N/P	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0 m	13,53	14,07	22,39	18,24
1 m	13,86	14,14	55,92	42,50
5,6 m	3,61	7,38	17,75	63,07
Média sazonal	10,33	11,86	32,02	20,25
SD	5,82	3,88	20,83	17,16

De uma forma geral os valores aproximam-se da razão de 16:1 (equilíbrio de Redfield) mas no Verão tanto no centro como na margem aparecem valores muito elevados – indicando o fósforo como factor limitante.

O aumento da razão N:P a partir dos 5 m (hipolimnio), no centro, no Verão, deve-se ao aumento da concentração de azoto em profundidade, uma vez que a concentração de fósforo total se mantém constante. Este aumento de azoto que se verifica pode estar relacionado com a excreção de produtos azotados e degradação de matéria orgânica (Boulton & Brock, 2001), proveniente da comunidade zooplanctónica.

Desta forma os dados obtidos para a razão N/P não apontam para um estado de eutrofia.

3.4.2. Índice estado trófico de Carlson (1977) - TSI

Os índices de estado trófico foram calculados de acordo com as fórmulas anteriormente descritas.

3.4.2.1. Disco de Secchi

Tabela 5 : Valores do Índice de Estado Trófico de Carlson(1977) para a profundidade de visão do disco de Secchi

Margem	TSI	Centro	TSI
Nov.01	48,00	-	-
Dez.01	46,80	-	-
Jan.02	46,80	-	-
Fev.02	40,02	Fev.02	34,18
Mar.02	44,17	Mar.02	41,95
Abr.02	34,18	Abr.02	35,43
Mai.02	50,01	-	-
Jun.02	36,81	Jun.02	33,03
Jul.02	40,02	Jul.02	38,33
Ago.02	54,16	Ago.02	50,01
Média	42,88	Média	35,25

Os valores médios do TSI do disco de Secchi, em particular para o centro da albufeira, estão aquém dos valores de mesotrofia. No entanto, mensalmente atingem-se valores indicadores de mesotrofia que poderão estar relacionados com a flutuação da densidade de fitoplâncton.

Os valores máximos são muito semelhantes aos obtidos por Rodrigues, (2001) mas obtiveram-se valores mínimos muito inferiores relativamente ao ano a que se refere esse estudo.

3.4.2.2. Fósforo Total

Tabela 6 : Valores do Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) para a concentração de fósforo total à superfície.

	TSI Margem	TSI Centro
Outono	12,73	–
Inverno	16,62	21,51
Primavera	20,46	30,07
Verão	28,32	19,71
Média	18,47	23,11

Os valores do TSI do fósforo total obtidos apontam para um estado oligotrófico da albufeira. Em relação a trabalhos anteriores (Rodrigues, 2001) verifica-se uma diminuição muito grande deste valor.

A baixa concentração de fósforo obtida pode ser o resultado da metodologia aplicada. Nas instruções de utilização do espectrofotómetro de bancada aconselha-se a filtração da água pois a existência de partículas em suspensão pode afectar a quantificação. Desta forma, parte do fósforo em suspensão não foi quantificado podendo este ser um factor que contribuiu para os índices de estado trófico serem bastante mais baixos do que os obtidos em 2000 por Rodrigues (2001).

3.4.2.3. Clorofila a

Tabela 7 : Valores do Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) para a concentração de clorofila a à superfície.

	TSI Margem	TSI Centro
Média anual	20,47	39,90

Verifica-se que os resultados obtidos apontam para um estado oligo-mesotrófico da albufeira do rio Sôrdo. Os valores obtidos por Rodrigues (2001) em trabalho anterior, apontavam para um estado de eutrofização mais avançado da albufeira.

A baixa concentração de fósforo determinada, ainda que estes resultados possam estar subestimados conforme já foi discutido anteriormente, pode ter limitado o crescimento algal (Petersen & Sytsma, 2000) e conduzido a esta diminuição da concentração de clorofila a.

3.4.3. Classificação OCDE

Tabela 8 : valores obtidos (centro da albufeira) para os parâmetros considerados pela OCDE (1980), na avaliação do estado trófico de lagos e albufeiras (calculados de acordo com a metodologia descrita)

Profundidade disco Secchi (m)	4.7
Fósforo total (mg/m ³)	32.1
Clorofila a (mg/m ³)	2,58

De acordo com os dados obtidos, a albufeira apresenta características mesotróficas.

Em relação ao trabalho realizado por Rodrigues (2001), os resultados dos índices de estado trófico parecem indicar que a albufeira não está a evoluir no sentido da eutrofização.

O tempo de retenção (RT) da água é o segundo factor físico mais importante numa albufeira, segundo Straškraba & Tundisi (1999) uma vez que determina uma variação longitudinal da qualidade da água, afecta as condições de estratificação e a retenção de materiais dissolvidos e particulados na albufeira.

Desta forma é possível controlar e prever a evolução de uma série de factores que determinam o estado trófico de uma albufeira, por modificações no tempo de retenção (Straškraba, 1999).

O funcionamento da albufeira do Sôrdo não é controlado totalmente pela entidade que gere a captação de água para consumo, devido à existência de uma mini-hídrica que utiliza para o seu funcionamento a água da albufeira de uma forma irregular. Desta forma não foi possível obter informações sobre o tempo de retenção, nem sobre eventuais alterações no funcionamento da albufeira desde 1999/2000, período em que foi feito o estudo de Rodrigues (2001).

3.5. A COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA

A avaliação do fitoplâncton foi apenas qualitativa, identificando-se os grandes grupos presentes em cada amostra.

Alguns grupos destacaram-se em determinadas amostras pela sua abundância. Estas variações são aqui referidas uma vez que algumas dizem respeito a cianobactérias que devido à sua potencial toxicidade, são particularmente importantes quando se trata de águas superficiais para consumo humano (Boulton & Brock, 2001). Por outro lado, o enriquecimento da água em nutrientes azotados e fosfatados, conduz a processos de eutrofização, resultando numa dominância de cianobactérias no fitoplâncton e de rotíferos no zooplâncton (Coelho, 1999; Cerqueira, 1999), sendo por isso importante ter em atenção a evolução deste grupo particular de fitoplâncton.

As algas que habitam a água ao largo dos lagos e dos cursos de água de grandes dimensões, o fitoplâncton, consistem num conjunto diversificado de quase todos os grupos taxonómicos importantes (Wetzel, 1993).

Os géneros dominantes destes agrupamentos de algas variam não só no espaço (vertical e horizontalmente nos lagos) mas também sazonalmente, à medida que as condições físicas, químicas e biológicas da massa de água se alteram. Foi descrito para muitos lagos um padrão geral de sucessão sazonal das algas correlacionado com factores ambientais, embora não se conheçam bem as razões precisas da ocorrência da maior parte das alterações (Wetzel, 1993).

O padrão de sucessão da zona temperada refere um mínimo de Inverno constituído por pequenos flagelados adaptados a pouca luz e baixa temperatura, um surto na actividade e na biomassa das diatomáceas na Primavera, seguido de muito perto por um desenvolvimento menor de algas verdes, com uma pausa de transição entre a Primavera e o Verão. As populações do Verão variam com o estado trófico dos lagos, mas podem ser constituídas ou por um surto de diatomáceas no fim do Verão e principio do Outono nos lagos menos produtivos, ou por cianobactérias fixadoras de azoto cujas populações aumentam muito nos lagos eutróficos (Wetzel, 1993).

Neste estudo foi encontrado um padrão semelhante ao descrito. Em Novembro e de Maio a Agosto foram encontradas muitas colónias de *Microcystis*, sendo este o género mais observado nas amostras destes meses. Por outro lado, nas amostras do mês de Abril, a presença de diatomáceas em divisão foi marcadamente dominante, principalmente na amostra recolhida na margem da albufeira enquanto na amostra recolhida no centro também se notou uma presença abundante de colónias de *Volvox*. É também de salientar que só na amostra de Agosto se verificou a presença de dinoflagelados (*Ceratium*).

Os géneros mais abundantes encontrados nas amostras foram: *Microcystis*, *Synura*, *Dinobryon*, *Diatoma*, *Navicula*, *Surirella*, *Closterium*, *Ceratium*, *Cosmarium*, *Staurastrum*, *Spirogyra*, *Volvox*, várias Bacilariofíceas de pequenas dimensões e alguns fungos filamentosos.

3.6. A COMUNIDADE ZOOPLANCTÓNICA

As albufeiras são locais favoráveis ao desenvolvimento de comunidades zooplanctónicas, que estabelecem associações diversificadas num espaço de tempo relativamente curto, após a construção da barragem. A estrutura das comunidades é geralmente complexa, tanto em termos taxonómicos como tróficos, podendo um ou mais grupos assumir uma grande importância ou estar ausentes (Rocha *et al*, 1999).

O início da colonização de uma massa de água constitui um fenómeno do tipo aleatório, em que jogam um papel importante as espécies com uma maior capacidade de dispersão e elevada taxa de reprodução, mas que não são necessariamente as mais adaptadas ao ecossistema. Estas espécies tendem para o cosmopolitismo e são designadas como estratégias "r" (Garcia-Amilibia, 1986).

Com o passar do tempo aumenta a probabilidade do aparecimento de espécies melhor adaptadas, que em geral afastam as pioneiras, constituindo-se uma comunidade característica que, se as condições ambientais permanecerem estáveis, se continua perpetuando de ano para ano (Garcia-Amilibia, 1986).

As comunidades de zooplâncton típicas das albufeiras são geralmente constituídas por 10 a 20 espécies de protozoários, 20 a 60 espécies de rotíferos, 5 a 10 de copépodes e 10 a 20 espécies de cladóceras. No entanto, a riqueza específica varia bastante sendo o factor tempo importante no estabelecimento das comunidades, permitindo o balanço das relações bióticas como competição e predação. Desta forma, a idade pode conduzir a um aumento da diversidade em albufeiras mais velhas (Rocha *et al*, 1999; López-López & Serna-Hernández, 1999).

Na análise da comunidade zooplanctónica foram encontrados protozoários, crustáceos, rotíferos, nemátodes, moluscos gastrópodes e larvas de insectos. Estes 3 últimos grupos foram encontrados ocasionalmente nas amostras e não são tidos em conta na análise dos dados uma vez que, de acordo com Wetzel (1993), não fazem parte do verdadeiro plâncton.

3.6.1. Proporção rotíferos/cladóceras/copépodes

As figuras seguintes representam a percentagem sazonal de rotíferos, cladóceras e copépodes nos dois pontos de amostragem.

Os rotíferos foram o grupo dominante da comunidade zooplanctónica, com excepção do Verão no centro da albufeira.

Na margem, os rotíferos estiveram sempre presentes em maior proporção do que os outros grupos. A percentagem mais elevada obtida para este grupo neste ponto de amostragem foi de 98% e verificou-se na Primavera. A menor registou-se no Verão (45%) sendo ainda assim este grupo o mais abundante. As cladóceras foram sempre o grupo menos abundante na margem da albufeira, tendo atingido o máximo de 24% no Verão.

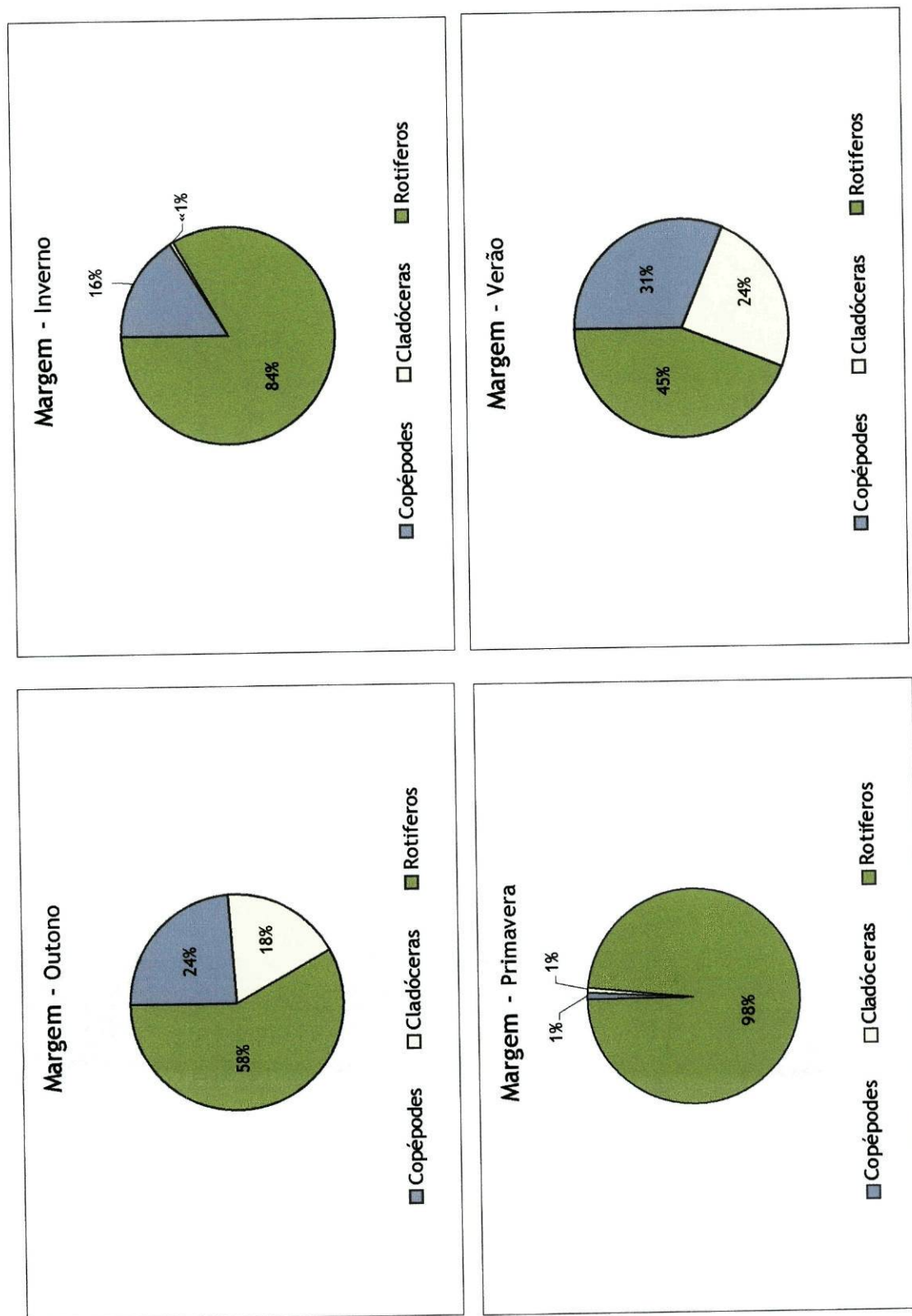


Figura 22: Variação sazonal da proporção de rotíferos, cladóceras e copépodes na margem da albufera

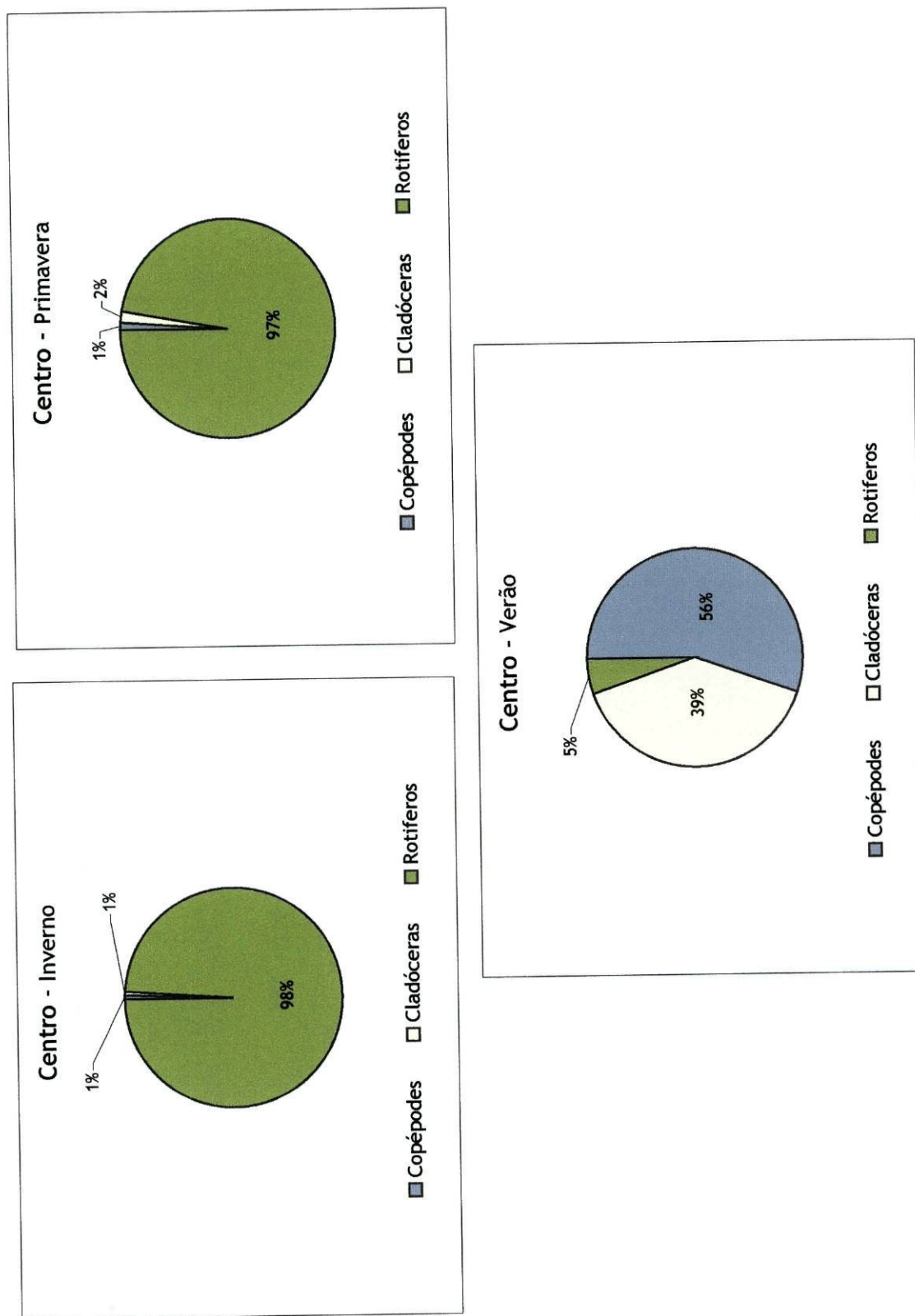


Figura 23: Variação sazonal da proporção de rotíferos, cladóceras e copépodes no centro da albufeira

No Centro da albufeira, com excepção do Verão, o cenário foi semelhante. Na Primavera e no Inverno as percentagens de rotíferos foram superiores a 97%, dominando completamente a comunidade. No Verão a percentagem deste grupo é de apenas 5%, sendo a comunidade zooplanctónica claramente dominada pelos crustáceos, em particular pelos copépodes.

A dominância de rotíferos pode ser um indicador de eutrofização (Coelho & Vasconcelos, 1999; Cerqueira & Vasconcelos, 1999; Ramírez & Díaz, 2001) ou o resultado de uma melhor estratégia de adaptação deste grupo a ambientes mais instáveis como os verificados numa albufeira recente (Garrido & Bozelli, 2000). Tendo em conta que os resultados obtidos nos índices de estado trófico apontam para um estado oligo-mesotrófico da albufeira e que a albufeira é recente, a dominância de rotíferos pode dever-se, neste caso, a uma melhor estratégia de colonização de novos ambientes.

3.6.2. Protozoa

A identificação deste grupo foi particularmente difícil pois enquanto vivos, nomeadamente alguns ciliados, movem-se com muita rapidez e depois de fixados em formol há a contracção de estruturas importantes para a identificação. Desta forma, os protozoários foram analisados apenas do ponto de vista da ausência/presença de grandes grupos taxonómicos nas amostras.

Tabela 9: Grupos de Protozoa identificados (Edmonson, 1959) na margem e no centro da albufeira [frequência a) - percentagem de grupos taxonómicos em cada recolha; frequência b) - percentagem de amostras em que se verificou a presença do grupo taxonómico].

MARGEM	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Freq. b)
Ciliophora											70%
Rhizopoda											100%
Actinopoda											70%
Frequência a)	33%	100%	67%	67%	100%	67%	100%	100%	100%	67%	

Centro	Fev	Mar	Abr	Jun	Jul	Ago	Freq. b)
Ciliophora							83%
Rhizopoda							50%
Actinopoda							83%
Frequência a)	100%	67%	100%	67%	67%	33%	

Os grupos encontrados nas amostras foram os Ciliophora, Rhizopoda e Actinopoda.

Na margem os rizópodes estiveram presentes em todas as amostras enquanto no centro este grupo foi o menos frequente.

3.6.3. Rotíferos

3.6.3.1 Composição específica e densidade

Durante este estudo foram identificadas 13 espécies de rotíferos segundo Edmonson (1959): *Asplanchna priodonta*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *Lecane luna*, *Monostyla lunaris*, *Philodina spp*, *Polyarthra vulgaris*, *Rotaria citrinus*, *Rotaria neptunia*, *Synchaeta oblonga*, *Synchaeta pectinata*, *Trichocerca longiseta*, *Trichocerca similis*.

Destas 13 espécies, 11 foram comuns ao centro e à margem, enquanto *Lecane luna* e *Filinia longiseta* só ocorreram na margem e *Rotaria neptunia* só ocorreu no centro.

Tabela 10 : Lista de Rotíferos identificados (Edmonson,1959) na margem e no centro da albufeira [frequência a) - percentagem de grupos taxonômicos em cada recolha; freq. b) - percentagem de amostras em que se verificou a presença da espécie].

MARGEM	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Freq. b)
<i>Keratella cochlearis</i>											100%
<i>Polyarthra vulgaris</i>											90%
<i>Synchaeta pectinata</i>											50%
<i>Synchaeta oblonga</i>											40%
<i>Monostyla lunaris</i>											40%
<i>Asplanchna priodonta</i>											40%
<i>Lecane luna</i>											30%
<i>Trichocerca similis</i>											20%
<i>Trichocerca longiseta</i>											20%
<i>Rotaria citrinus</i>											10%
<i>Philodina spp</i>											10%
<i>Filinia longiseta</i>											10%
<i>Rotaria neptunia</i>											0%
Frequência a)	42%	17%	42%	50%	33%	58%	50%	25%	33%	33%	

CENTRO	Fev	Mar	Abr	Jun	Jul	Ago	Freq. b)
<i>Keratella cochlearis</i>							100%
<i>Polyarthra vulgaris</i>							83%
<i>Asplanchna priodonta</i>							67%
<i>Synchaeta pectinata</i>							50%
<i>Synchaeta oblonga</i>							33%
<i>Trichocerca similis</i>							33%
<i>Trichocerca longiseta</i>							33%
<i>Rotaria neptunia</i>							33%
<i>Rotaria citrinus</i>							33%
<i>Philodina spp</i>							33%
<i>Monostyla lunaris</i>							17%
<i>Lecane luna</i>							0%
<i>Filinia longiseta</i>							0%
Frequência a)	36%	45%	64%	45%	36%	45%	

As alterações que se verificam na distribuição sazonal das populações de rotíferos planctônicos são complexas e por isso é difícil generalizar (Wetzel, 1993). Nas águas da zona temperada, as variações ambientais sazonais resultam numa sucessão anual de espécies rotíferos. No entanto, as sucessões sazonais de rotíferos de um dado local variam frequentemente de ano para ano (Herzig, 1987).

Wetzel (1993) e Carlin (1943, *in* Herzig, 1987) distinguem espécies de rotíferos perenes e sazonais, estando estas últimas relacionadas com a temperatura da água.

As espécies perenes podem atingir um pico de abundância em qualquer altura do ano. Possuem densidades populacionais baixas até as condições serem favoráveis e depois desenvolvem rapidamente uma grande densidade populacional durante um espaço de tempo que pode corresponder a uma estação (Herzig, 1987).

Por outro lado, rotíferos com preferências marcadas por determinados intervalos de temperatura tendem a atingir picos máximos de abundância em pequenos intervalos de tempo em que a temperatura é óptima (Herzig, 1987).

Estudos realizados em 16 lagos da zona temperada por vários autores (*in* Herzig, 1987) permitiram classificar como espécies perenes *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Asplanchna priodonta* e *Conochilus unicornis*. No caso de espécies sazonais, os mesmos autores classificam como estivais, entre outras, *Filinia longiseta*, várias espécies de *Trichocerca* e de *Synchaeta*, nomeadamente *Synchaeta oblonga* e *Synchaeta pectinata*.

Por observação das figuras 24 e 25 podemos verificar que a espécie *Keratella cochlearis* está presente em todas as amostras, quer do centro quer da margem, e que *Polyarthra vulgaris* só não está presente em Julho. De acordo com os autores referidos por Herzig (1987), estas espécies podem ser classificadas como perenes, verificando-se um pico de abundância de *Keratella cochlearis* no fim do Inverno, na margem, e na Primavera, em ambos os pontos de amostragem e de *Polyarthra vulgaris* em Maio, no centro, e em Fevereiro na margem, sendo estas duas espécies as mais abundantes.

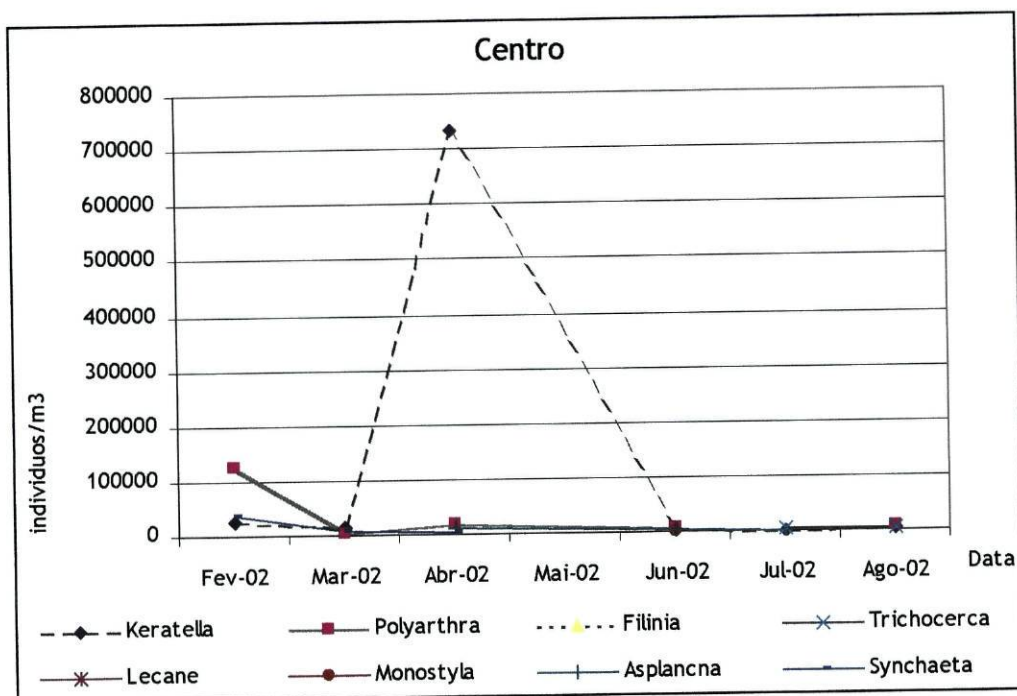


Figura 24: Variação mensal da densidade (n.º de indivíduos/m³) das espécies de rotíferos identificadas no centro da albufeira

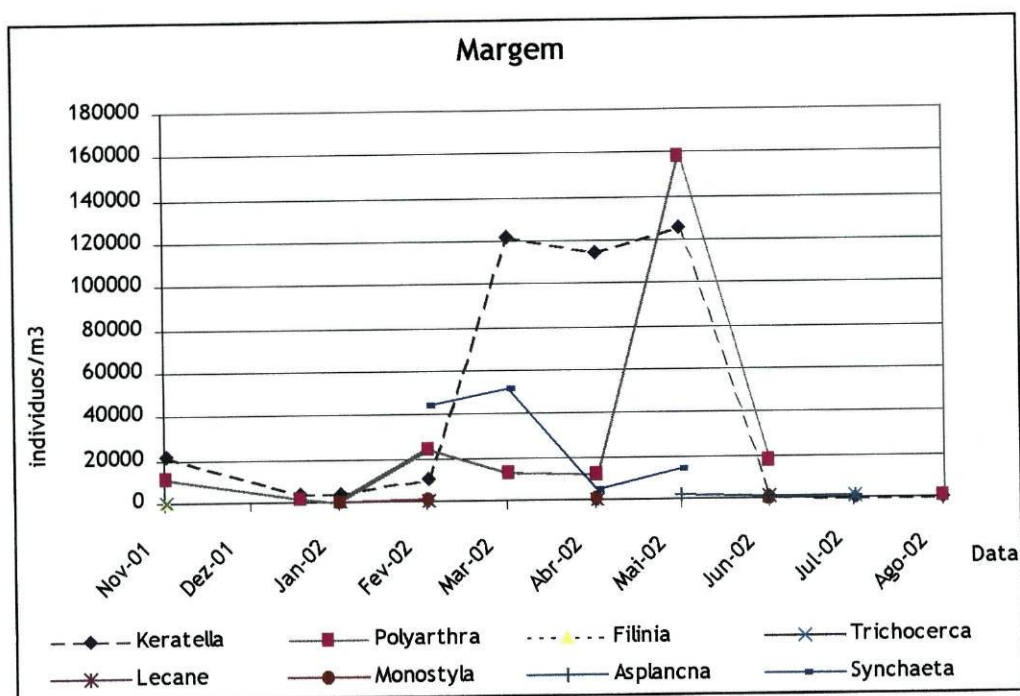


Figura 25: Variação mensal da densidade (n.º de indivíduos/m³) das espécies de rotíferos identificadas na margem da albufeira.

No caso das espécies de *Synchaeta* identificadas, há um pico de densidade na margem em Fevereiro, em que estas espécies dominam a comunidade. De acordo com os autores já referidos estas seriam espécies estivais, com o desenvolvimento mais favorecido quando a temperatura da água é mais elevada, o que não se verificou neste estudo.

Algumas espécies são muito pouco frequentes (presentes em 20% ou menos das amostras) como é o caso de *Filinia longiseta*, *Trichocerca similis*, *Trichocerca longiseta*, *Rotaria neptunia*, *Rotaria citrinus*, *Philodina spp* na margem e *Monostyla lunaris* no centro, sendo também pouco abundantes

3.6.3.2. Rotíferos como indicadores biológicos

A presença de uma espécie numa albufeira, ou inclusivamente em várias de determinado grupo, pode ser acidental ou pouco significativa, e com mais motivo a sua ausência, na qual influem tanto ou mais o tamanho da amostra, a época do ano e a própria comunidade que se estuda (Margalef *et al*, 1976).

Desta forma, uma vez que o valor indicador das espécies consideradas separadamente é sempre relativo, convém então passar a considerar conjuntos de espécie, assim como aspectos gerais de comunidade, como fundamento mais firme para atribuir uma amostra a um grupo de águas de determinado carácter (Margalef *et al*, 1976).

Os Rotíferos foram usados pela primeira vez como indicadores biológicos da qualidade da água por Kolkwitz & Marsson (1902). Mais tarde, Zelinka *et al* (1959) e Zelinka & Marvan (1961), introduziram o conceito de valência sapróbica, considerando que todos os organismos são indicadores biológicos. Por fim, um novo critério – o índice sapróbico individual - foi introduzido por Pantle & Buck (1955) (Sládeček, 1983).

O método de Pantle & Buck (1955) propõe que cada indivíduo seja indicador apenas de um estado de saprobia, o que não pode ser aceite. Desta forma, Schröder (1959), desenvolveu um procedimento durante o estudo que realizou numa albufeira em Thüringen onde considera a seguinte classificação (Sládeček, 1973):

Tabela 11: Correspondência entre o índice sapróbico individual e o nível de saprobia indicado, segundo Schröder (1959) (*in* Sládeček, 1973): S_i Índice sapróbico individual; α - oligosaprobia; β - beta meso saprobia; α - alfa meso saprobia

S_i	Grau sapróbico Schröder (1959)
1.00	α
1.33	$\alpha - \beta$
1.50	Intermédio $\alpha - \beta$
1.67	$\beta - \alpha$
2.00	β meso saprobia
2.33	$\beta - \alpha$
2.50	Intermédio $\beta - \alpha$
2.67	$\alpha - \beta$
3.00	α meso saprobia
3.50	polysaprobia

Sládeček (1983) fez a classificação de 620 espécies de rotíferos de acordo com a qualidade da água, em que as características utilizadas neste trabalho incluem o índice sapróbico individual de Pantle & Buck (1955).

Na tabela 12 estão representados os índices sapróbicos individuais, bem como o estado sapróbico associado, para as espécies de rotíferos identificadas neste estudo, de acordo com a classificação proposta por Sládeček (1983).

Tabela 12: grau de saprobia indicado pelas espécies de rotíferos identificadas na albufeira do rio Sôrdo, segundo Sládeček (1983): S_i – índice sapróbico individual

Rotíferos	Grau sapróbico Sládeček (1983)	S_i
<i>Trichocerca longiseta</i>	Oligossaprobia	1.2
<i>Trichocerca similis</i>	Oligossaprobia	1.3
<i>Lecane luna</i>	Oligossaprobia / β meso saprobia	1.5
<i>Monostyla lunaris</i>	Oligossaprobia / β meso saprobia	2.0
<i>Synchaeta oblonga</i>	Oligossaprobia / β meso saprobia	1.8
<i>Asplanchna priodonta</i>	β meso saprobia	1.5
<i>Keratella cochlearis</i>	β meso saprobia	1.7
<i>Synchaeta pectinata</i>	β meso saprobia	1.7
<i>Polyarthra vulgaris</i>	β meso saprobia	2.1
<i>Filinia longiseta</i>	α meso saprobia / polysaprobia	2.3
<i>Rotaria neptunia</i>	α meso saprobia / polysaprobia	3.8

As espécies de rotíferos mais abundantes e frequentes durante o período em estudo, são classificadas β meso saprobicas, indicando um estado mesotrófico para a albufeira do rio Sôrdo.

Sládeček (1983), propõe ainda o cálculo do quociente *Brachionus:Trichocerca*, uma vez que *Brachionus* está indubitavelmente relacionado com a eutrofia e *Trichocerca* é puramente oligotrófico. Este quociente pode ser calculado para corpos de água, lênticos e semi-lênticos, ou mesmo para amostras individuais, desde que esteja presente pelo menos uma espécie de um destes géneros.

Neste estudo apenas se detectou a presença de 2 espécies de *Trichocerca*, pelo que o quociente *Brachionus:Trichocerca* tem um valor de 0:2 que corresponde a um estado oligotrófico da albufeira, segundo a classificação proposta por Sládeček (1983).

Outros trabalhos têm sido realizados no sentido de relacionar a ocorrência de rotíferos com diversos parâmetros físico-químicos (Bērziņš & Pejler, 1989b; López-López & Serna-Hernández, 1999 Caroni & Irvine, 2000) e com o estado trófico (Bērziņš & Pejler, 1989a).

A classificação das espécies de rotíferos identificadas, de acordo com o grau de saprobia que indicam, segundo Bērziņš & Pejler (1989a), está representada na tabela 13:

Tabela 13: grau de saprobia indicado pelas espécies de rotíferos identificadas na albufeira do rio Sôrdo, segundo Bērziņš & Pejler (1989a)

Rotíferos	Grau de Saprobia (Bērziņš & Pejler, 1989a)
<i>Trichocerca longiseta</i>	Oligosaprobia
<i>Trichocerca similis</i>	
<i>Polyarthra vulgaris</i>	
<i>Asplanchna priodonta</i>	
<i>Keratella cochlearis</i>	
<i>Synchaeta pectinata</i>	
<i>Synchaeta oblonga</i>	
<i>Filinia longiseta</i>	
<i>Lecane luna</i>	
<i>Rotaria neptunia</i>	eutrofização

Tal como o verificado com a classificação de Sládeček (1983), também de acordo com as conclusões do trabalho de Bērziņš & Pejler (1989a) os rotíferos presentes indicam um estado de mesotrofia

3.6.4. Crustáceos

3.6.4.1. Composição específica e densidade

Na tabela seguinte estão representadas as formas de crustáceos identificadas segundo Edmonson (1959), Amoros (1984) e Dussart (1969).

Tabela 14: Lista de Crustáceos identificados na margem e no centro da albufeira [frequência a) - percentagem de grupos taxonómicos em cada recolha; freq. b) - percentagem de amostras em que se verificou a presença da espécie ou grupo taxonómico].

Margem											
Cladóceras	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Freq. b)
<i>Bosmina longirostris</i>											70%
<i>Daphia similis</i>											50%
<i>Daphia longispina</i>											50%
<i>Ceriodaphnia spp</i>											20%
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>											30%
<i>Sida crystalina</i>											10%
<i>Alona spp</i>											0%
<i>Nauplios</i>											20%
Frequência a)	57%	14%	14%	14%	14%	29%	14%	57%	43%	71%	
Copépodes	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Freq. b)
Calanóides											90%
Ciclopóides											50%
Náuplios/Copepoditos											100%
Frequência a)	100%	50%	50%	0%	100%	100%	50%	100%	100%	50%	

Centro							
Cladóceras	Fev	Mar	Abr	Jun	Jul	Ago	Frequência b)
<i>Bosmina longirostris</i>							83%
<i>Daphia similis</i>							100%
<i>Daphia longispina</i>							17%
<i>Ceriodaphnia spp</i>							33%
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>							33%
<i>Sida crystalina</i>							33%
<i>Alona spp</i>							33%
<i>Nauplios</i>							33%
Frequência a)	29%	29%	29%	29%	71%	100%	
Copépodes	Fev	Mar	Abr	Jun	Jul	Ago	Frequência b)
Calanóides							100%
Ciclopóides							67%
Nauplios/Copepoditos							100%
Frequência a)	50%	100%	100%	100%	100%	50%	

Em relação às cladóceras, das 7 espécies identificadas todas ocorreram no centro e na margem só não se detectou a presença de *Alona spp.* O mês em que a diversidade específica foi maior foi o de Agosto, em ambos os pontos de amostragem, apesar de no centro se terem observado todas as espécies identificadas enquanto na margem tal nunca se verificou.

No que diz respeito aos copépodes, não foram observados elementos dos harpacticóides. Os calanóides foram mais frequentes do que os ciclopóides, em particular no centro da albufeira, onde foram observados em todas as amostras.

A densidade total de copépodes foi superior à de cladóceras mas verificaram-se algumas excepções mensais (tabela 13): na margem no mês de Junho a densidade de cladóceras foi maior do que a de copépodes, assim como no centro nos meses de Abril e Junho.

Os dados de densidade relativos às espécies de cladóceras são insuficientes para tirar conclusões. A espécie mais abundante foi *Bosmina longirostris* mas o cálculo da densidade das restantes espécies pode estar subestimado pois, na maior parte das amostras, as cladóceras estavam bastante retraídas e com as valvas vazias. No caso de *Alona spp* foram observadas muito poucas valvas vazias e nenhum animal vivo ou inteiro.

Em termos de densidade, os calanóides foram dominantes dentro dos copépodes com excepção do mês de Junho no centro, em que os ciclopóides obtiveram uma densidade maior, assim como em Novembro na Margem. Nos meses de Maio e Junho, na Margem, a abundância de nauplios e copepoditos é

maior do que a dos estados adultos, o mesmo se passando nos meses de Abril Junho e Agosto no centro da albufeira (tabela 15).

Tabela 15: Densidade (n.º de indivíduos/m³) dos grupos taxonómicos de copépodes identificados, na margem e no centro da albufeira.

Margem	Nov-01	Dez-01	Jan-02	Fev-02	Mar-02	Abr-02	Mai-02	Jun-02	Jul-02	Ago-02	Totais
calanóides	4100	1600	14000		200		200	600	7000	1000	28700
ciclopóides	4700								900		5600
copepoditos	4200	900	600	1500		2900	4000	4800	1100	800	20800
Total	13000	2500	14600	1500	200	2900	4200	5400	9000	1800	55100

Centro	Fev-02	Mar-02	Abr-02	Jun-02	Jul-02	Ago-02	Totais
calanóides				7000	42200	7600	56800
ciclopóides			400	13200		200	13800
copepoditos	800		8100	17800	9200	19000	54900
Total	800	0	8500	38000	51400	26800	125500

3.6.4.2. Copépodes como indicadores biológicos

Entre os copépodes, os ciclopóides resistem mais à eutrofização devido aos seus hábitos alimentares, podendo capturar partículas grandes e algas filamentosas, comuns em ambientes eutróficos (Rocha *et al*, 1999; Kasprzak & Koschel, 2000).

Desta forma a predominância de Copépodes calanóides encontrada neste estudo pode indicar que a albufeira não se encontra num estado de eutrofia.

3.6.5. Considerações finais

A aplicação de indicadores biológicos, nomeadamente de organismos planctónicos, na avaliação do estado trófico de massas de água, requer um estudo aprofundado das suas variações ao longo do tempo (López-López & Serna-Hernandez, 1999; Herzig, 1987).

O factor tempo é fundamental pois permitirá saber se os padrões de variação sazonais são simplesmente acontecimentos estatísticos, que reflectem em parte a estratégia de amostragem, ou o resultado de interacções contínuas das populações com o meio ambiente (Herzig, 1987).

Desta forma, os fenómenos ecológicos como as sucessões, ou os conceitos de "normal" ou "típico" só podem ser compreendidos ou definidos numa perspectiva a longo prazo (Likens, 1984).

Em estudos realizados durante 5 anos (Herzig, 1987), verificou-se que o desenvolvimento da comunidade zooplanctónica era diferente de ano para ano, nomeadamente a população de rotíferos, que se caracterizava pela alteração anual de um pequeno numero de espécies.

Por outro lado, a distribuição das espécies de rotíferos varia ao longo da coluna de água, de acordo com as variações em profundidade dos factores físico-químicos (Herzig, 1987; Miracle & Alfonso, 1993; Hofmann, 1987).

Desta forma, o estudo da evolução da comunidade zooplanctónica da albufeira do rio Sôrdo ao longo do tempo, assim como o estudo da sua estrutura em profundidade serão um contributo importante para monitorizar a evolução do estado trófico da albufeira.

IV - CONCLUSÕES

Após a realização deste trabalho podem ser tiradas as seguintes conclusões:

A albufeira do rio Sôrdo é do tipo monomíctico quente, apresentando um período de estratificação de Verão, com a zona do metalimnion a situar-se entre os 5m e os 10m no mês de Julho.

A concentração de oxigénio diminuiu em profundidade, em particular nos meses de Verão, não se chegando a registar uma situação de anóxia no hipolimnion, o que indica que o sistema é capaz de degradar a matéria orgânica.

Os valores obtidos em relação aos parâmetros físico-químicos analisados, com excepção da concentração de azoto amoniacal, permitem classificar a água da albufeira do rio Sôrdo na classe A1 (anexo I, Dec-lei 236/98). Esta classificação constitui uma melhoria da qualidade da água relativamente à avaliação feita anteriormente (1999) pelo INAG e por Rodrigues (2001)

Em relação ao estado trófico da albufeira, os resultados dos índices de estado trófico calculados apontam para um estado oligo-mesotrófico, nomeadamente o TSI do fósforo total, sendo este dado importante uma vez que o fósforo é o factor limitante no meio aquático. Estes resultados constituem uma evolução positiva na qualidade da água relativamente a estudos anteriores (Rodrigues, 2001; INAG, 1999) em que os indicadores de estado trófico

apontavam para um estado de mesotrofia avançada, em particular os valores referentes ao fósforo.

A comunidade fitoplanctónica foi dominada durante o Inverno e Primavera pelas Bacilariofíceas e no Verão foi detectada uma maior abundância de Cianobactérias nomeadamente *Mycrocistis*.

A comunidade zooplanctónica foi dominada pelos rotíferos, com excepção do Verão no centro da albufeira. Esta situação é característica de ecossistemas recentes, onde são privilegiadas as espécies com uma estratégia de reprodução r.

No Verão, no centro da albufeira, os crustáceos foram o grupo mais abundante, nomeadamente os copépodes calanóides, indicadores de sistemas oligotróficos.

As espécies de rotíferos mais abundantes e frequentes são classificadas de acordo com vários autores, como β meso-sapróbicas, indicando um estado mesotrófico da albufeira.

Desta forma, os rotíferos *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta pectinata* e *Asplanchna priodonta*, juntamente com os copépodes calanóides, parecem constituir indicadores biológicos do estado trófico da albufeira do Sôrdo. No entanto, é necessário um estudo mais aprofundado sobre a estrutura da comunidade zooplanctónica, nomeadamente a sua distribuição ao longo da coluna de água, a fim de se poderem definir melhor quais os indicadores biológicos do estado trófico da albufeira do rio Sôrdo.

V – BIBLIOGRAFIA

- AMOROS, C. 1984. Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises. *Bull. Men. Soc. Limn. Lyon.* **3**:72-112.
- APHA. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* American Public Health Association, Inc, Washington D.C.1021pp.
- BARBIERI, S. M. & ORLANDI, M. J. L. G. 1989. Ecological studies on the planktonic protozo of a eutrophic reservoir (Rio Grande Reservoir – Brazil). *Hydrobiologia.* **183**:1-10.
- BĒRZIŅŠ, B. & PEJLER, B. 1989a. Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia.* **182**: 171-180.
- BĒRZIŅŠ, B. & PEJLER, B. 1989b. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia.* **183**: 165-172.
- BOULTON, A. J & BROCK, M. A. 2001. *Australian Freshwater Ecology - Processes and Management.* Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology. 281pp.
- CANFIELD, D. E. & BACHMANN, R. W. 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and secchi depths in natural and artificial lakes. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **38**:414-423.

- CARLIN, b., 1943. *Die Planktonrotatorien des Motalastrom*. Medd. Lunds. Univ. Limnol. Inst. **5**: 256pp.
- CARLSON, R. E. 1977. A trófic state index for lakes. *Limon. Oceanport.* **22** (2):361-369.
- CARONI,R., IRVINE,K. 2000. Relationships between water chemistry and zooplankton distribution in Irish Lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**:768-772.
- CERQUEIRA, M. & VASCONCELOS, V. M. 1999. Análise da Qualidade Biológica das Águas da Albufeiras das bacias dos rios Vouga e Mondego (Fitoplâncton) *6ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*. Fac. De Ciências e Tecnologia – Universidade Nova de Lisboa – **Vol II**. 843-847.
- COELHO, M. M. & VASCONCELOS, V. M. 1999. Qualidade da Água das Albufeiras dos Rios Vouga e Mondego (Zooplâncton). *6ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*. Fac. De Ciências e Tecnologia – Universidade Nova de Lisboa – **Vol II**. 493-497.
- DUSSART, B. 1969. *Les Copépodes des Eaux Continentales D'europa Occidentale*. Ed. N. Boubée e Cie. Paris. 677pp.
- EDMONSON, W.T. 1959. *Fresh-Water Biology*. 2nd Ed., John Wiley & Sons, inc. New York.1248pp.
- GARCIA-AMILIBIA, M. A. 1986. *Características del zooplancton en ecosistemas eutróficos. Aspectos diferenciales entre lagos y embalses. In: Curso sobre eutrofization de embalses*. Gabinete de Formation y Documentation. Madrid.

- GARRIDO, A. V. & BOZELLI, R. L. 2000. The study of zooplankton during the filling of the Serra da Mesa Reservoir, Tocantins River (Go, Brazil). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**:2875-2878.
- HERZIG, A. 1987. The analysis of planktonic rotifer populations: a plea for long-term investigations. *Hydrobiologia*, **147**:163-180.
- HOFMANN, W. 1987. Population dynamics of hypolimnetic rotifers in the Pluss-see (North Germany). *Hydrobiologia*. **147**:197-201.
- HUTCHINSON, G. 1967. A Treatise on Limnology. Vol I & II. John Wiley Sons Inc. New York. 1115pp.
- KASPRZAK, P., KOSCHEL, R. 2000. Lake trophic state, community structure and biomass of crustacean plankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**:773-777.
- KENNEDY, R. H. 1999. Reservoir Design and Operation: Limnological Implications and Management Opportunities. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers 1-28.
- KOKWITZ, R., & MARSON, M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserbeseit.* **11**: 33-72.

- KOROLEFF, F. 1970: Revised version of direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. Int. Cons. Explor. Sea, CM, 1969/C9. ICES. Information on techniques and methods for seawater analysis – *Interlab. Rep.* **3**:19-22.
- LIKENS, G. E. 1984. Beyond the shoreline: a watershed-ecosystem approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **22**:1-22.
- LOPES, M. M. 2002. *Avaliação da Qualidade da Água da Albufeira de Crestuma*. Dissertação de Mestrado. Fac. Ciências Univ. Porto, 68p.
- LÓPEZ-LÓPEZ, E. & SERNA- HERNÁNDEZ, J. A. 1999. Variación estacional del zooplancton del embalse Ignatio Allende, Guanajuato, México y su relación con el fitoplancton y factores ambientales. *Tropical Biology on Line.* **47**:
- LORENZEN, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* **12**:343-346.
- LUND, J. W. G. ; KIPLING, C. & LE CREN, E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, **XI**(2):143-170.
- MARGALEF, R.; PLANAS, D.; ARMENGOL, J.; VIDAL, A.; PRAT, N.; GUISET, A.; TOJA, J. & ESTRADA, M. 1976. *Limnología de los embalses españoles*. Depto. Ecología. - Univ. Barcelona. Publ. de La Dirección General de Obras Hidráulicas. Ministério de Obras Públicas. Madrid, 450pp.

- MARGALEF, R.1983. *Limnologia*. Omega, Barcelona, 1010pp.
- MIRACLE, M. R. & ALFONSO, M. T. 1993. Rotifer vertical distributions in a meromictic basin of Lake Banyoles (Spain).*Hydrobiologia*.**255/256**: 371-380.
- OCDE (Organização de Cooperação para o Desenvolvimento Económico).1982. *Eutrophication of waters monitoring, assessment and control*. Paris
- ODUM, E. P.1997. *Fundamentos de Ecologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 927p.
- O'KEEFE, C. T., DODSON, S. I. 2000. Long-term Popultaion Dynamics of Zooplankton in Northern Temperate Lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**:1943-1945.
- PANTLE, R. & BUCK, H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas-und Wasserfach*. 98: 604
- POURRIOT, R. & FRANCEZ, A. J. 1986. Introduction a la systematique des organismes des eaux continentales françaises. *Bull. Men. Soc. Linn. Lyon*.**T.55,f.5**: 148-176.
- RAMÍREZ, J. J. & DÍAZ, A.,2001. *Fluctuación estacional del zooplancton en la laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia*. Tropical Biology on Line:**44**

- RAST, W. & LEE, G.F. 1978. Summary analysis of the North American (U.S.Portion) OCDE Eutrophication Project. Nutrient Loading-lake response relationships and trophic satate indices. *U.S. Environm. Protection Agency Rept. EPA-600/3-78-008*.455p.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPÍNDOLA, E. L. G. & RIETZLER, A. C. 1999. Ecological Theory Applied to Reservoir Zooplankton. *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers.457-476
- RODRIGUES, A.M.F.V. 2001. Avaliação do Estado Trófico da Albufeira do Rio Sôrdo – Vila Real. Dissertação de Mestrado. Fac. Ciências Univ. Porto, 65p.
- RUPPERT, E. E. & BARNES, R. D., 1991. *Invertebrate zoology*. 6th Ed. Saunders College Publishing, USA, 1056 pp.
- SANTILLANA, J. T. 1986. Aplicacion de los estudios limnologicos a la gestion de embalses. In: *Curso sobre eutrofizacion de embalses*. Gabinete de Formacion y Documentacion. Madrid.
- SLÁDEČEK, V. 1973. System of water Quality from the Biological Point Of View. *Arch. Hydrobiol. Ergebn.Limnol.* **7**:1-218
- SLÁDEČEK, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, **100**:169-201.

- STRAŠKABRA, M. 1999. Retention Time as a Key Variable of Reservoir Limnology. *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers.385-410.
- STRAŠKABRA, M. & TUNDISI, J. G.1999. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application. *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers.565-583.
- STREBBLE, H. & T. R. KRONTER, 1976. *Das leben in Wassertropfen*. Ed. Kosmos Natur Fuhrer, 321 pp.
- STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. 1972. *A Practical Hand-book of Seawater Analysis*. Fishery Research Board os Canada. 167pp.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1968. Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, With Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication. Paris. *Rep. Organisation for Economic Cooperation and Development.DAS/CIS/68.27*, 192pp.
- VASCONCELOS, V. M. 1991. Técnicas de colheita e análise de plâncton dulciaquícola. *Inst. de Zool. "Dr. Augusto Nobre", Publ. avulsas*. Porto, 45pp.
- WETZEL, R. G.1993. *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 919pp.
- WETZEL, R.G. & GOPAL, B.,1999. *Limnology in Developing Countries*.International Association of Theoretical and Applied Limnology.*

ZELINKA,M., MARVAN,P. & KUBICEK,F. 1959. *Evaluation of the purity of surface waters* (in Czech). Siezsky ustav CSAV. Opava, 155pp.

ZELINKA,M., MARVAN,P. 1961. Zur Prazisierung der biologischen klassifikation der reinhett fliessender gewasser. *Arch. Hydrobiol.* **57**:389-407.

www.inag.pt

www.inmg.pt

236/98, D.L. 1998. *Qualidade da Água Destinada ao Consumo Humano*. Diário da República . I série – A, **176**.

VI - ANEXOS

Classificação INAG

Classificação dos Cursos de Água Superficiais de Acordo com as suas Características de Qualidade para Usos Múltiplos

A classificação da qualidade da água para usos múltiplos permite obter informação sobre os usos que potencialmente podem ser considerados na massa de água classificada. São consideradas cinco classes:

Classes de Classificação da Qualidade da Água






	Classe A Sem Poluição	Águas consideradas como isentas de poluição, aptas a satisfazer potencialmente as utilizações mais exigentes em termos de qualidade.
	Classe B Fracamente Poluído	Águas com qualidade ligeiramente inferior à classe A, mas podendo também satisfazer potencialmente todas as utilizações.
	Classe C Poluído	Águas com qualidade "aceitável", suficiente para irrigação, para usos industriais e produção de água potável após tratamento rigoroso. Permite a existência de vida piscícola (espécies menos exigentes) mas com reprodução aleatória; apta para recreio sem contacto directo.
	Classe D Muito Poluído	Águas com qualidade "mediocre", apenas potencialmente aptas para irrigação, arrefecimento e navegação. A vida piscícola pode subsistir, mas de forma aleatória.
	Classe E Extremamente Poluído	Águas ultrapassando o valor máximo da Classe D para um ou mais parâmetros. São consideradas como inadequadas para a maioria dos usos e podem ser uma ameaça para a saúde pública e ambiental.

Tabela I: valores sazonais obtidos em profundidade para o pH, temperatura da água e oxigénio dissolvido, na Margem e no Centro da albufeira.

Margem da Albufeira				
pH	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	7,90	8,43	8,32	7,29
1	7,95	8,90	8,47	7,33
5,6	8,10	8,63	8,41	7,21

Temperatura °C	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	10,60	10,95	16,90	22,00
1	10,00	10,75	16,50	22,50
5,6	7,80	9,15	15,20	23,20

Oxigénio mg/L	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	10,80	11,40	10,76	8,52
1	10,50	10,92	10,54	8,39
5,6	10,80	9,48	10,91	8,95

Centro da Albufeira			
pH	Inverno	Primavera	Verão
0	7,90	7,91	7,26
1	7,88	7,96	7,25
5	7,84	7,75	7,45
10	7,80	7,67	7,56
22	7,71	7,48	7,40

Temperatura °C	Inverno	Primavera	Verão
0	12,00	17,30	22,87
1	12,00	16,50	21,70
5	10,00	15,35	20,30
10	10,00	14,50	17,77
22	8,00	14,30	16,90

Oxigénio mg/L	Inverno	Primavera	Verão
0	11,00	10,64	8,52
1	11,60	10,31	8,43
5	12,20	11,03	8,31
10	12,60	10,65	5,93
22	11,80	9,63	5,78

Tabela II: valores sazonais obtidos em profundidade para o Amónia, Nitratos, Fosfatos, Fósforo e Azoto total, na Margem da albufeira.

Margem da Albufeira				
Amónia mg/L	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	0,52	0,38	0,07	0,09
1	0,44	0,31	0,05	0,10
5,6	0,30	0,40	0,02	0,03
Nitratos mg/l	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	6,94	5,54	7,15	3,32
1	8,29	5,17	6,63	4,38
5,6	0,85	6,61	5,08	7,53
Fosfatos mg/L	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	0,42	0,32	0,24	0,14
1	0,48	0,29	0,09	0,08
5,6	0,24	0,72	0,22	0,02
Fósforo T mg/L	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	0,55	0,42	0,32	0,19
1	0,63	0,39	0,12	0,11
5,6	0,32	0,95	0,29	0,02
Azoto total mg/L	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	7,46	5,92	7,22	3,41
1	8,73	5,48	6,67	4,48
5,6	1,15	7,01	5,10	7,56

Tabela III: valores sazonais obtidos em profundidade para o Amónia, Nitratos, Fosfatos, Fósforo e Azoto total, no Centro da albufeira.

Centro da Albufeira			
Amónia mg/L	Inverno	Primavera	Verão
0	0,07	0,09	0,11
1	0,06	0,06	0,13
5	0,09	0,05	0,19
10	0,07	0,05	0,54
22	0,11	0,09	0,29

Nitratos mg/L	Inverno	Primavera	Verão
0	5,06	3,30	5,83
1	5,95	4,64	3,40
5	6,17	4,79	6,28
10	6,83	5,45	5,24
22	7,28	6,06	4,50

Fosfatos mg/L	Inverno	Primavera	Verão
0	0,11	0,13	0,01
1	0,54	0,30	0,04
5	0,24	0,28	0,03
10	0,44	0,25	0,04
22	0,40	0,38	0,04

Fosforo T mg/L	Inverno	Primavera	Verão
0	0,30	0,17	0,34
1	0,72	0,40	0,16
5	0,31	0,37	0,13
10	0,40	0,33	0,15
22	0,53	0,38	0,15

Azoto total mg/L	Inverno	Primavera	Verão
0	5,13	3,39	5,95
1	6,01	4,69	3,53
5	6,26	4,83	6,46
10	6,90	5,50	5,78
22	7,39	6,15	4,79

Tabela IV: valores sazonais obtidos em profundidade para o CBO₅, na Margem e no Centro da albufeira.

Margem da Albufeira				
CBO5	Outono	Inverno	Primavera	Verão
0	0,61	0,17	2,80	0,90
1	0,54	1,50	2,52	3,16
5,6	0,01	0,74	2,62	2,24

Centro da Albufeira			
CBO5	Inverno	Primavera	Verão
0	2,09	5,67	1,69
1	4,14	2,61	2,26
5	4,53	2,08	2,17
10	3,91	2,10	4,08
22	2,89	5,62	3,81

Tabela V: Valores mensais da densidade de zooplâncton obtidos na margem e no centro da albufeira

Zooplâncton												
Densidade mensal - n.º indivíduos por m³												
Margem												
Grupos	Nov-01	Dez-01	Jan-02	Fev-02	Mar-02	Abr-02	Mai-02	Jun-02	Jul-02	Ago-02	Totais	
Crustáceos	23000	4100	14600	2000	200	5400	5200	11400	15300	2100	83300	
Copépodes	13000	2500	14600	1500	200	2900	4200	5400	9000	1800	55100	
Cladóceras	10000	1600	0	500	0	2500	1000	6000	6300	300	28200	
Rotíferos	32800	4900	4300	79500	186800	136700	301800	20200	1700	900	769600	
Totais mensais	55800	9000	18900	81500	187000	142100	307000	31600	17000	3000	852900	

Zooplâncton												
Densidade mensal - n.º indivíduos por m³												
Centro												
Grupos	Fev-02	Mar-02	Abr-02	Jun-02	Jul-02	Ago-02	Totais					
Crustáceos	1000	0	23300	77000	88200	34000	223500					
Copépodes	800	0	8500	38000	51400	26800	125500					
Cladóceras	200	0	14800	39000	36800	7200	98000					
Rotíferos	190400	21600	780300	16600	5600	11400	1025900					
Totais mensais	191400	21600	803600	93600	93800	45400	1249400					

Tabela VI: Valores sazonais da densidade de zooplâncton obtidos na margem e no centro da albufeira

Zooplâncton					
Densidade sazonal - indivíduos por m³					
Margem					
Grupos	Outono	Inverno	Primavera	Verão	
Crustáceos	27100	16600	10800	28800	
Copépodes	15500	16100	7300	16200	
Cladóceras	11600	500	3500	12600	
Rotíferos	37700	83800	625300	22800	
Totais mensais	64800	100400	636100	51600	

Zooplâncton					
Densidade sazonal - indivíduos por m³					
Centro					
Grupos	Inverno	Primavera	Verão		
Crustáceos	1000	23300	199200		
Copépodes	800	8500	116200		
Cladóceras	200	14800	83000		
Rotíferos	190400	801900	11200		
Totais mensais	191400	825200	210400		

Tabela VII: Valores mensais da abundância de zooplâncton obtidos na margem e no centro da albufeira

Zooplâncton											
Abundância mensal											
Margem											
Grupos	Nov-01	Dez-01	Jan-02	Fev-02	Mar-02	Abr-02	Mai-02	Jun-02	Jul-02	Ago-02	
Crustáceos	41%	46%	77%	2%	0%	4%	2%	36%	90%	70%	
Copépodes	57%	61%	100%	75%	100%	54%	81%	47%	59%	86%	
Cladóceras	43%	39%	0%	25%	0%	46%	19%	53%	41%	14%	
Rotíferos	59%	54%	23%	98%	100%	96%	98%	64%	10%	30%	

Zooplâncton											
Abundância mensal											
Centro											
Grupos	Fev-02	Mar-02	Abr-02	Jun-02	Jul-02	Ago-02					
Crustáceos	1%	0%	3%	82%	94%	75%					
Copépodes	80%	0%	36%	49%	58%	79%					
Cladóceras	20%	0%	64%	51%	42%	21%					
Rotíferos	99%	100%	97%	18%	6%	25%					

Tabela VIII: Valores sazonais da abundância de zooplâncton obtidos na margem e no centro da albufeira

Zooplâncton					
Abundância sazonal					
Margem					
Grupos	Outono	Inverno	Primavera	Verão	
Crustáceos	42%	17%	2%	56%	56%
Copépodes	57%	97%	68%	56%	56%
Cladóceras	43%	3%	32%	44%	44%
Rotíferos	58%	83%	98%	44%	44%

Zooplâncton					
Abundância sazonal					
Centro					
Grupos	Inverno	Primavera	Verão		
Crustáceos	1%	3%	95%	95%	95%
Copépodes	80%	36%	58%	58%	58%
Cladóceras	20%	64%	42%	42%	42%
Rotíferos	99%	97%	5%	5%	5%