

Maria Jacinta da Silva Fernandes

**MODELAÇÃO E SIMULAÇÃO
NAS LAGOAS DE QUIAIOS**

Universidade do Algarve

Faro, 1999

Maria Jacinta da Silva Fernandes

**MODELAÇÃO E SIMULAÇÃO
NAS LAGOAS DE QUIAIOS**

Dissertação apresentada à Universidade do
Algarve para a obtenção do Grau de Doutor
no ramo das Ciências e Tecnologias do Ambiente,
especialidade em Modelação Ambiental.

Faro, 1999

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Amadeu M. V. M. Soares, pela supervisão científica da dissertação, pelos meios que colocou à minha disposição, e pelo apoio e confiança que depositou em mim.

Ao Professor Doutor António P. N. Carmona Rodrigues, pela orientação científica, pelo debate frutífero de ideias e pela sua permanente disponibilidade e incentivo.

Ao Instituto do Ambiente e Vida e ao Departamento de Zoologia da Universidade Coimbra, em geral, por todo o apoio, colaboração e amizade com que sempre me receberam, em especial ao Doutor Fernando Gonçalves, ao Doutor Rui Ribeiro, ao Mário Reis, ao Miguel Pardal, ao Professor Doutor João Carlos Marques e à Maria Gabriel; ao Instituto Botânico da Universidade de Coimbra, pelo apoio na identificação das espécies fitoplanctónicas e de macrófitas aquáticas.

Ao Grupo de Análise de Sistemas Ambientais, do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Universidade Nova Lisboa, por todo o material bibliográfico e informático que me foi facilitado, pela oportunidade que me foi dada de participar nos Seminários anuais e, sobretudo, pelas ideias inovadoras.

À Direcção Regional do Ambiente da Região Centro, especialmente à equipa de hidrometristas, pela colaboração prestada, e ao Doutor Peixinho Cristo, pelos seus conhecimentos e incentivo; à ex-Direcção Geral de Florestas e ao Instituto Florestal, pelo apoio, disponibilidade e facilidades concedidas para o estudo da área.

À Fundação da Ciência e Tecnologia (ex-Junta Nacional de Investigação Científica), pelo financiamento dos projectos PEAM/CNT/38/91, STRDA/C/AMB/41/92 e PBIC/C/AGR/2269/95, e à Comissão Europeia (DGXI), pelo financiamento de dois projectos, no

âmbito dos programas ENVIREG e LIFE (LIFE95/P/A23/P/119/MLTRG).

À Fundação Luso Americana para o Desenvolvimento, à Fundação do Oriente e à Fundação Calouste Gulbenkian, por terem subsidiado deslocações ao estrangeiro, no âmbito deste trabalho.

À Unidade de Ciências e Tecnologias Agrárias da Universidade do Algarve, que aceitou o meu projecto de doutoramento, e especialmente àqueles que, directa ou indirectamente, me apoiaram durante o processo.

À Indigo, pela colaboração e, especialmente, pelos ensinamentos, na área dos Sistemas de Informação Geográfica.

Aos Biólogos Marinhos da Universidade do Algarve que colaboraram neste trabalho, especialmente ao João Cuña, ao César Bolito, à Raquel Machás, à Dora Figueiredo, à Dulce Lourenço e ao Renato Martins.

Ao Rogério Peixinho, ao António Ramos e à Clara, e à família do César, pela hospitalidade, amizade e carinho com que me acolheram nas numerosas idas a Coimbra.

À minha irmã Gita, pela primeira revisão do texto da tese, e ao Fernando, pela paciente e criteriosa revisão da versão final.

Aos meus amigos, em geral, e à Micas, em particular, pelo seu companheirismo e amizade, sem os quais, esta longa jornada, teria sido bem mais penosa.

À minha família, que apesar da minha ausência nas reuniões familiares, sempre me apoiou, incentivou e reconfortou nos momentos mais difíceis.

Às minhas filhas, ao Alexandre, ao José Cândido e à Júlia Furtado, porque sem os seus inestimáveis apoio, conforto e compreensão, a tese não teria chegado a porto seguro.

RESUMO

Neste trabalho implementou-se uma metodologia de análise e descrição do sistema constituído pela Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante, que integra ferramentas de análise espacial e temporal, cujo desenvolvimento foi fundamentado na obtenção e compilação de dados. Obtiveram-se modelos conceptuais, espaciais e matemáticos, que apesar de funcionarem como ferramentas independentes, no seu todo, resultam num modelo ecológico global do sistema constituído pelo ecossistema lacustre e respectiva bacia drenante. Os modelos conceptuais (*i.e.* estatísticos, ilustrações, diagramas causais e de compartimentos) contribuíram para a compreensão geral dos processos em análise e serviram de base à elaboração dos restantes modelos. O modelo espacial 3D, um modelo matricial de interpolação, que simula o relevo superficial, a superfície freática e a distribuição de nutrientes na área envolvente da Lagoa da Vela, revelou-se muito útil na definição dos limites da bacia de drenagem. O modelo espacial 2D é um Sistema de Informação Geográfica (SIGVela), que possibilita a visualização de cartografia temática digital, em plataforma comum, e análises e pesquisas associadas a uma base de dados hidrológica e de qualidade da água, também georeferenciada. Para além da cartografia actualizada, contém cartografia histórica, que permitiu descrever a evolução desta paisagem ao longo dos últimos cerca de 150 anos, e, assim, efectuar uma análise retrospectiva da eutrofização das lagoas de Quiaios. O modelo matemático da Lagoa da Vela é um modelo dinâmico, determinístico, composto por três módulos ou sub-modelos:

o hidrológico, o de fitoplâncton e o de nutrientes. Simula o comportamento anual de sete variáveis de estado, gerando valores diários do volume de água armazenado na lagoa, da concentração média de fósforo e azoto inorgânicos dissolvidos e da biomassa de quatro grupos fitoplanctónicos - a população da cianobactéria *Microcystis aeruginosa*, a população da diatomácea *Cyclotella* sp., a

comunidade de Clorofíceas e as restantes espécies, que formam um grupo indiferenciado. O modelo é activado por um conjunto de variáveis externas ou funções motrizes (como a precipitação e a evaporação, os níveis freáticos, a temperatura e a radiação solar, os teores de N e P dissolvidos nas afluições), que são introduzidas sob a forma de tabelas de valores. Usaram-se os valores da série de dados correspondente ao período de observação entre Outubro de 1993 e Setembro de 1994 (ano hidrológico de 1993/94), para efectuar as corridas e calibração do modelo. Tanto os sub-modelos como o modelo global de nutrientes reproduzem bem a tendência geral de evolução das variáveis de estado do sistema, e os valores observados e simulados são, quase sempre, significativamente semelhantes, como é o caso das florescências de *M. aeruginosa* e de *Cyclotella* sp..

Tendo sempre presente que um modelo é um instrumento que auxilia o raciocínio e nunca um seu substituto, a aplicação destas técnicas, como ferramentas de análise e síntese ecológica, revelou-se adequada à descrição e compreensão das características e dinamismo dos recursos hídricos, na bacia drenante da Lagoa da Vela. Demonstrou-se que a Lagoa da Vela é um pequeno lago que constitui um afloramento do lençol freático. Situada nas areias muito permeáveis da faixa litoral Ocidental da zona centro de Portugal, nesta bacia drenante a recarga do aquífero freático é efectuada directamente por infiltração da água da chuva no solo; este vai descarregando o excesso de água na rede hidrográfica e directamente na depressão lacustre, que, por sua vez, alimenta uma linha de água que corre, para Sudeste, em direcção ao Rio Mondego. Recentes à escala geológica, as lagoas de Quiaios deverão ter permanecido num baixo estado trófico, durante séculos, dada a fraca expressão da ocupação humana nesta área, até ao século XVIII. A pressão antropogénica sobre estes recursos ter-se-à intensificado quando se generalizou a utilização de fertilizantes químicos, a par com o crescimento da produção animal e o abandono

da prática da colheita de plantas aquáticas nas lagoas, a proliferação de fossas sépticas e o incremento do uso recreativo das lagoas, a partir dos meados do século XX. O seu efeito reflecte-se no elevado nível de contaminação do aquífero freático e no avançado estado trófico, actual, das lagoas de Quiaios. Na Lagoa da Vela, a ocorrência de florescências estivais da cianobactéria *Microcystis aeruginosa*, entre outros, indica um estado já dentro da eutrofia. Classificadas como biótopos Corine e fazendo parte de uma extensa zona húmida, são recursos importantes tanto do ponto de vista de conservação como humano. Como ferramenta de apoio à análise e gestão da eutrofização, o modelo aqui apresentado, indica-nos que o controlo da eutrofização neste tipo de ecossistemas lacustres, sujeitos à pressão crescente das fontes difusas de poluição, terá de passar pela reformulação drástica das políticas de uso da terra, pela aplicação de códigos de boas práticas agrícolas, e pelo controlo dos efluentes domésticos e animais. A ecotecnologia é referida como uma técnica sustentada de gestão, com grande potencial no controlo da poluição difusa. Complementar estas medidas de gestão ambiental na bacia de drenagem, com o objectivo de reduzir as cargas externas, com medidas destinadas a controlar as cargas internas (como a colheita controlada de plantas aquáticas e a biomanipulação das cadeias tróficas),

é apontado como o tipo de acções, que integradas num quadro geral de gestão ambiental, poderão contribuir para a efectiva melhoria da qualidade destes recursos naturais.

ABSTRACT

An integrated method for the analysis and description of Vela Lake (Lagoa da Vela) and its watershed system, is presented. It includes the application of spatial and temporal simulation techniques, based on data collection and compilation.

The obtained conceptual, spatial and mathematical models are not linked, but as a whole, they form a general ecological model of the system. The conceptual models improved the knowledge of the system and worked as the basis for other models development. The simulation of the topographic surface, the aquifer surface and nitrate spatial distribution, was performed with a 3D spatial matrix model, a very useful tool for the definition of watershed limits. A GIS (SIGVela), linked with a hydrological and water quality database, enables the visualization and analysis of current and historical digital thematic maps. The analysis of this historical maps, over the last 150 years, gave a retrospective analysis of eutrophication process in Quiaios lakes. The dynamic and deterministic mathematical model is a modular one. It includes a hydrological sub-model, a phytoplankton sub-model and a nutrient global model, simulating the annual behavior of seven state variables: the lake water volume, the dissolved inorganic nitrogen and phosphorus, the biomass of *Microcystis aeruginosa*, *Cyclotella* sp., green algae (Chlorophyta) and other species. As forcing functions the models include precipitation, temperature and solar radiation, and inflows' nutrient concentrations. Field data obtained along an annual cycle at Vela Lake (between October 1993 and September 1994), was used to run and calibrate the model. The results of the sub-models and of the nutrient global model showed a good fitting and significant correlations with the observed data, mainly for the simulation of *M. aeruginosa* and *Cyclotella* sp. blooms.

Looking at a model as a tool to help thinking and to improve the understanding of the system properties and behavior, but never as its

substitute, the model was used for ecological analysis and synthesis of Vela Lake water resources system. Vela Lake is a small shallow lake, formed on the sandy soils of the west coast of central Portugal. Infiltration is very high and allows the fast recharge of a shallow phreatic aquifer, which, in turn, discharges to the drainage basin surface water bodies, and by this way, flows into the lake. During wet periods of the year, the outflow of the lake drains the excess of water of this system, to the Mondego River. Relatively young, in a geological time scale, Quiaios lakes must have been oligotrophic during centuries, until the beginning of human occupation of this landscape, in the eighteen century. In the middle of the twentieth century, the anthropogenic pressure increased, with the introduction of chemical fertilization and the abandoning of more sustainable agricultural practices, like lake macrophytes harvesting and its use as fertilize in the surrounding lands, increased number of septic tanks and animal wastes, resulting in the increment of groundwater nitrate contamination and lake trophic state. Nowadays, the occurrence of blue-green algal blooms of *Microcystis aeruginosa*, during Summer, reflects the eutrophic state of this ecosystem. Included in a large wetland area and being classified as Corine Habitats, Quiaios lakes are important resources, both in nature conservation and human aesthetic reasons. Used as a tool to support environmental analysis and management, the model here presented suggests that, for eutrophication control of this kind of shallow lakes ecosystems, subject of non-point pollution sources, a drastic reduction of external nutrient loads must be performed. Change of land use policies, application of Best Management Practices and animal and domestic wastewater treatment, must be urgently taken in account, in order to improve the water quality in this type of watersheds. Ecotechnology seems to have a great potential for non-point pollution reduction and control. Additional measures, with the aiming to the control and reduction of internal loads, like aquatic plants regular harvesting and

trophic chain biomanipulation, included in a general environmental watershed management scenario, are referred as the only integrated and sustainable way to achieve an effective quality improvement of this kind of natural resources.

ÍNDICE DE MATÉRIAS

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO	1
1.1. DESCRIÇÃO DO PROBLEMA	1
1.2. OBJECTIVOS	7
1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	7
CAPÍTULO 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
2.1. LIMNOLOGIA	9
2.1.1. ASPECTOS GERAIS	9
2.1.2. RETROSPECTIVA HISTÓRICA	9
2.1.3. TIPOS DE LAGOS	10
2.2. EUTROFIZAÇÃO	12
2.2.1. DESCRIÇÃO GERAL DO PROCESSO	12
2.2.2. INDICADORES DO ESTADO TRÓFICO	17
2.2.3. SITUAÇÃO MUNDIAL E NACIONAL	19
2.2.4. CAUSAS DA EUTROFIZAÇÃO	19
2.2.5. CONTROLO DA EUTROFIZAÇÃO	22
2.2.6. ENQUADRAMENTO LEGISLATIVO	26
2.3. MODELAÇÃO ECOLÓGICA EM LIMNOLOGIA	27
2.3.1. RETROSPECTIVA HISTÓRICA	27
2.3.2. ESTADO DE CONHECIMENTOS DA MODELAÇÃO MATEMÁTICA EM LIMNOLOGIA	29
2.3.3. OUTRAS TÉCNICAS DE MODELAÇÃO	34
2.4. ESTADO ACTUAL DE CONHECIMENTOS SOBRE AS LAGOAS DE QUIAIOS	37
CAPÍTULO 3. RECOLHA E COMPILAÇÃO DE DADOS	39
3.1. INTRODUÇÃO	39
3.2. LEVANTAMENTOS DE CAMPO	40
3.3. AMOSTRAGEM, MÉTODOS E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS	40
3.3.1. AMOSTRAGEM	40
3.3.2. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS	44
3.3.2.1. Clima	44

3.3.2.2. Hidrologia	44
3.3.2.3. Intensidade luminosa na coluna de água	46
3.3.2.4. Qualidade da água	47
3.3.2.5. Fitoplâncton	49
3.3.2.6. Vegetação	51
3.3.2.7. Sedimentos	53
3.4. RECOLHA DE OUTROS DADOS	54
3.5. COMPILAÇÃO DA INFORMAÇÃO E ELABORAÇÃO DE BASES DE DADOS	54
CAPÍTULO 4. ANÁLISE DE DADOS E MODELAÇÃO	57
4.1. INTRODUÇÃO	57
4.2. MÉTODOS CLÁSSICOS	60
4.3. MODELAÇÃO ESPACIAL	61
4.3.1. MODELAÇÃO ESPACIAL 3D	61
4.3.2. MODELO ESPACIAL 2D OU IMPLEMENTAÇÃO DO SIG VELA	64
4.3.2.1. Objectivo e procedimento geral	64
4.3.2.2. Compilação e introdução de dados espaciais	65
4.3.2.3. Processamento digital da informação geográfica	67
4.3.2.4. Análises e pesquisas espaciais	68
4.4. MODELAÇÃO MATEMÁTICA DINÂMICA	69
4.4.1. PROCEDIMENTO GERAL E OBJECTIVOS DO MODELO	69
4.4.2. CONCEPTUALIZAÇÃO E DEFINIÇÃO DE SUB-MODELO	70
4.4.3. FORMULAÇÃO MATEMÁTICA	73
4.4.3.1. Sub-modelo de fitoplâncton	73
4.4.3.2. Sub-modelo hidrológico	77
4.4.3.3. Modelo geral ou de nutrientes	79
4.4.4. VERIFICAÇÃO, ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO DO MODELO	84
4.4.5. APLICAÇÃO DO MODELO	93
CAPÍTULO 5. HIDROLOGIA DA LAGOA DA VELA	94
5.1. INTRODUÇÃO	94
5.2. MÉTODO	95
5.3. RESULTADOS	96
5.3.1. CLIMA	96

5.3.2. LAGOA (DEPRESSÃO LACUSTRE)	99
5.3.3. BACIA DRENANTE	101
5.3.4. ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUBTERRÂNEO	107
5.3.5. BALANÇO HÍDRICO	111
5.4. DISCUSSÃO	115
CAPÍTULO 6. FONTES POLUENTES DA LAGOA DA VELA	122
6.1. INTRODUÇÃO	122
6.2. MÉTODO	123
6.3. RESULTADOS	124
6.3.1. USOS DOS SOLO	124
6.3.2. QUALIDADE DA ÁGUA	127
6.3.3. CARGAS DE NUTRIENTES	131
6.4. DISCUSSÃO	134
CAPÍTULO 7 . ECOLOGIA DA LAGOA DA VELA	142
7.1. INTRODUÇÃO	142
7.2. MÉTODO	143
7.3. RESULTADOS	144
7.3.1. COMPONENTES ABIÓTICAS	144
7.3.2. FITOPLÂNCTON	149
7.3.3. VEGETAÇÃO AQUÁTICA	152
7.3.4. DINÂMICA DO ECOSSISTEMA	154
7.4 DISCUSSÃO	163
CAPÍTULO 8. SÍNTESE E PROPOSTAS	177
8.1. O SISTEMA "LAGOA DA VELA E RESPECTIVA BACIA DRENANTE" ...	177
8.2. EVOLUÇÃO HISTÓRICA DO SISTEMA	181
8.3. SIMULAÇÕES E PROPOSTAS DE GESTÃO	187
8.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	197
CAPÍTULO 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	201

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 - Localização das Lagoas de Quiaios.

Figura 1.2 - Morfologia geral da paisagem na área envolvente das Lagoas de Quiaios (modelo matricial de interpolação 3D).

Figura 1.3 - Enquadramento geológico das lagoas de Quiaios (cartografia digital georeferenciada - SIGVela).

Figura 2.1 - Algumas importantes etapas históricas da Limnologia.

Figura 2.2 - Principais etapas históricas da modelação ecológica.

Figura 3.1 - Localização dos pontos de amostragem na Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante (cartografia digital georeferenciada - SIGVela).

Figura 3.2 - Esquema de filtração selectiva das amostras de água para obtenção da Clorofila *a* por classes de tamanho, usando filtros de diferentes porosidades.

Figura 4.1- Metodologia integrada de processamento da informação contida nas bases de dados da Lagoa da Vela e de obtenção dos modelos do sistema.

Figura 4.2 - Descrição esquemática do método seguido na implementação do SIG Vela (etapas e respectivas tarefas, tipo de resultados e recursos utilizados).

Figura 4.3 - Principais etapas do processo de desenvolvimento do modelo matemático dinâmico determinístico da Lagoa da Vela.

Figura 4.4 - Modelo global do ecossistema: diagrama conceptual de compartimentos e fluxos.

Figura 4.5 - Estrutura modular, ou sub-modelos, do modelo matemático da Lagoa da Vela e respectivos dados de entrada.

Figura 4.6 - Diagrama de compartimento e fluxos, de cada grupo taxonómico (*Microcystis*, *Cyclotella*, Clorofíceas e Restantes grupos), do modelo de fitoplâncton.

Figura 4.7 - Diagrama de compartimentos e fluxos do sub-modelo hidrológico.

Figura 4.8 - Diagrama de compartimentos e fluxos do modelo global de nutrientes.

Figura 4.9 - Comparação entre valores observados, da biomassa da população da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* na Lagoa da Vela, e simulados, pelo sub-modelo de fitoplâncton e pelo modelo global.

Figura 4.10 - Comparação entre valores observados, da biomassa da população da diatomácea *Cyclotella* sp. na Lagoa da Vela, e simulados, pelo sub-modelo de fitoplâncton e pelo modelo global.

Figura 4.11 - Comparação entre valores observados, da biomassa de Clorofíceas na Lagoa da Vela, e simulados, pelo sub-modelo de fitoplâncton e pelo modelo global.

Figura 4.12 - Comparação entre valores observados, da biomassa das restantes espécies (Restantes grupos fitoplanctónicos) na Lagoa da Vela, e simulados, pelo sub-modelo de fitoplâncton e pelo modelo global.

Figura 4.13 - Comparação entre valores observados, da concentração de azoto inorgânico dissolvido na Lagoa da Vela, e simulados pelo modelo global.

Figura 4.14 - Comparação entre valores observados, da concentração de fósforo inorgânico dissolvido na Lagoa da Vela, e simulados pelo modelo global.

Figura 4.15 - Comparação entre valores diários observados, do volume de água acumulado na Lagoa da Vela, e simulados pelo sub-modelo hidrológico.

Figura 5.1 - Perfil longitudinal da rede hidrográfica que liga a Lagoa da Vela ao estuário do Rio Mondego.

Figura 5.2 - Diagrama termopluviométrico modificado da zona de estudo.

Figura 5.3 - Velocidade média mensal do vento em cada rumo (m/s) e frequência do vento em cada rumo (% horas/mês), na Estação Meteorológica das Braças - médias dos anos de 1993 e 1994.

Figura 5.4 - Relevo superficial, depressão lacustre e lençol freático na área envolvente da bacia drenante da Lagoa da Vela (gráficos de superfície do modelo matricial de interpolação 3D).

Figura 5.5 - Hipsometria da Lagoa da Vela.

Figura 5.6 - Modelo do escoamento superficial e subterâneo na zona envolvente da bacia drenante da Lagoa da Vela (modelo matricial de interpolação 3D das superfícies equipotenciais topográficas e piezométricas e direção e sentido das linhas de fluxo).

Figura 5.7 - Variação dos níveis da água na Lagoa da Vela, do nível freático em vários poços da bacia drenante e da precipitação diária, entre Fevereiro de 1993 e Outubro de 1994 (valores observados).

Figura 5.8 - Piezometria na área envolvente da bacia drenante da Lagoa da Vela, em período húmido e período seco (mapa de contornos do modelo matricial de interpolação 3D).

Figura 5.9 - Modelo gráfico da configuração espacial do aquífero freático e do sentido do escoamento subterrâneo na área envolvente da bacia drenante da Lagoa da Vela, (Diagrama do perfil transversal intermédio da bacia).

Figura 5.10 - Hidrologia da Lagoa da Vela: limites da bacia drenante, rede de drenagem superficial, charcos temporários, mancha de água da lagoa e poços (cartografia digital georeferenciada - SIG Vela).

Figura 5.11 - Variação dos fluxos de entrada de água na Lagoa da Vela (resultados do modelo matemático - submodelo hidrológico, para o ano de 1993/94).

Figura 5.12 - Vala de entrada na Lagoa da Vela (Vala dos Rasos): variação dos caudais medidos durante o período húmido do ano de 1993/94.

Figura 5.13 - Variação do volume da lagoa e do caudal da vala de saída, entre Outubro de 1993 e Setembro de 1994: valores observados e curva de regressão polinomial.

Figura 5.14 - Componentes do balanço hídrico na Lagoa da Vela: diagrama esquemático da lagoa em corte longitudinal.

Figura 5.15 - Variação dos fluxos de saída de água na Lagoa da Vela, ao longo do ano (resultados do modelo matemático - submodelo hidrológico, para o ano de 1993/94).

Figura 6.1 - Usos actuais do solo na bacia drenante da Lagoa da Vela (cartografia digital georeferenciada - SIGVela).

Figura 6.2 - Variação do teor em azoto inorgânico total (mg N/l) e de ortofosfatos (mg P/l), na vala que atravessa a encosta Norte da bacia de drenagem da Lagoa da Vela.

Figura 6.3 - Variação mensal das concentrações de azoto e fósforo inorgânicos totais em diversos poços da bacia drenante da Lagoa da Vela, e da precipitação diária, entre Outubro de 1993 e Outubro de 1994.

Figura 6.4 - Distribuição espacial da concentração de azoto inorgânico dissolvido total, nas vertentes Este e Norte da bacia hidrográfica da Lagoa da Vela, na época húmida - modelo matricial da superfície de interpolação 3D.

Figura 6.5 - Variação do teor em nutrientes - compostos azotados e ortofosfatos - num transecto que atravessa a vertente Este da bacia, entre o início e o final do período húmido de 1993/94.

Figura 6.6 - Componentes da carga poluente externa da Lagoa da Vela.

Figura 6.7 - Variação das componentes da carga de nutrientes ao longo do ano na Lagoa da Vela (valores simulados pelo modelo matemático da Lagoa da Vela - módulo de nutrientes).

Figura 7.1 - Variação média mensal dos parâmetros temperaturas do ar e da água, condutividade e pH, na Lagoa da Vela, entre Outubro 1993 e Janeiro 1995.

Figura 7.2 - Variação média mensal das profundidades da coluna de água e de visão do disco de Secchi, em dois locais da Lagoa da Vela, entre Outubro 1993 e Janeiro 1995.

Figura 7.3 - Diminuição da radiação solar ao atravessar a coluna de água e coeficiente de extinção da luz em profundidade (K_e), em diferentes épocas do ano, em dois locais da Lagoa da Vela.

Figura 7.4 - Variação média mensal das concentrações em azoto inorgânico dissolvido e ortofosfatos, e da relação N:P, na água da Lagoa da Vela, entre Outubro 1993 e Janeiro 1995.

Figura 7.5 - Variação média mensal da concentração em oxigénio dissolvido e da respectiva percentagem de saturação, na água da Lagoa da Vela, entre Outubro 1993 e Janeiro 1995.

Figura 7.6 - Evolução quantitativa do fitoplâncton na Lagoa da Vela, ao longo do ano (Outubro 1993 e Outubro 1994): teor em clorofila *a*, densidade e biomassa fitoplanctónicas.

Figura 7.7 - Evolução da produção primária fitoplanctónica e da respiração na Lagoa da Vela, ao longo do ano.

Figura 7.8 - Distribuição percentual da densidade e da biomassa fitoplanctónica, por grupos taxonómicos, e variação da concentração da biomassa dos grupos mais abundantes, ao longo do ano (Outubro de 1993 a Setembro de 1994), na Lagoa da Vela.

Figura 7.9 - Cartografia da vegetação aquática na Lagoa da Vela: principais manchas de macrófitas.

Figura 7.10 - Zonação da vegetação aquática na Lagoa da Vela - perfis transversais dos sectores Sul, centro e Norte da lagoa.

Figura 7.11 - Zonação da biomassa de macrófitas aquáticas da Lagoa da Vela (valores médios por zona), em dois locais de amostragem, entre Abril e Outubro de 1994.

Figura 7.12 - Variação da biomassa de macrófitas aquáticas da Lagoa da Vela, entre Abril e Outubro de 1994.

Figura 7.13 - Diagrama causal evidenciando as relações existentes entre os nutrientes, o fitoplâncton e os principais processos e factores ecológicos associados ao seu dinamismo no ecossistema lacustre.

Figura 7.14 - Comportamento do fósforo e azoto dissolvidos na Lagoa da Vela, ao longo do ano, e variação dos respectivos fluxos de entrada e saída (valores simulados usando o modelo matemático da Lagoa da Vela).

Figura 7.15 - Evolução diária das principais variáveis que determinam o desenvolvimento da população de *Microcystis aeruginosa* na Lagoa da Vela, ao longo do ciclo anual: biomassa e respectivos fluxos de entrada e saída, efeito dos factores limitantes no crescimento da população (resultados do modelo matemático de simulação da Lagoa da Vela).

Figura 7.16 - Evolução diária das principais variáveis que determinam o desenvolvimento da população da diatomácea *Cyclotella* sp. na Lagoa da Vela, ao longo do ciclo anual: variação da biomassa e dos respectivos fluxos de entrada e saída, e variação do efeito dos factores limitantes no crescimento da população (resultados do modelo matemático de simulação da Lagoa da Vela).

Figura 7.17 - Variação do efeito global dos factores limitantes, no crescimento das Clorofíceas e dos Restante grupos fitoplanctónicos, na

Lagoa da Vela (valores simulados usando o modelo matemático da Lagoa da Vela).

Figura 7.18 - Diagrama causal evidenciando a relação entre os diversos processos que afectam e são afectados pela transparência da água, na Lagoa da Vela.

Figura 8.1 - Evolução da paisagem, na bacia drenante da Lagoa da Vela, entre meados do século XIX e finais do século XX (cartografia temática georeferenciada no SIGVela).

Figura 8.2 - Evolução do índice de estado trófico, na Lagoa da Vela, entre 1988 e 1994.

Figura 8.3 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 0.

Figura 8.4 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 1A.

Figura 8.5 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 1B.

Figura 8.6 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 1C.

Figura 8.7 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 2.

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Tipos de lagos, segundo diversos critérios de classificação.

Tabela 2.2 - Principais etapas do processo de sucessão ecológica de sistemas aquáticos ou de eutrofização.

Tabela 2.3 - Fenómenos mais comuns associados à eutrofização de sistemas de água doce.

Tabela 2.4 - Caracterização quantitativa do nível trófico de lagos e reservatórios de água doce.

Tabela 2.5 - Taxas de exportação de fósforo e azoto pelas fontes difusas nas bacias de drenagem.

Tabela 2.6 - Principais tipos de medidas de controlo da eutrofização em lagos.

Tabela 2.7 - Quadro legislativo no domínio da qualidade da água (Direito Nacional e comunitário).

Tabela 2.8 - Revisão do tipo de ecossistemas aquáticos modelados e respectivo esforço de modelação, até 1992.

Tabela 2.9 - Revisão do tipo de problemas ambientais modelados e respectivo esforço de modelação.

Tabela 2.10 - Características dos principais modelos de eutrofização.

Tabela 2.11 - Tipos e características dos modelos de fitoplâncton, segundo Recknagel *et al.* (1997).

Tabela 2.12 - Diversos tipos de publicações científicas disponíveis sobre as Lagoas de Quiaios.

Tabela 3.1 - Parâmetros climáticos: métodos de recolha e características dos dados.

Tabela 3.2 - Parâmetros hidrológicos: métodos de análise.

Tabela 3.3 - Parâmetros físico-químicos: métodos analíticos.

Tabela 3.4 - Fitoplâncton: Métodos de análise.

Tabela 3.5 - Macrófitas: Métodos analíticos.

Tabela 3.6 - Sedimentos: métodos analíticos.

Tabela 3.7 - Estrutura das bases de dados numéricos da Lagoa da Vela: parâmetros, origem dos dados e períodos a que respeitam.

Tabela 3.8 - Material geográfico disponível sobre as Lagoas de Quiaios e respectivas características.

Tabela 4.1 - Parâmetros dos modelos matriciais tridimensionais.

Tabela 4.2 - Tipos e parâmetros dos ficheiros gráficos (extensão .srf) produzidos com base nos modelos matriciais.

Tabela 4.3 - Topologias e a sua função no SIGVela.

Tabela 4.4 - Equações do sub-modelo de fitoplâncton.

Tabela 4.5 - Componentes do sub-modelo de fitoplâncton.

Tabela 4.6 - Equações do sub-modelo hidrológico.

Tabela 4.7 - Componentes do sub-modelo hidrológico.

Tabela 4.8 - Equações específicas do modelo de nutrientes.

Tabela 4.9 - Componentes específicas do modelo de nutrientes.

Tabela 4.10 - Parâmetros do sub-modelo hidrológico.

Tabela 4.11 - Parâmetros do sub-modelo de fitoplâncton.

Tabela 4.12 - Parâmetros específicos do modelo de nutrientes.

Tabela 4.13 - Rectas de regressão entre conjuntos de pares de valores observados e simulados, das variáveis de estado do sub-modelo de fitoplâncton, respectivos coeficientes de determinação (r^2) e significância das correlações (r).

Tabela 4.14 - Rectas de regressão entre conjuntos de pares de valores observados e simulados, das variável de estado do modelo global, respectivos coeficientes de determinação (r^2) e significância das correlações (r).

Tabela 5.1 - Características morfométricas da Lagoa da Vela.

Tabela 5.2 - Características morfométricas da bacia hidrográfica da Lagoa da Vela.

Tabela 5.3 - Balanço hídrico anual da Lagoa da Vela, no ano hidrológico de 1993/94 (fluxos em m^3 /ano), tempo de retenção e taxa de renovação.

Tabela 6.1 - Valores médios e intervalo de variação (mínimos e máximos) das concentrações em azoto inorgânico total (nitratos + nitritos + amónia) e ortofosfatos na água subterrânea (poços) da bacia drenante da Lagoa da Vela, por tipo de uso do solo.

Tabela 6.2 - Balanço anual de nutrientes na Lagoa da Vela, tendo como referência o período entre Outubro 1993 e Setembro 1994.

Tabela 6.3 - Coeficientes ou taxas de exportação de cada um dos componentes do balanço de nutrientes da Lagoa da Vela, tendo como referência o período entre Outubro 1993 e Setembro 1994.

Tabela 8.1 - Áreas de ocupação dos diversos usos do solo, na bacia drenante da Lagoa da Vela, em 1866, 1965 e 1996.

*"Vi transformar-se em Mar o que noutros tempos tinha sido terra compacta;
vi terras saídas do Mar e, longe das costas, dormem as conchas marinhas ...*

*O que foi campo, uma inundação transformou em vale;
uma terra pantanosa se mostra agora coberta de areia seca,
e as que tinham sede, disfrutam agora da humidade das lagoas.*

*Tudo o que existe debaixo do Céu e
tudo o que há sobre a Terra, mudou de forma."*

Ovídio (poeta romano, 43 a.C.-18 d. C.),
Metamorfoses, Livro XV

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

1.1. DESCRIÇÃO DO PROBLEMA

A costa Atlântica portuguesa entre o Cabo Mondego e a Ria de Aveiro é uma extensa faixa de dunas de areia (Dunas de Quiaios, Dunas de Cantanhede e Dunas de Mira). Trata-se de uma região caracterizada por um clima moderado devido à proximidade do oceano, com chuvas preponderantes de Inverno (Daveau, 1988; Lautensach, 1988; Ribeiro, 1988). Esta paisagem dunar, formada por sucessivos cordões de dunas, dá lugar, para o interior, a uma vasta planície ondulada, conhecida localmente por "Gândara" (vocábulo de origem pré-romana, que se utiliza, em Portugal e na Galiza, para referir terrenos arenosos, mais ou menos estéreis e planos). Durante o período húmido, devido ao excesso de água acumulada no solo, formam-se, nas depressões interdunares, charcos temporários e pequenas lagoas permanentes.

As "Dunas de Quiaios", situadas a norte da Serra da Boa Viagem, entre as vilas de Quiaios e da Tocha, têm um desenvolvimento ao longo da costa de cerca de 12 Km e uma largura aproximada de 6 km. Na zona de interface entre as Dunas de Quiaios e a planície gandarense, encontra-se um conjunto de quatro lagoas de água doce, vulgarmente designadas por Lagoas de Quiaios - a Lagoa da Vela, a Lagoa das Braças, a Lagoa da Salgueira e a Lagoa do Teixoeiro (Figuras 1.1. e 1.2).

A Lagoa da Vela cobre uma área aproximada de 70 hectares, a Lagoa das Braças uma área de 29 ha e as da Salgueira e do Teixoeiro, que distam entre si de escassas centenas de metros, cobrem uma área de respectivamente 14 e 20 ha. Estão compreendidas, a Norte e a Sul respectivamente, entre os paralelos 40°20' e 40°14' de latitude N; a Este e Oeste são delimitadas, respectivamente, pelos meridianos 8°49' e 8°46' de longitude W. Inserem-se, administrativamente, nos concelhos da Figueira da Foz (Lagoas das Braças e da Vela) e de Cantanhede (Lagoas da Salgueira e Teixoeiro).

A Lagoa da Vela, a maior das lagoas de Quiaios, é, como as outras, um pequeno lago natural pouco profundo, com pouco mais de dois metros de profundidade máxima. Durante os meses mais húmidos do ano, a lagoa alimenta uma pequena linha de água intermitente, a Vala do Zurrão, que corre em direcção aos campos do Baixo Mondego. Sobre grande parte do sistema dunar de Quiaios, a rede de drenagem superficial descarrega directamente para o oceano Atlântico, o mesmo acontecendo com as valas que drenam as Lagoas das Braças, da Salgueira e do Teixoeiro, enquanto a Vala do Zurrão corre para o quadrante Sudeste (Figuras 1.1 a 1.3), e atravessando parte do território gandarês, dirige-se ao Rio do Fojo que, por sua vez, desagua no Rio Mondego a cerca de 15 km da foz. Situada na cabeceira

da sub-bacia de um afluente ao Rio Mondego, a Lagoa da Vela faz, pois, parte integrante da bacia hidrográfica do maior rio nacional.

Do ponto de vista geológico, esta zona é formado por areias do Quaternário, holocénicas e pliocénicas, diferenciando-se vários conjuntos de formas dunares, de areias eólicas e hidro-eólicas, que cobrem as plataformas constituídas por depósitos de antigas praias e terraços fluviais plio-pliocénicos (Barbosa *et al.*, 1988; Carvalho, 1952). A região enquadra-se na designada Bacia Lusitânica ou Orla Ocidental Mesocénica, em forma de fossa alongada, que é formada por sedimentos secundários e terciários que se depositaram sobre o soco impermeável das formações antigas, ao longo da bordadura oeste da Península Ibérica (Oliveira, 1997). Dentro desta vasta bacia sedimentar, as lagoas de Quiaios encontram-se numa zona suavemente ondulada, de baixa altitude, encaixadas entre o campo de dunas que as separam do mar e a planície da Gândara. Esta plataforma é rodeada, a Sudoeste, pela Serra da Boa Viagem (uma elevação carbonatada do Jurássico) e, a Este, por um extenso planalto de margas e calcários cretácicos e jurássicos, que integra plataformas constituídas por depósitos de praias antigas plio-pliocénicas. Recortada pelos vales encaixados das linhas de água e atravessando depósitos sedimentares recentes e argilas cretácicas, a superfície aplanada prolonga-se, para Norte, até à Ria de Aveiro, e, para Sul, até ao contacto com os terraços do Rio Mondego (Figuras 1.2 e 1.3).

Apesar da inexistência de estudos de datação, pode afirmar-se que estas lagoas são recentes à escala geológica. Os processos relacionados com a génese das Lagoas de Quiaios terão ocorrido predominantemente no Quaternário, provavelmente por conjugação de processos erosivo-sedimentares e tectónicos durante o último período glacial e pós-glacial. Não se exclui também a hipótese das lagoas serem vestígios de antigos sistemas estuarino-lagunares mais antigos, existentes antes do afastamento progressivo da linha da costa durante o Quaternário. Vários autores consideram a existência, nesta região e desde tempos remotos, quer de extensas zonas de mares pouco profundos e calmos, quer de sistemas estuarino-lagunares, favoráveis à acumulação sedimentar (Almeida, 1993; Bettencourt e Angelo, 1990; Barbosa *et al.*, 1988; Barbosa, 1981; Carvalho, 1952). A localização em posição grosseiramente paralela à linha de costa e o alinhamento lateral das lagoas com o actual estuário do Rio Vouga e a sua ligação ao actual estuário do Rio Mondego reforçam a hipótese da origem estuarino-lagunar das lagoas de Quiaios. Por outro lado, na faixa litoral ocidental existem indícios de que a construção das dunas tenha ocorrido há cerca de 11 a 12 mil anos, durante uma fase seca e fria posterior ao máximo glacial; supõe-se também que o nível do mar se encontra aproximadamente estabilizado há 5000 anos, apesar das formas construídas no litoral baixo português serem, em parte, extremamente recentes e terem sofrido importantes transformações ao longo deste período (Daveau, 1980), como é o caso da formação da extensa laguna que é hoje

conhecida por Ria de Aveiro (Abecassis, 1955). É ainda sabido que, em zonas costeiras, a redistribuição de areia, por exemplo entre os braços de dunas parabólicas, pode originar depressões, total ou parcialmente resultantes da acção eólica, que se enchem de água, formando “lagos duna” (Wetzel, 1993). Igualmente os traços estruturais existentes indicam que a actividade tectónica é, na região das lagoas, um importante agente modelador do relevo e da configuração dos recursos hídricos, como seja o facto da orientação da vala de drenagem da Lagoa da Vela se efectuar segundo os lineamentos divergentes do quadrante NW e a influência do afundimento provocado pela fracturação Norte-Sul (Barbosa *et al.*, 1988).

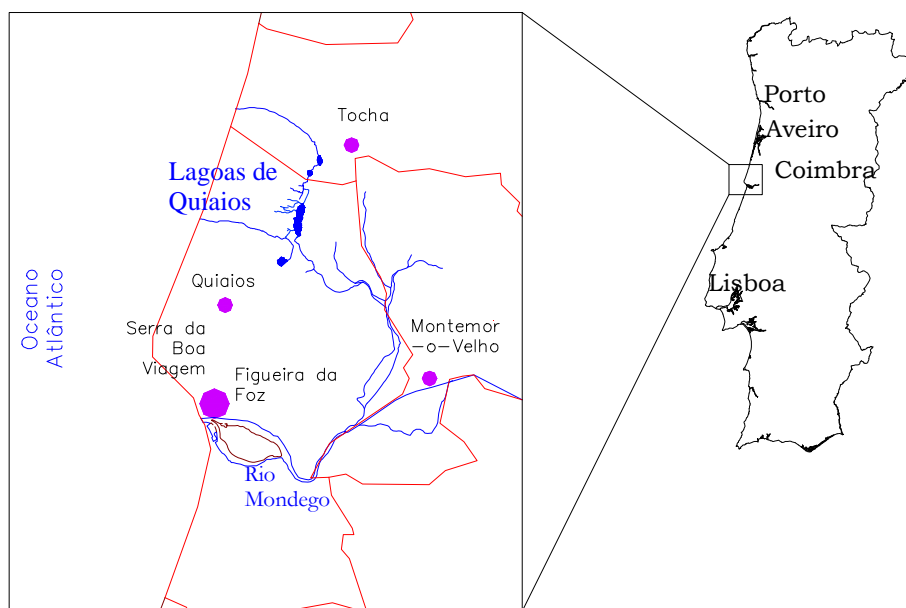


Figura 1.1 - Localização das Lagoas de Quiaios.

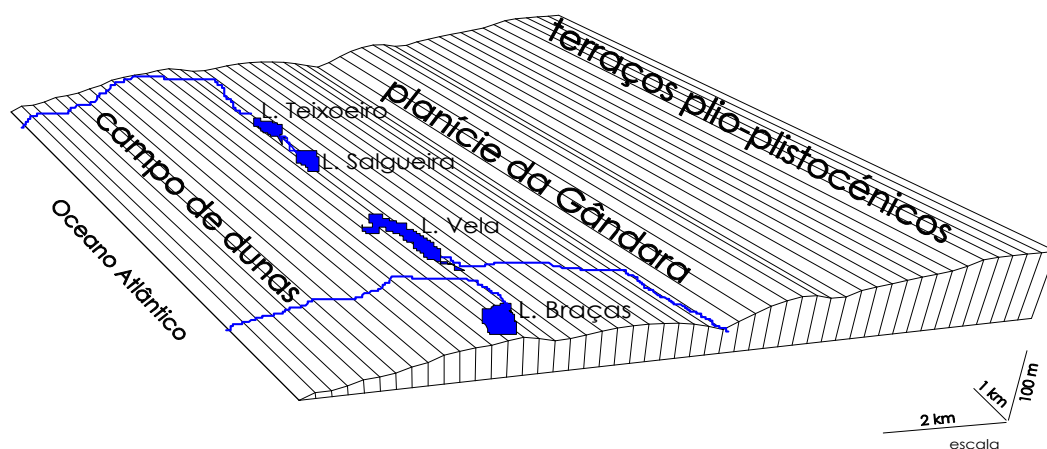


Figura 1.2 - Morfologia geral da paisagem na área envolvente das Lagoas de Quiaios (modelo matricial de interpolação 3D).

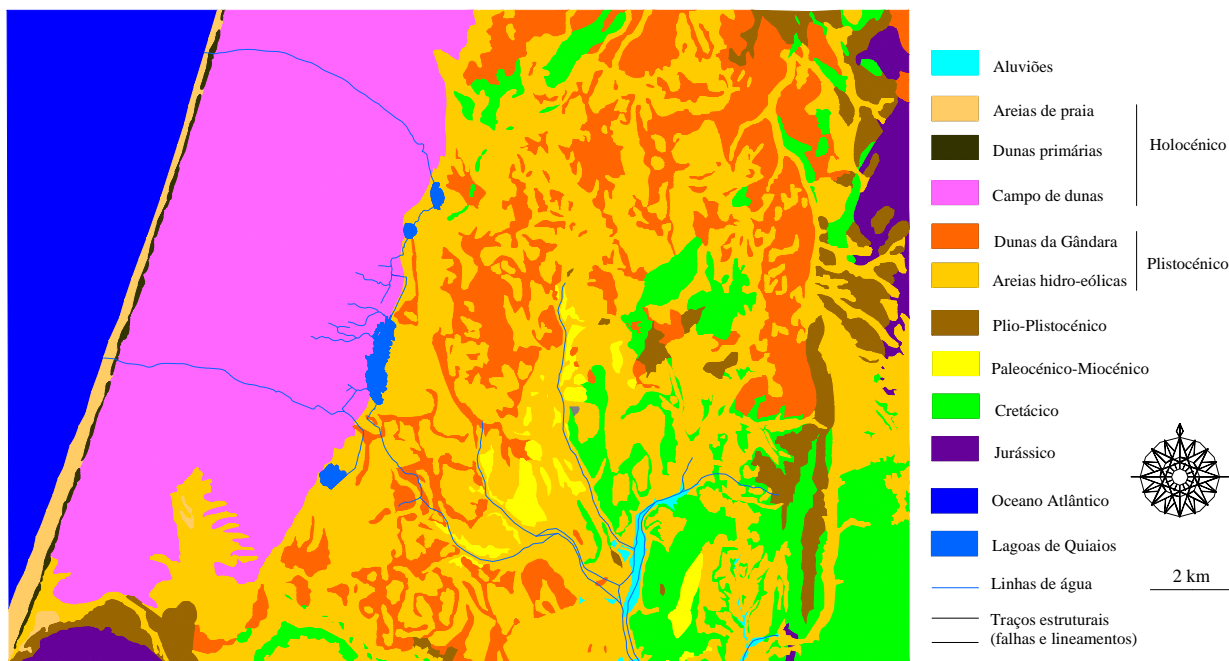


Figura 1.3 - Enquadramento geológico das Lagoas de Quiaios (cartografia digital georeferenciada; fonte: Carta Geológica de Portugal, 1988).

Na arenosa planície gandarense, que se estende para Este das lagoas, predomina hoje a pequena propriedade rural, onde se semeiam culturas arvenses de regadio, fundamentalmente o milho, as forragens e pastos para o gado, baseado na intensa exploração do aquífero que se forma nas areias quaternárias. Nesta paisagem rural, a exploração agrícola da terra coexiste com o povoamento disperso ou em pequenos núcleos habitacionais, situados nas imediações da estrada nacional (EN109) que liga as cidades da Figueira da Foz e Aveiro.

A criação de gado, sobretudo bovino, regra geral em pequenas explorações familiares, é uma actividade tradicional de grande importância na economia local. Contrariando a tendência generalizada da mecanização e industrialização da agricultura, a tracção animal é ainda fortemente utilizada, tanto nas lavouras e outros trabalhos culturais, como no transporte das colheitas. Talvez devido a este carisma agrícola tradicional, esta zona não é marcada por um forte dinamismo industrial; para além da actividade agro-pecuária, as unidades industriais instaladas na zona são de dimensão reduzida e apenas do ramo agro-alimentar.

Desde o mar até ao contacto com as lagoas, o vasto campo dunar tem hoje ocupação florestal - uma mata de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), em parte ardida na sequência do incêndio do Verão de 1993, rodeia as lagoas a Oeste.

Dada a sua posição geográfica estratégica destas lagoas, definem-se como zonas naturais de elevado interesse. A Lagoa das Braças figura na lista das áreas identificadas em Portugal como zonas húmidas de importância internacional. As

Lagoas das Braças, da Salgueira e do Teixoeiro têm estatuto de protecção, estando classificadas pelo projecto Biótopos do Programa Corine (85/338/CEE, de 27 de Junho) - Biótopos Corine C12200076, C12200078 e C12200079, respectivamente.

A Lagoa da Vela (Biótopo Corine C12200077) é considerada de regime transitório e a sua importância como zona húmida deverá ser futuramente considerada (Farinha e Trindade, 1994). Aliadas à capacidade de formação de pequenos charcos temporários nas depressões interdunares durante a época das chuvas e à existência da mancha florestal, as lagoas constituem-se como um importante local de refúgio e invernada de aves aquáticas migratórias e sedentárias. Algumas das espécies aqui existentes são referidas nas Convenções de Berna e Ramsar, na Directiva das Aves e no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Há, também, vestígios esporádicos da presença de lontras (MacDonald e Mason, 1982). As lagoas estão ainda incluídas na lista de áreas naturais do Baixo Mondego, de acordo com o Plano Regional de Ordenamento do Território da Região Centro Litoral - PROT/CL (C.C.R.C., 1994). Também no Plano Director Municipal (PDM) da Figueira da Foz, aprovado pela Assembleia Municipal a 30 de Dezembro de 1993, as lagoas das Braças e da Vela são classificadas como espaços naturais com protecção de grau I.

A proximidade do mar e de praias muito frequentadas durante o período balnear e a coexistência da mata com estas massas de água doce, tornam a zona interessante do ponto de vista de lazer veraneante e desportos náuticos. Nos meses de Verão, especialmente em dias de nevoeiros persistentes junto ao litoral (comuns nesta zona costeira), as lagoas registam considerável número de utentes, essencialmente para banhos e práticas de *windsurf* e canoagem, sendo a Lagoa da Vela aquela onde se verifica maior afluência. A pesca desportiva constitui outra das actividades recreativas de relevo. As lagoas das Braças e da Vela constituem-se, aliás, como zonas de pesca condicionada, estabelecidas pelas portarias n°440/87 de 26 de Maio e n°131/90 de 17 de Fevereiro.

Nos meados deste século surgiram os primeiros trabalhos científicos que fazem referência às Lagoas de Quiaios, dois estudos pontuais, dirigidos à caracterização da flora algológica de lagoas e albufeiras portuguesas, que referem sumariamente a Lagoa da Vela (Lacerda, 1945 e Nauwerck, 1962). Só mais recentemente, em 1988, foram realizados os primeiros estudos ecológicos, que descreveram as componentes físico-químicas e as comunidades fito e zooplanctónicas das Lagoas das Braças e da Vela, durante um ciclo estival (Vasconcelos, 1990a). Neste estudo, ocorrência de florescências (*blooms*) fitoplanctónicas dominadas por cianobactérias, a dominância dos certos grupos zooplanctónicos, entre outros indicadores de eutrofização, evidenciaram o avançado estado trófico destas lagoas.

A partir do início da década de 90, estudos ecológicos mais sistemáticos, sobre estes ecossistemas, revelaram que as Lagoas das Braças e da Vela apresentam

elevadas concentrações de nutrientes na água, que resultam no desenvolvimento de grandes densidades fitoplanctónicas, nomeadamente de florescências estivais de cianobactérias dominadas pela espécie colonial *Microcystis aeruginosa* (Silva *et al.*, 1997; Barros, 1994; Calado, 1993; Vasconcelos *et al.*, 1993). Esta situação ocorre um pouco por todo o país, apesar de descrições de intoxicações, quer de fauna aquática quer de aves ou gado, serem ainda escassas; referem-se especialmente mortandades de peixes devido à decomposição das florescências e libertação das toxinas e há um caso de ocorrência de intoxicações humanas no Alentejo. Não foram registadas florescências tóxicas nas Lagoas de Quiaios, nem casos de intoxicações animais ou humanas, mas a toxicidade das estirpes de *M. aeruginosa* destas lagoas é semelhante à obtida em outros pontos do globo (Vasconcelos, 1995). A cianobactéria colonial *M. aeruginosa* é provavelmente a mais nefasta das cianobactérias (Westhuizen *et al.*, 1986) e a mais comum em florescências que têm causado intoxicações animais e humanas (Carmichael, 1996), podendo causar mortalidade, danos fisiológicos ou outros efeitos negativos (Smayda, 1997). Para além de vários sintomas gerais associadas a intoxicações por cianobactérias, como náuseas, dermatites e perturbações gastrointestinais, evidências sugerem, ainda, que certas toxinas podem contribuir para o desenvolvimento do cancro (Carmichael, 1994). A quantidade de microcistinas detectadas nas estirpes e nas florescências de *M. aeruginosa* de massas de água portuguesas, pode representar um real perigo para a saúde pública (Vasconcelos, 1995).

Apesar de recentes à escala geológica, nas lagoas de Quiaios são já evidentes os sinais de um avançado estado trófico. A pressão antropogénica ligada ao crescimento demográfico, ao uso agrícola intensivo da terra e à produção animal, parecem ser os factores aceleradores da eutrofização nestas lagoas. Alguns estudos de carácter ecológico foram conduzidos nos anos recentes sobre as Lagoas de Quiaios e têm sido levadas a cabo algumas acções no sentido do ordenamento e conservação das lagoas e espaços envolventes, como sejam a acção de regularização do fundo da Lagoa das Braças e o repovoamento do espaço envolvente. Com objectivos de carácter científico-pedagógico, junto à Lagoa das Braças foram instalados observatórios de aves e foi criado o Centro de Educação Ambiental Manuel Alberto Rey. Recentemente foi produzida uma tese onde é apresentada uma proposta de Plano de Ordenamento e Gestão das Lagoas das Braças e da Vela (Pereira, 1997). Mas, até ao momento, não foi efectuada uma análise objectiva das causas da eutrofização nestes ecossistemas, baseada na descrição do seu funcionamento, integrando-os nas respectivas bacias drenantes. Os ecossistemas são entidades com estrutura e dinamismo temporal próprios, definidas no espaço; proteger e preservar os sistemas naturais requer a capacidade para compreender os efeitos directos e indirectos da actividade humana sobre os mesmos, às escalas espacial e temporal.

1.2. OBJECTIVOS

O objectivo geral deste trabalho é descrever a estrutura e o dinamismo integrado do ecossistema lacustre no contexto do ambiente onde se insere e identificar as causas da eutrofização da Lagoa da Vela, a maior, mais estudada e mais permanente das Lagoas de Quiaios. Pretende-se explorar diferentes técnicas de processamento e visualização de informação limnológica, especialmente a análise de sistemas e modelação matemática dinâmica e determinística e as técnicas de análise e simulação espacial, que aplicadas ao caso de estudo permitam construir um modelo compreensível do sistema global constituído pela Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante. Pretende-se, assim, passar a dispor de uma cartografia digital actualizada desta paisagem lacustre (em plataforma georeferenciada, com ligação a uma base de dados e possibilidades de análises e pesquisas espaciais), por desenvolvimento de uma metodologia SIG - Sistema de Informação Geográfica, de um modelo tridimensional, por aplicação da geoestatística, e de um modelo matemático, dinâmico, determinístico, calibrado para o caso de estudo, capaz de simular o comportamento das variáveis fundamentais do sistema, ao longo do ano, dando especial atenção às florescências algais.

Um dos objectivos específicos é a identificação das fontes de poluição e a estimação das cargas poluentes externas da Lagoa da Vela. A pressecução deste objectivo inclui a definição da bacia drenante e a descrição do escoamento e do balanço hídrico, a caracterização da qualidade da água e das vias de contaminação. Será, deste modo, possível avaliar os contributos relativos das fontes antropogénicas e a importância das fontes internas, na estrutura e metabolismo do ecossistema lacustre.

Pretende-se também contribuir para a obtenção de uma base de dados mais consistente sobre estas lagoas, e ao proceder à sua compilação e integração em modelos espaciais e temporais, espera-se contribuir para uma melhor compreensão e análise global do sistema e do fenómeno da eutrofização a que se encontram sujeitas.

Por fim, deseja-se avaliar a capacidade dos modelos desenvolvidos como instrumentos de análise científica (e de educação ambiental) e como ferramentas de apoio à decisão no controle da eutrofização e gestão ambiental, efectuando uma abordagem que dê ênfase ao uso sustentado da terra e dos recursos hídricos, à sua protecção e reabilitação.

1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação comporta nove capítulos. A definição do problema e do sistema em estudo e a especificação dos objectivos são reunidos neste primeiro

capítulo, Introdução. De modo a dispor-se de elementos teóricos fundamentais e de ferramentas básicas que substanciem a análise do problema, a descrição e a compreensão do comportamento do ecossistema, apoiando a conceptualização e formulação de modelos, procede-se a uma revisão bibliográfica ou do “estado-da-arte”, apresentada no capítulo 2. Referem-se questões gerais da ecologia dos sistemas lacustres e do fenómeno da eutrofização e sua relação com as cargas poluentes afluentes aos ecossistemas aquáticos. Faz-se uma revisão sumária da modelação ecológica e simulação em sistemas lacustres e, por fim, faz-se um levantamento das publicações, relatórios e outra informação disponível sobre as Lagoas de Quiaios.

Nos capítulos 3 e 4 apresentam-se os métodos de recolha, análise e processamento de dados. No capítulo 3 descrevem-se as campanhas de amostragem e procedimentos experimentais e a proveniência da informação que constitui a base de dados reunida. No capítulo 4 descreve-se a metodologia adoptada para processamento da informação contida na base de dados, incluindo os tratamentos de dados, análises estatísticas, modelação e simulação espacial e temporal.

Apoiados especialmente no modelo conceptual e matemático do sistema lacustre e nos modelos espaciais, no Capítulo 5 definem-se os limites da bacia drenante, descreve-se o comportamento hidrológico e hidrogeológico da Lagoa da Vela e efectua-se o balanço hídrico. O balanço de nutrientes e a influência dos factores externos, antropogénicos, é analisada no Capítulo 6, no qual são descritos os usos do solo, identificadas as fontes de poluição e apresentado um panorama geral da qualidade da água na bacia drenante da Lagoa da Vela. A estrutura e dinâmica do ecossistema lacustre é detalhada no Capítulo 7, incluindo uma descrição global das componentes bióticas e abióticas do ecossistema e das suas relações com o ambiente externo (clima e cargas poluentes).

No Capítulo 8 descreve-se a dinâmica geral do sistema constituído pela Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante e a evolução da eutrofização nas Lagoas de Quiaios; efectuando simulações que correspondem a diferentes cenários de intervenção nestes sistemas, apresenta-se um conjunto de medidas de gestão que se enquadrem numa perspectiva de desenvolvimento sustentado dos recursos hídricos regionais e nacionais. Inseridas na discussão final, refere-se, ainda, a necessidade de algumas linhas de investigação a desenvolver no futuro.

O Capítulo 9, o último, reúne as referências bibliográficas de toda a dissertação.

CAPÍTULO 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. LIMNOLOGIA

2.1.1. ASPECTOS GERAIS

Uma característica fundamental do nosso Planeta é a sua abundância em água. No entanto, mais de 97% da água que constitui a hidrosfera encontra-se depositada nos oceanos. A parte restante está quase totalmente armazenada nas calotes polares e nos aquíferos muito profundos. Quantidades muito pequenas ocorrem em ecossistemas de água doce, como rios e lagos, cobrindo apenas 1% da superfície total do Planeta (Gleick, 1993).

A água da chuva acumula-se ou circula à superfície do solo, constituindo as águas superficiais (rios, ribeiros e outros cursos de água, charcos, lagos, lagoas, albufeiras ou outras águas represadas). Outra parte infiltra-se no solo, ocupando os seus espaços vazios e/ou as fissuras do substrato rochoso, designando-se de água subterrânea aquela que se situa na zona de saturação, armazenada ou em circulação em aquíferos. Poços, fontes e outro tipo de ressurgências constituem afloramentos superficiais da zona de saturação (Bear e Verruijt, 1987).

Um sistema lacustre corresponde a uma depressão do terreno, onde a água fica temporariamente retida (sistema lântico). Apesar de grande parte do volume de água doce, no estado líquido, se encontrar distribuída por extensas e profundas bacias de vários grandes lagos, existe um elevado número de pequenos lagos e albufeiras distribuídos por todas as regiões do globo (Wetzel, 1993).

Os sistemas lacustres são estudados na área científica designada de Limnologia, um ramo da Ecologia que estuda as águas doces, interiores ou epicontinentais (Margalef, 1983).

2.1.2. RETROSPECTIVA HISTÓRICA

Dada a grande importância que os sistemas de águas doces e seus recursos desde sempre tiveram no desenvolvimento das civilizações, pode-se dizer que os prelúdios da Limnologia vêm da antiguidade (China, Egipto e México). Com a invenção do microscópio, no século XVII, abriram-se novos caminhos no estudo da biologia aquática: Leeuwenhoek, Swammerdam, Redi, Ehrenberg e Spallanzani, nos séculos XVII e XVIII, ofereceram descrições de diversas espécies de organismos aquáticos. No século XIX começam a produzir-se obras de taxonomia, que sistematizam a descrição

dos organismos e dão início aos estudos de distribuição geográfica e ecológica (Margalef, 1983).

F. A. Forel, um médico suíço que estudou o Lago Lemán nos meados do século passado, foi o primeiro cientista a utilizar o termo limnologia como referência ao estudo de lagos. Mas a descrição conceptual de um lago como ecossistema, no sentido estrito, foi efectuada pela primeira vez pelo naturalista S. A. Forbes, em 1887 (Cole, 1988; Goldman e Horne, 1983; Margalef, 1983; Barko *et al.*, 1977). Só nos meados do século XX foi introduzido um conceito mais alargado de ecossistema lacustre, referindo-se o papel funcional da bacia drenante e da interdependência de processos na dinâmica destes ecossistemas aquáticos (Barko *et al.*, 1977).

A limnologia é uma ciência relativamente recente, cuja constituição como ramo autónomo se situa por volta de 1870 (Margalef, 1983), tendo a *Societatis Internationalis Limnologiae*, fundada em 1922, desempenhado um papel fundamental no desenvolvimento desta ciência. Desde meados do século XIX, desenvolveram-se estudos limnológicos pioneiros, centrados nos Grandes Lagos da América do Norte e, paralelamente, um pouco por toda a Europa. A limnologia estende-se, também, ao resto do mundo; estudos limnológicos são conduzidos há muito no Oriente, nas regiões tropicais e na Austrália e Nova Zelândia (Cole, 1988; Goldman e Horne, 1983; Margalef, 1983). Após a Segunda Grande Guerra, a actividade limnológica teve um grande incremento. As crescentes preocupações com a poluição de rios, albufeiras e águas subterrâneas fizeram com que este ramo da ecologia se tenha desenvolvido de forma especialmente rápida nas últimas décadas (Margalef, 1994) - Figura 2.1.

2.1.3. TIPOS DE LAGOS

Existem tantos tipos de lagos, quantas a diversidade de origens, conjugada com a sua natureza geológica, a sua localização (latitude e altitude) e o grau de influência humana. Existem vários tipos de classificações dos sistemas lacustres, que não são mais que formas de sistematizar e conjugar dados de natureza diversa, como a morfologia, a química e a ecologia - Tabela 2.1. Todos os sistemas lacustres, grandes e pequenos, pouco ou muito profundos, seguem as mesmas leis base; mesmo um simples charco temporário encerra um microcosmo, no qual estão representadas as características fundamentais dos grandes lagos (Moss, 1988). No entanto, a diferença entre lagos profundos, estratificados e lagos pouco profundos, geralmente não estratificados, é normalmente reconhecida como resultando em diferentes características e dinamismos que estes dois subtipos de ecossistemas lacustres apresentam. Por exemplo, nos sistemas lacustres pouco profundos, a zona eufótica

corresponde a toda a coluna de água; nos lagos mais profundos, a zona afótica pode representar a parte mais importante do volume total de água (Goldman *et al.*, 1983).

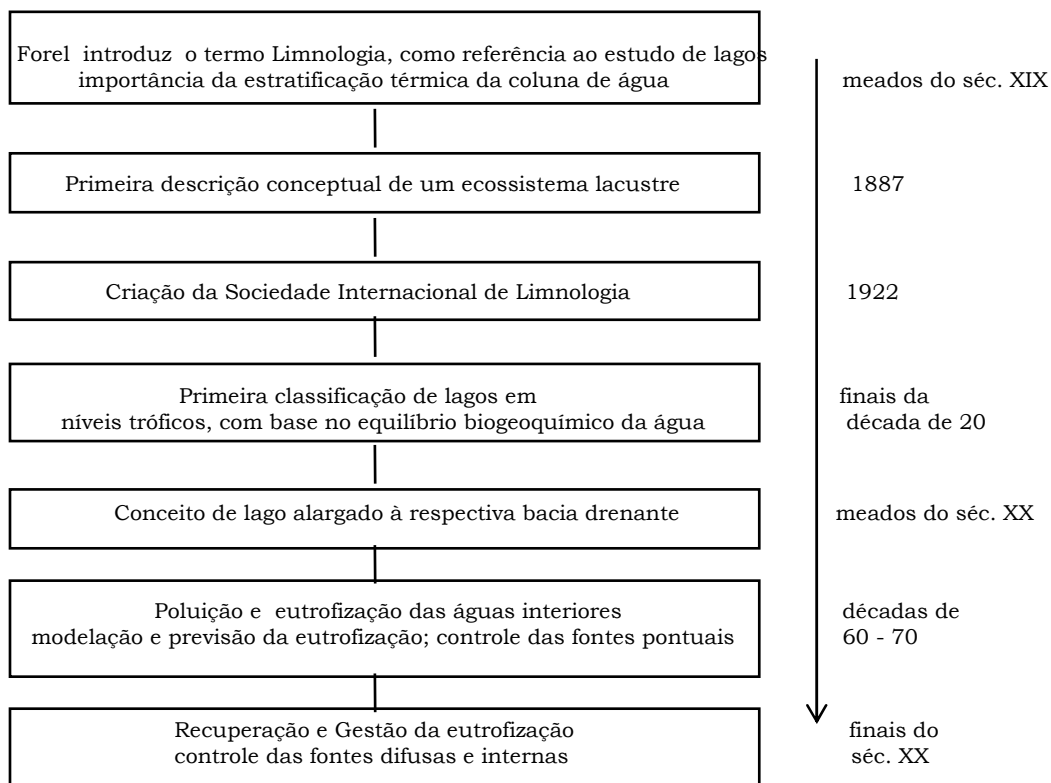


Figura 2.1 - Algumas importantes etapas históricas da Limnologia.

Tabela 2.1 - Tipos de lagos, segundo diversos critérios de classificação.

Critério	Tipos
localização geográfica, geologia e origem *	“Distritos de lagos”
morfologia profundidade	lagos profundos
	lagos pouco profundos
clima e morfologia estratificação **	lagos amícticos
	lagos monomícticos
	lagos dimícticos
	lagos oligomícticos
	lagos polimícticos
nutrientes e produtividade estado trófico	lagos oligotróficos
	lagos mesotróficos
	lagos eutróficos

segundo: * Margalef (1983); ** Wetzel (1993); Moss (1988); Margalef (1983).

Quanto à zonação das bacias lacustres, a zona pelágica, área contígua à zona litoral, profunda, com menos influência da margem e do sedimento, pode definir-se apenas em lagos suficientemente profundos, que exibam estratificação térmica, sendo caracterizada, em oposição à zona litoral que domina nos lagos pouco profundos, por temperaturas baixas, escassez de luz, sedimentos finos e ausência de vegetação (Wetzel, 1993; Cole, 1988; Goldman e Horne, 1983). A estratificação térmica e a frequência com que esta se interrompe têm estreita relação com a latitude e a altitude, permitindo classificar os sistemas lacustres em cinco tipos fundamentais (Tabela 2.1) e determinam o dinamismo e estruturação dos ecossistemas aquáticos. Um lago pequeno, pouco profundo, pode apresentar uma coluna de água relativamente uniforme, ao longo de todo o ano. Num outro mais profundo, significativas diferenças térmicas e químicas desenvolver-se-ão em profundidade.

Os lagos pouco profundos são geralmente polimícticos, pois devido à sua baixa profundidade, a actuação do vento sobre a superfície de água resulta, muitas vezes, em mistura interna e circulação contínua, com conseqüente ausência de estratificação térmica vertical e desenvolvimento de uma coluna de água relativamente homogênea (Wetzel, 1993).

A classificação dos sistemas aquáticos de acordo com o seu estado trófico, relacionada com o nível nutricional e a produtividade do ecossistema, constitui outro critério muito utilizado em limnologia (Wetzel, 1993). Após Weber ter introduzido, no início do século, os termos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico tendo em vista a classificação dos solos conforme o seu grau de fertilidade, Thienemann e Nauman, no final dos anos 20, estabeleceram as primeiras classificações de lagos em diferentes níveis tróficos. Só passadas algumas décadas, no final dos anos 60, por intermédio de Vollenweider, é que se procedeu às primeiras tentativas de sistematização da classificação dos lagos quanto ao seu estado trófico (Lander e Walhlgren, 1986). A eutrofização das águas interiores foi-se tornando o tema central da limnologia; a luta contra a eutrofização converteu-se numa das suas aplicações mais directas (Margalef, 1983).

2.2. EUTROFIZAÇÃO

2.2.1. DESCRIÇÃO GERAL DO PROCESSO

Devido à natureza côncava das bacias lacustres, há uma tendência compulsiva para o enchimento e obliteração progressiva dos lagos com sedimentos. O transporte de sedimentos é acompanhado da entrada de substâncias nutritivas, que

enriquecem o sistema e o vão tornando progressivamente mais produtivo.

O aumento da produtividade, por sua vez, vai contribuir para a aceleração do processo ontogénico, já que mais material vai sendo depositado no fundo. Assim, uma vez formados, nos sistemas lacustres inicia-se um processo natural de evolução, desenvolvimento e maturação, durante o qual o ecossistema aquático se vai transformando muito lentamente num pântano e, por fim, num ecossistema terrestre (Landner e Wahlgren, 1986; Sutton e Harmon, 1980). O processo de sucessão ecológica nos sistemas aquáticos é vulgarmente designado de eutrofização.

A evolução da eutrofização está intimamente associada ao estado nutritivo dos ecossistemas aquáticos. O termo eutrofia tem, aliás, o significado geral de “rico em nutrientes” (Jørgensen, 1994). Assim, os lagos muito profundos e muito transparentes, pobres em nutrientes e pouco férteis, são designados de oligotróficos. Por seu lado, os lagos menos profundos, com reduzida transparência, pois a grande riqueza em elementos nutritivos promove o desenvolvimento de densas comunidades fitoplanctónicas e de zonas litorais com grande profusão de macrófitas, são denominados de eutróficos. As águas mesotróficas correspondem aos ecossistemas em fase intermédia (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Principais etapas do processo de sucessão ecológica de sistemas aquáticos ou de eutrofização.

Fase evolutiva	Características dominantes
Oligotrofia	pobreza em nutrientes baixa produtividade, baixa biomassa matéria orgânica (m.o.) total reduzida elevada transparência
Mesotrofia	aumento progressivo do teor em nutrientes, da produtividade, biomassa e m.o. total e redução progressiva da transparência
Eutrofia	riqueza em nutrientes elevadas produtividade, biomassa e m.o. total baixa transparência

Cerca de 16 a 20 elementos químicos diferentes são necessários ao crescimento dos organismos fotossintéticos aquáticos. Entre estes, o fósforo e o azoto, apresentam-se, na maioria dos lagos, como um dos principais factores limitantes da produção primária. Vollenweider (1968) foi o primeiro a propor a existência de relações directas entre os valores de certos parâmetros fisico-químicos, especialmente as concentrações em fósforo e azoto inorgânicos, e a biomassa fitoplanctónica. O azoto e o

fósforo (e, em certos casos, a sílica) são considerados os nutrientes mais importantes em ecossistemas aquáticos, visto limitarem a taxa de crescimento e o tamanho máximo das populações de fitoplâncton (Thomann e Mueller, 1987; Bierman e Dolan, 1981). Deste modo, a determinação da razão N:P permite saber qual destes dois elementos é o nutriente limitante do sistema, fornecendo igualmente indicações sobre o estado trófico de um ecossistema aquático.

O fósforo foi, durante muito tempo, considerado o nutriente limitante nos sistemas lacustres, pois verificavam-se normalmente elevadas razões N:P na água, como é o caso da grande maioria dos lagos que fazem parte da lista de massas de água do Projecto Norte Americano da OCDE (Rast e Lee, 1978). Com a excessiva adição de nutrientes aos lagos, esta razão diminuiu, passando o azoto a constituir-se como o nutriente limitante em muitos sistemas lacustres (Jørgensen, 1994).

À medida que se verifica o enriquecimento da água em nutrientes, processa-se todo um conjunto de alterações químicas e biológicas, desempenhado o fitoplâncton um papel central, já que constitui normalmente a principal fonte de matéria e energia nas cadeias tróficas dos lagos. Muitos trabalhos foram dedicados à descrição da estrutura (composição taxonómica, abundância das populações e diversidade) e da dinâmica sazonal das comunidades fitoplanctónicas e às suas relações com as condições ambientais, em diversos sistemas aquáticos de água doce. O fitoplâncton de água doce é muito diverso e muitas das espécies encontram-se amplamente distribuídas, apesar de certas espécies tenderem a dominar com mais frequência em águas mais ou menos férteis (Capblancq e Catalan, 1994). Estudos recentes demonstram que a eutrofização afecta a estrutura e sazonalidade do fitoplâncton, a biomassa relativa dos principais grupos taxonómicos, o tamanho das populações e a diversidade específica, em diferentes tipos de lagos, por todo o mundo (Flores e Barone, 1994).

A comunidade fitoplanctónica nos lagos eutróficos é geralmente dominada por populações de cianofíceas, que formam florescências estivais. Especialmente os géneros *Microcystis*, *Aphanizomenon* e *Anabaena* podem apresentar estirpes tóxicas (Westhuizen *et al.*, 1986) e as suas florescências podem provocar alterações na estrutura trófica, devido à menor eficiência na transferência da produção primária aos níveis tróficos superiores (Kanopka e Klemer, 1989). A libertação de neuro e hepatotoxinas, potenciais causadoras de intoxicações letais ou bioacumulação nas cadeias tróficas, pode ter efeitos nocivos também na saúde humana, quer directamente por ingestão ou contacto com águas onde tenham ocorrido florescências tóxicas, quer indirectamente por ingestão de organismos intoxicados (Vasconcelos, 1990a).

Desde o século XIX que se descrevem efeitos potencialmente letais produzidos por cianobactérias; mortalidades observadas em populações de animais domésticos e selvagens (peixes, aves e gado), acumulação de toxinas em moluscos aquáticos e

numerosos efeitos sobre a saúde humana são resumidos por Vasconcelos (1995), Vasconcelos (1990a e 1990c) e Carmichael (1994). A ocorrência de florescências tóxicas é, em larga medida, imprevisível, o que as torna ainda mais perigosas. Entre outros factores, as condições ambientais influenciam grandemente a toxicidade das células de *Microcystis*, mas esta variação da toxicidade como resposta aos factores ambientais é difícil de explicar. Westhuizen *et al.* (1986) concluíram que variações da temperatura e do fluxo radiante resultam em alterações da toxicidade, devido a mudanças na composição dos peptídeos das toxinas de *Microcystis aeruginosa*.

Apesar do reconhecimento geral da importância fundamental dos organismos fitoplanctónicos na produção primária dos ecossistemas aquáticos, as macrófitas ou plantas aquáticas desempenham também um papel de relevo, por vezes dominante, na cadeia trófica e na dinâmica dos sistemas de água doce (Duarte *et al.*, 1994). A flora litoral de angiospérmicas submersas contribui significativamente para a produtividade, podendo regular o metabolismo geral em lagos pequenos e pouco profundos (Wetzel, 1993) e afectar significativamente os ciclos biogeoquímicos, dado ocuparem as zonas de interface e funcionarem como elementos de ligação entre o sedimento e a coluna de água e entre a terra e a massa de água (Duarte *et al.*, 1994). Nos lagos oligotróficos, dominados por espécies de pequenas dimensões (roseta), a presença de macrófitas enraizadas apesar de pouco afectar a penetração da luz, interfere com a disponibilidade de nutrientes. Os lagos eutróficos são dominados por abundantes angiospérmicas de significativa área foliar, que interferem consideravelmente com a penetração da luz. Alguns estudos apontam para a presença e abundância de macrófitas como *Potamogeton*, *Myriophyllum*, *Typha*, e *Nymphaea*, em lagos eutróficos (Schmider e Ottow, 1984). Tradicionalmente, as macrófitas foram consideradas como um importante refúgio para os invertebrados e como contribuintes para as cadeias detritívoras. Apesar de ser ainda escassa a informação quantitativa sobre o seu importante papel nas cadeias de herbivoria, sabe-se que a sua taxa de consumo poderá ser semelhante às das plantas terrestres e que tanto insectos, como crustáceos, peixes, aves e mamíferos se alimentam de macrófitas aquáticas (Duarte *et al.*, 1994). Contudo, densas comunidades de plantas aquáticas podem também induzir significativas oscilações diárias do pH e do oxigénio dissolvido (Engel, 1990b) e, deste modo, afectar toda a comunidade animal do ecossistema e provocar mortalidade de peixes e, até, de mamíferos (Odum, 1971).

As plantas aquáticas afectam os ciclos biogeoquímicos, reduzindo a difusão de nutrientes do sedimento para a coluna de água e a ressuspensão de partículas, pois estabilizam o sedimento. Por outro lado, contribuem para a libertação de nutrientes para a coluna de água, quer directamente durante o processo de crescimento, quer indirectamente através da senescências e morte dos tecidos no final da estação de

crescimento, da estimulação da actividade bacteriana e da indução de alterações físico-químicas junto ao sedimento (Duarte *et al.*, 1994).

À medida que se vão processando alterações na comunidade dos produtores primários aquáticos, ocorrem modificações na composição das restantes comunidades e na estrutura trófica. A concentração e características do alimento disponível definem os grupos zooplanctónicos dominantes, cujas populações se ajustam às condições existentes (Margalef, 1983). Assim, nos lagos oligotróficos as comunidades de produtores secundários são poucas densas e formadas por poucas espécies (uma ou duas espécies de Copepoda, Rotifera, Protozoa e, menos frequentemente, Cladocera) (Capblancq e Catalan, 1994). Uma água mais eutrófica, mais rica em fitoplâncton e especialmente em células de pequenas dimensões, favorece os cladóceros e rotíferos em detrimento dos copépodes, dominando os rotíferos apenas em condições muito eutróficas (Margalef, 1983).

Tal como as populações zooplanctónicas, nos lagos oligotróficos as comunidades bentónicas são relativamente simples (Capblancq e Catalan, 1994). Nas fases avançadas de eutrofização é frequente observar-se uma redução do número de quironómídeos e outros organismos bentónicos, paralelamente ao aumento do número de oligoquetas e da biomassa bentónica (Wetzel, 1993). A eutrofização interfere com a oxigenização da água, afectando profundamente a comunidade piscícola, na qual se processam substituições das espécies autóctones mais sensíveis, como a truta e o salmão, por espécies exóticas e detritívoras, como a perca e a lampreia (Margalef, 1983; Rast e Lee, 1978). Do mesmo modo, os restantes níveis da cadeia trófica (*i.e.* insectos, anfíbios, aves aquáticas e mamíferos e até mesmo o Homem) estão sujeitos às alterações induzidas pela evolução do estado trófico dos ecossistemas aquáticos.

Para além do significado ecológico mais vasto, a eutrofização é um conceito normalmente utilizado para descrever as suas consequências. As consequências da eutrofização são facilmente detectáveis: crescimento luxuriante de plantas aquáticas superiores e aparecimento de tapetes de microalgas, por vezes tóxicas. Para além do efeito nefasto da desoxigenação do meio devido à decomposição das florescências e da produção de substâncias como ácido sulfídrico e hidroxilamina (Vasconcelos, 1995), que provocam maus odores e podem tornar a água num meio letal para os peixes, podendo ocorrer libertação de endotoxinas quando as florescências fitoplanctónicas são dominadas por cianobactérias - Tabela 2.3.

Todos estes factos se traduzem na diminuição da qualidade da água e interferem com os usos humanos dos recursos aquáticos afectados, como sejam os económicos e estéticos, tornando a natação e os desportos aquáticos menos seguros (Jørgensen, 1994; Jørgensen, 1988; Thomann e Mueller, 1987; Landner e Wahlgren, 1986; Niemi, 1986b; Vallentyne, 1974). Diversos problemas que surgem ao nível dos

processos de tratamento de águas eutrofizadas destinadas ao abastecimento, sobrecarregam os custos associados (Monteiro e Gouveia, 1997; O.C.D.E., 1982). Como os métodos convencionais apresentam muito baixa eficiência na remoção de biotoxinas, apenas a aplicação de técnicas sofisticadas, como a ozonólise e a degradação fotocatalítica, podem remover cianotoxinas da água (Feitz *et al.*, 1999) (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 - Fenómenos mais comuns associados à eutrofização de sistemas de água doce.

Florescências de microalgas	Crescimento luxuriante de plantas aquáticas
redução da transparência da água	
decaimento e decomposição das algas	
redução Oxigénio Dissolvido junto fundo	
sabores e odores desagradáveis	oscilações diárias do Oxigénio Dissolvido
toxicidade	morte de peixes
efeitos saúde pública e animais domésticos	interferência na navegação, usos recreativos e estético da água
colmatagem de filtros no sistemas de abastecimento de água	
interferência com usos económicos, recreativos e estético da água	

2.2.2. INDICADORES DO ESTADO TRÓFICO

O estado trófico dos sistemas de água doce pode ser caracterizado por um conjunto de variáveis limnológicas. As concentrações de fósforo e de clorofila *a*, a profundidade de visão do disco de Secchi e o teor de oxigénio na camada hipolímica são os indicadores mais utilizados. A estrutura e biomassa fitoplanctónicas deverão ser os indicadores mais úteis do estado trófico de uma massa de água, pois dependem directamente da qualidade e quantidade dos nutrientes disponíveis (Ravera, 1983). As classificações mais comuns incluem apenas os três níveis tróficos principais (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico); outras consideram uma gama mais vasta de estados tróficos, desde ultra oligotrófico a distrófico. A título de exemplo, apresenta-se o sistema de classificação desenvolvido pela O.C.D.E., que inclui a divisão em cinco níveis tróficos, aplicável aos sistemas lacustres das regiões temperadas (Tabela 2.4). Noutras perspectivas, os níveis tróficos podem ser descritos por variáveis de natureza qualitativa, que possibilitam uma estimativa geral adequada dos diferentes estados

tróficos, como a proposta por Gleick (1993). Outras classificações quantitativas são mais alargadas, permitindo enquadrar o estado trófico de acordo com características fundamentais como a produtividade primária média, a quantidade de carbono orgânico total, a saturação em oxigénio dissolvido, a concentração em N total, a densidade e biomassa fitoplanctónicas e o coeficiente de extinção da luz. Outra informação de natureza semi-quantitativa, como sejam os indicadores relativos à composição das comunidades (*e.g.* fitoplâncton, a dominância de cianofíceas, zooplâncton, macrófitas e mesmo peixes) pode constituir um elemento importante na descrição do estado trófico, como sugerido por Vasconcelos (1995), Capblancq e Catalan (1994), Flores e Barone (1994), Schmider e Ottow (1984), Margalef (1983), Wetzel (1993), Galhano (1987) e Likens (1975).

Há ainda a referir o índice numérico para classificação do estado trófico (TSI), desenvolvido por Carlson (1977), baseado nos teores em Clorofila *a*, fósforo dissolvido e profundidade de visão do disco de Secchi, cujos valores se situam entre 0 e 100, limites, respectivamente, dos estados ultraoligotrófico e hipertrófico.

Os índices de estado trófico são úteis para obter uma ideia geral do provável estado de eutrofização de um lago. Contudo, as estratégias de controle da eutrofização devem ser baseadas em informação científica mais fidedigna, como as relações entre as cargas de fósforo e as concentrações de fósforo e de clorofila (Ravera, 1983). Recentemente, Aoki (1997) propõe o uso de diversos índices para descrever o processo de maturação dos sistemas lacustres e Harig e Bain (1998) o uso de indicadores multimétricos de integridade biológica, para avaliar as perturbações e propor medidas de recuperação de lagos.

Tabela 2.4 - Caracterização quantitativa do nível trófico de lagos e reservatórios de água doce.

Indicadores	Estado trófico				
	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipertrófico
P total (média anual em mg/m ³)	≤ 4,0	≤ 10,0	10 - 35	35 - 100	≥100
Clorofila <i>a</i> média anual (mg/m ³)	≤ 1,0	≤ 2,5	2,5 - 8	8 - 25	≥ 25
Clorofila <i>a</i> máxima (mg/m ³)	≤ 2,5	≤ 8,0	8 - 25	25 - 75	≥ 75
Profundidade de visão do Disco Secchi média anual (m)	≥ 12,0	≥ 6,0	6 - 3	3 - 1,5	≤ 1,5
Profundidade de visão do Disco Secchi mínima (m)	≥ 6,0	≥ 3,0	3 - 1,5	1,5 - 0,7	≤ 0,7

(adaptado de O.C.D.E., 1982)

2.2.3. SITUAÇÃO MUNDIAL E NACIONAL

Existem, na literatura, numerosas descrições sobre a eutrofização de ecossistemas aquáticos (por exemplo, Jørgensen, 1994; Wetzel, 1993; Brock, 1985; Ravera, 1984). Muitos lagos e outros reservatórios de água doce são classificados como eutróficos, nomeadamente muitos dos grandes lagos de África, Ásia, América do Norte e Europa (Gleick, 1993), muitos dos lagos nórdicos e alpinos, dos lagos pouco profundos europeus, que fazem parte da lista de massas de água do Projecto da O.C.D.E. (O.C.D.E., 1982), e a grande maioria dos lagos pouco profundos norte americanos (Rast e Lee, 1978) .

Em Portugal, tem-se assistido à rápida evolução do estado trófico de muitos sistemas aquáticos, traduzida na ocorrência de florescências de cianobactérias. A ocorrência de cianobactérias em águas doces portuguesas é referida desde as primeiras décadas do século XX, mas só recentemente trabalhos de carácter sistemático e/ou ecológico têm sido publicados (Vasconcelos, 1995). Um pouco por todo o país, em lagoas naturais, albufeiras e rios, desde o Rio Minho e as albufeiras do Douro, passando pelas lagoas da região da Figueira da Foz, o Rio Tejo, as albufeiras e rios do Sul do país, até às lagoas dos Açores, florescências e por vezes mesmo formação e acumulação de massas superficiais de cianobactérias, dominadas em geral por populações de *Microcystis aeruginosa*, têm sido registadas nas últimas décadas (Almeida *et al.*, 1997; Cerqueira *et al.*, 1997; Coimbra *et al.*, 1997; Ferreirinha *et al.*, 1997; Rodrigues *et al.*, 1997; Vasconcelos, 1995; Barros, 1994; Rodrigues *et al.*, 1993; Oliveira e Monteiro, 1992; Oliveira, 1991; Rodrigues *et al.*, 1991; Santos *et al.*, 1991a, 1991b, 1991c; Vasconcelos, 1990a, 1990b; Branco e Guimarães, 1988; Oliveira, 1987; Branco, 1986; Cabeçadas *et al.*, 1986).

2.2.4. CAUSAS DA EUTROFIZAÇÃO

O processo de eutrofização, que naturalmente ocorre a um ritmo muito lento, está, em muitos casos, a ser acelerado por efeito de uma diversidade de actividades humanas (Thomann e Mueller, 1987). A descarga de águas residuais, o escoamento difuso e, ainda, a deposição atmosférica das emissões industriais são apontados como os factores mais importantes da eutrofização provocada pelo Homem (Margalef, 1983). Desde a década de 60 que se tornou óbvio que um vasto número de sistemas lacustres, particularmente os localizados em países industrializados, se tornaram progressivamente mais férteis, como resultado da adição de nutrientes originados pelas actividades antropogénicas (O.C.D.E., 1982). O termo eutrofização

tem vindo, assim, a ser crescentemente utilizado no sentido da adição artificial de nutrientes às massas de água, sobretudo azoto e fósforo (Jørgensen, 1994; Jørgensen, 1988), havendo mesmo quem diferencie a eutrofização acelerada, induzida pelas acções antropogénicas, designando-a de “eutrofização cultural”, em oposição ao termo “eutrofização” que designa o lento processo natural de evolução dos sistemas aquáticos (Ravera, 1983).

Por todo o mundo a eutrofização de lagos aumentou rapidamente durante as últimas décadas, devido à expansão demográfica, ao desenvolvimento industrial e da urbanização e consequente aumento da descarga de nutrientes per capita.

A exploração agrícola da terra intensificou-se e a produção de fertilizantes cresceu exponencialmente durante o século XX (Kawashima *et al.*, 1996).

As fontes de nutrientes que determinam as concentrações destes constituintes nas massas de água resultam da contribuição directa da atmosfera e do escoamento proveniente da bacia de drenagem. Distinguem-se, geralmente, as fontes de poluição em pontuais e difusas. As fontes pontuais são dominadas pelos efluentes das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR's) e por descargas industriais e domésticas não tratadas, enquanto as fontes difusas dominantes são a lixiviação das terras agrícolas e as áreas de habitação não servidas por redes de esgotos (Lijklema *et al.*, 1993). A importância relativa da poluição de origem pontual e de origem difusa é bastante variável, dependendo das características de cada região, existindo enormes diferenças entre os países desenvolvidos e em vias de desenvolvimento (Lijklema *et al.*, 1993). Nos chamados países ocidentais, servidos, em geral, por redes colectoras e estações de tratamento de águas residuais, as fontes pontuais estão razoavelmente controladas; os obstáculos à implementação de sistemas de controle eficientes são de ordem económica, apesar dos custos da poluição ultrapassarem frequentemente os custos de uma gestão adequada.

Nestas regiões, o papel da poluição difusa, especialmente a de origem agrícola, tem vindo gradualmente a tornar-se na principal fonte de cargas nutrientes para os corpos de água (Lijklema *et al.*, 1993; Chesters e Schierow, 1985; Myers *et al.*, 1985). Para além das dificuldades inerentes à natureza dispersa das fontes difusas, o controle destas fontes é ainda mais complexo como consequência da organização administrativa e política relacionada com a ocupação e usos do solo.

No chamado terceiro mundo, cerca de dois biliões de pessoas vivem sem sistemas de saneamento básico e a maioria em zonas rurais. Originado por fontes pontuais ou difusas, a poluição de origem doméstica domina as cargas de nutrientes afluentes aos sistemas aquáticos nos países em vias de desenvolvimento, já que, por contraste com os países desenvolvidos, o baixo nível de aplicação de fertilizantes na agricultura restringe a sua exportação a partir das terras aráveis (Lijklema *et al.*, 1993).

São várias as fontes que originam a poluição difusa e que contribuem para a adição excessiva de nutrientes aos ecossistemas lacustres, sendo as mais significativas o escoamento das zonas urbanas, a aplicação de fertilizantes e adubos nos terrenos agrícolas, a exploração pecuária, as fossas sépticas, a erosão e a deposição atmosférica (Thomann e Mueller, 1987; Chesters e Schierow, 1985; Myers *et al.*, 1985; O.C.D.E., 1982). As taxas de exportação de nutrientes, *i.e.*, a quantidade transportada para os lagos por unidade de área e por ano, aumentam com o tipo e a intensidade de utilização do solo (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Taxas de exportação de fósforo e azoto pelas fontes difusas nas bacias de drenagem.

	Taxas de exportação	
	Fósforo (g P/m ² .ano)	Azoto (g N/m ² .ano)
Usos do solo		
urbano	0,01 - 1	0,1 - 2
rural/agrícola	0,002 - 0,5	0,05 - 8,0
florestal	0,001 - 0,09	0,07 - 1,5
zonas húmidas	≅ 0	≅ 0
Atmosfera		
Precipitação	0,04 - 0,1	0,5 - 5,2
deposição seca	0,008 - 2 0,08	0,8 1,6

segundo: Lijklema *et al.* (1993); Sharpley e Smith (1990); Juergens-Gschwind (1989); Rekolainen (1989); Thomann e Mueller (1987); Castro (1986); Ritter (1986); Rast e Lee (1978).

O transporte de nutrientes nas águas superficiais e subterrâneas é uma consequência directa do ciclo hidrológico, pois é através do escoamento superficial e dos processos de percolação da água no solo e subsolo que essas substâncias atingem os aquíferos, lagos, lagoas, estuários e lagunas costeiras. A crescente utilização de fertilizantes em muito contribuiu para acelerar os processos de arrastamento de nutrientes para os ecossistemas aquáticos (Line *et al.*, 1998; Williams *et al.*, 1998; Baker, 1990; Chesters e Schierow, 1985; Myers *et al.*, 1985), resultando em contaminação de aquíferos e eutrofização de águas superficiais.

Devido à significativa carga de nutrientes de origem externa que atinge anualmente as massas de água, estas vão ficando mais ricas e mais produtivas. Com o desenvolvimento do processo ontogénico nos lagos, mais matéria orgânica é depositada no fundo e mais significativas se tornam, por sua vez, as cargas internas provenientes do sedimento, que, em última análise, são o resultado das elevadas e contínuas cargas

externas. Com o avançar do estado trófico e a crescente dominância das populações de cianofíceas, também aumenta a fixação de N atmosférico, podendo atingir valores da ordem dos 10 g/m².ano (Lijklema *et al.*, 1993).

2.2.5. CONTROLO DA EUTROFIZAÇÃO

Existem, basicamente, dois tipos de medidas para reduzir a eutrofização: mitigar os efeitos adversos e intercepção ou manipulação dos fluxos de nutrientes antes destes atingirem os corpos de água.

O controle da eutrofização foi, durante muitos anos, encarado como um simples combate aos efeitos externos do problema, como seja o uso de algicidas para reduzir as massas algais e, nomeadamente, do cobre para combater a dominância de cianobactérias (Tabela 2.6). Estes métodos de controlo, se bem que baratos e eficientes a curto-prazo, apenas resultam numa melhoria imediata da qualidade da água, não traduzindo qualquer efeito de longo-prazo sobre o processo eutrófico (Bratli, 1994). Tornam-se progressivamente menos efectivos, na redução das florescências em lagos pouco profundos, e mais dispendiosos com o passar do tempo, especialmente em lagos largamente dominados por macrófitas de ciclo sazonal (Welch e Schriever, 1994).

A biomanipulação, ou seja a manipulação das cadeias tróficas (Tabela 2.6), tem por objectivo restabelecer uma condição desejada na qualidade dos lagos e é uma técnica que tem vindo a ganhar grande importância na redução das florescências fitoplanctónicas em lagos eutróficos (Post *et al.*, 1997; Gulati, 1995a, 1995b, 1995c; Bratli, 1994; Carvalho, 1994; Meijer *et al.*, 1994; Moss *et al.*, 1994; Phillips *et al.*, 1994; Prejs *et al.*, 1994; Kazprzak *et al.*, 1993; Liere e Gulati, 1992; Kazprzak *et al.*, 1988; Ravera, 1981). Contudo as desejáveis alterações nem sempre se têm observado (Berg *et al.*, 1994; Meijer *et al.*, 1994; Nielsen, 1994; Threlkeld, 1994).

Este tipo de medidas, baseadas nas interações bióticas, com as quais se pretende efectuar um controle a partir do topo ou cimo da cadeia trófica (predadores carnívoros) para a sua base (produtores fitoplanctónicos) é conhecida na literatura da especialidade por “*top-down control*”, em oposição ao controle centrado na competição do fitoplâncton por recursos nutrientes limitados, através do controle da concentração de nutrientes na água - “*bottowm-up control*”. Os estudos das interações na cadeia trófica, e destas com os nutrientes, assumem grande importância, fornecendo indicações fundamentais para o sucesso das medidas de controle (McPeck, 1998; Murdoch *et al.*, 1998; Goldwasser e Roughgarden, 1997; Jones *et al.*, 1997; Persson, 1997; Schmitz, 1997; Vanni e Layne, 1997; Vanni *et al.*, 1997; Wilbur, 1997; Cottingham e Knight, 1995; Urabe *et al.*, 1995; Berg *et al.*, 1994; Garnier e Billen,

1994; Hanson e Butler, 1994; Lauridsen *et al.*, 1994; Trelkeld, 1994; Seip e Snipen, 1993; Henning *et al.*, 1991; Oude e Gulati, 1988; Tátrai, 1988).

A colheita de macrófitas é praticada desde há muito, para posterior utilização, sobretudo, como adubo para as terras de cultivo. As plantas aquáticas são consideradas um importante factor de controlo dos nutrientes nos lagos. A manipulação de macrófitas aquáticas tem sido, por isso, utilizada no controlo da eutrofização (Hosoi *et al.*, 1998; Kufel e Ozimek, 1994; Welch *et al.*, 1994; Engel, 1990a; Engel, 1988; Ravera, 1981) (Tabela 2.6). Engel (1990b) procede a uma revisão sobre as respostas dos lagos ao crescimento e controlo das macrófitas submersas. A remoção de sedimento do fundo dos lagos, rico em matéria orgânica e nutrientes, é também utilizada no controlo da eutrofização. A aplicação de ferro e alumínio e o arrejamento de fundo, para precipitação do fósforo, e a indução de maiores taxas de renovação da água são outras das medidas utilizadas no controlo da eutrofização (Rydin e Welch, 1998; Perakis *et al.*, 1994; Jaeger, 1994; Ravera, 1990; Ravera, 1984; Ravera, 1981).

Tabela 2.6 - Principais tipos de medidas de controlo da eutrofização em lagos.

Medidas internas	Medidas externas
redução das florescências	
algicidas (cobre, alumínio)	redução das cargas afluentes
floculantes	controlo das fontes pontuais e implementação de sistemas de saneamento em áreas rurais
biomanipulação	
colheita de macrófitas	aplicação de Códigos de Boas Práticas Agrícolas
redução das cargas internas	aplicação da ecotecnologia (criação de zonas húmidas)
aplicação de ferro e alumínio para precipitação do fósforo	
remoção de sedimento	
arrejamento de fundo	
maior taxa de renovação da água	

Apesar do crescente aumento da população, o esforço de redução das cargas externas de nutrientes, especialmente no que se refere ao controlo das fontes pontuais domésticas, tem constituído um importante factor de redução da pressão nutritiva exercida sobre muitos lagos, especialmente nas áreas urbanas dos países do mundo ocidental, onde as redes de saneamento básico e o tratamento de efluentes estão mais generalizados. A limitação da concentração de fósforo nos detergentes é um dos factores que tem contribuído para a redução das cargas deste nutriente nos efluentes (Drenner *et al.*, 1997). Nos chamados países em vias de desenvolvimento,

o controle da poluição pontual urbana está longe de ser satisfatório, o mesmo se verificando, de um modo geral, no que se refere ao controle da poluição doméstica rural, resultante do povoamento disperso (Lijklema, 1994).

Quanto às fontes de poluição difusa, constituem limitações, em muitos casos decisivas, da melhoria da qualidade da água nos lagos. A associação quase inequívoca ao povoamento disperso agrava a contaminação da água nas bacias de ocupação agrícola, pois as fossas sépticas e as instalações de produção animal são consideradas significativas fontes de geração de fósforo e azoto. Códigos de Boas Práticas Agrícolas (“BMP - Best Management Practices”) são já largamente aplicados em países da Europa e nos E.U.A., no sentido de racionalizar e otimizar o uso de fertilizantes químicos e minimizar os custos da poluição. Apesar da implementação de Boas Práticas Agrícolas ter já demonstrado, nalguns casos, ter efeitos positivos na qualidade da água (Cook *et al.*, 1996), esses resultados nem sempre são evidentes ou pelo menos imediatos (Meals, 1996 e Clausen e Meals, 1989). Em Portugal foi recentemente publicado o Códigos de Boas Práticas Agrícolas, para protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola (M.A.D.R.P., 1997) (Tabela 2.6).

Uma técnica que recentemente ganhou projecção internacional, designada por ecotecnologia (um tipo específico de técnica ecológica de recuperação de ecossistemas), tem como objectivo reduzir a entrada de poluentes, sobretudo de origem difusa, nos ecossistemas aquáticos, através da criação de zonas húmidas, com plantas aquáticas (Tabela 2.6). Esta técnica, de fundamentação ecológica (Straškraba, 1996), baseada na capacidade das plantas aquáticas em assimilar e armazenar nutrientes e poluentes diversos, pode ser utilizada no controlo e recuperação de ecossistemas eutrofizados. A sua utilização para tratamento de águas residuais ou escoamento difuso, revelou que podem reduzir as cargas de azoto e fósforo inorgânicos (Chu *et al.*, 1998; Mandi *et al.*, 1998; Steen *et al.*, 1998; Vermaat e Hnif, 1998; Cook *et al.*, 1996; Lijklema *et al.*, 1993; Busnardo *et al.*, 1992; Yan e Zhang, 1992). Drenner *et al.* (1997) utilizaram com sucesso um método ecológico de tratamento, que consiste na remoção de fósforo e azoto de águas poluídas, utilizando peixes e perifiton.

Contudo, o desfazamento temporal entre a aplicação de medidas de controle da eutrofização e a observação dos respectivos efeitos sobre a qualidade da água, pode levar vários anos ou ser aparentemente pouco eficiente, dependendo das características do sistema e das medidas aplicadas (Donk e Gulati, 1995; Andersen, 1994; Bratli, 1994; Liere e Gulati, 1992; Perrow *et al.*, 1994; Welch *et al.*, 1992; Varis, 1989; Ravera, 1981). Os efeitos e sinais da eutrofização só se tornam aparentes após terem ocorrido mudanças de difícil reversibilidade, pelo que os sistemas aquáticos mostram tendência para exibirem estados de equilíbrio dentro de um determinado intervalo de teores de nutrientes (Scheffer, 1991; Scheffer, 1990).

Em lagos pouco profundos, fortemente influenciados pelo sedimento, o balanço das trocas de nutrientes entre o fundo e a coluna de água pode ser francamente positivo. A existência de significativas cargas internas, que persistem após a redução das fontes externas, dificulta a tarefa de restauração da qualidade da água (Bratli, 1994; Molen e Boers, 1994; Lijklema *et al.*, 1993; Welch *et al.*, 1988). A biomanipulação, como medida adicional, pode ter resultados significativos (Scheffer, 1990).

2.2.6. ENQUADRAMENTO LEGISLATIVO

Nos direitos nacional e comunitário existem alguns documentos destinados a regular e proteger a qualidade dos recursos hídricos (Tabela 2.7), mas não existe legislação específica para monitorização e controle da eutrofização. Recentemente, no direito nacional, o Decreto-Lei nº 263/98, de 1 de Agosto, que revoga o Decreto-Lei nº 74/90, de 7 de Março, introduz alguns aspectos relacionados com o controle da eutrofização. Nomeadamente no seu Anexo X, relativo à qualidade das águas doces para fins aquícolas - águas piscícolas, são referidas as concentrações de 0,2 e 0,4 mg PO₄/L (que correspondem a 0,065 e 0,130 mg P/L), como valores limite da concentração de fósforo total, respectivamente em águas de salmonídeos e de ciprinídeos, considerados como “valores indicativos que permitam reduzir a eutrofização”. Contudo, estes valores são mais elevados que o limite máximo de fósforo total em águas classificadas como mesotróficas e eutróficas, respectivamente, pela O.C.D.E (1982). Quanto aos valores guia de nitratos e fosfatos nas águas doces superficiais destinadas ao consumo humano (Anexo I), relativamente aos quais a presente legislação em nada altera o anteriormente estabelecido pelo Decreto-Lei nº 74/90, os Valores Máximos Recomendáveis (VMR: 0,4 e 0,7 mg P₂O₅/L, que correspondem a 0,087 e 0,153 mg P/L, respectivamente, para as águas dos tipos A1 e A2/A3), são também mais elevados que os respectivos limites máximos em águas classificadas como mesotróficas e eutróficas. E ainda acrescenta, o Anexo I, que “... estes limites podem ser excedidos em lagos de pouca profundidade e baixa taxa de renovação”. O Anexo XV, relativo à qualidade das águas balneares, estabelece que os parâmetros nitratos e fosfatos “... devem ser verificados pelas autoridades competentes sempre que haja tendência para a eutrofização das águas”. Não há qualquer referência ao controlo de parâmetros relativos à avaliação do fitoplâncton, nem mesmo à concentração em Clorofila *a*, ou à presença de fitotoxinas em águas doces. Apenas são estabelecidos VMA de PSP (toxina paralisante), DSP (toxina diarreica) e ASP (toxina amnésica), no caso das águas do litoral ou salobras para fins aquícolas - águas conquícolas (Anexo XIII).

A recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático é regulamentada pelo Decreto-Lei nº 152/97, de 19 de Junho, que transcreve para o direito interno a Directiva nº 91/271/CEE, de 21 de Maio de 1991. Este documento estabelece normas específicas de descarga em zonas sensíveis, considerando-se como tal, nomeadamente, os “Lagos naturais de água doce ... que se revelem eutróficos ou susceptíveis de se tornarem eutróficos num futuro próximo, se não forem tomadas medidas de protecção“. As Lagoas das Braças e da Vela vêm referidas na Lista de identificação de Zonas sensíveis portuguesas - Águas doces superficiais e estuários (Anexo II, do Decreto-Lei nº 152/97).

Os restantes documentos do direito nacional no domínio da qualidade da água (Tabela 2.7) visam, essencialmente, regulamentar as actividades nas áreas envolventes das albufeiras, com vista à protecção da qualidade para abastecimento público. Muito recentemente foi publicado novo documento legal, que poderá vir a ter efeitos muito significativos sobre a qualidade das águas subterrâneas e superficiais, no que se refere à contaminação de origem agrícola - Código de Boas Práticas Agrícolas (M.A.D.R.P., 1997).

As directivas comunitárias referidas abrangem um conjunto vasto de critérios de qualidade da água, protecção e controle dos recursos hídricos, em grande parte já transcritos para o direito nacional (Correia, 1998) (Tabela 2.7).

Tabela 2.7 - Quadro legislativo no domínio da qualidade da água
(Direito Nacional e comunitário).

Direito Nacional	Direito comunitário
Decreto-Lei nº502/71	Directivas 75/449/CC 76/160/CEE
Decreto Regulamentar nº2/88 alterado pelo Decreto-Lei nº37/91	79/923/CEE 80/778/CEE 91/271/CEE
Decreto- Lei 74/90 revogado pelo Decreto-Lei nº 263/98	91/676/CEE 96/61/CEE
Decreto- Lei 152/97	Tratado da E.U.
Código Boas Práticas Agrícolas (1997)	

2.3. MODELAÇÃO ECOLÓGICA EM LIMNOLOGIA

2.3.1. RETROSPECTIVA HISTÓRICA

Os modelos matemáticos têm sido tradicionalmente utilizados como método de investigação em vários ramos da ciência, especialmente na química e na física, com o objectivo de sintetizar o conhecimento existente ou de investigar fenómenos que ocorrem num dado sistema e para cálculo quantitativo e preditivo (Niemi, 1986a). Nos anos recentes, a análise de sistemas estimulou o desenvolvimento de modelos matemáticos em limnologia e ciências afins. O comportamento físico, químico e ecológico das águas superficiais represadas tem constituído o assunto da investigação científica ao longo da história da limnologia. No entanto, só nas últimas duas-três décadas, foi possível desenvolver meios que possibilitam a previsão quantitativa das respostas que os lagos e albufeiras dão a certos estímulos exteriores. A modelação ecológica em limnologia constitui uma área científica que, apesar de recente, tem observado um rápido crescimento. O acesso a computadores cada vez mais rápidos e a preços mais acessíveis, o crescente interesse por abordagens ecológicas mais quantitativas e a necessidade urgente de uma gestão ambiental adequada, justificam o desenvolvimento observado.

Para Jørgensen (1995), a história da modelação ecológica pode ser resumida em cinco gerações de modelos (Figura 2.2). Os primeiros modelos foram desenvolvidos na década de 20, como o balanço de oxigénio em rios (modelo de Streeter-Phelps) e as relações predador-presa (modelo de Lotka-Volterra). Nas décadas de 50 e 60 novos avanços foram dados na modelação da dinâmica de populações. Surgem, também neste período, modelos mais complexos para rios, que no seu conjunto constituem a designada segunda geração de modelos.

Na década de 70, surge a terceira geração de modelos, generalizando-se a utilização da modelação ecológica como ferramenta de gestão ambiental. A ecologia tomou entretanto um rumo mais quantitativo, o que assumiu importância muito considerável na qualidade dos modelos ecológicos. Entre os meados das décadas de 70 e 80, os modelos caracterizaram-se por terem uma base ecológica relativamente sólida e apostarem no realismo e simplicidade. Pode considerar-se esta fase como a quarta geração de modelos. Muitos destes, fundamentados em conhecimento ecológico consistente e apoiados em bases de dados de boa qualidade, foram validados durante este período. Nalguns casos foi até possível validar os prognósticos, constituindo estes modelos poderosas ferramentas na compreensão do comportamento dos ecossistemas, no desenvolvimento de tarefas de pesquisa e no apoio à gestão ambiental.

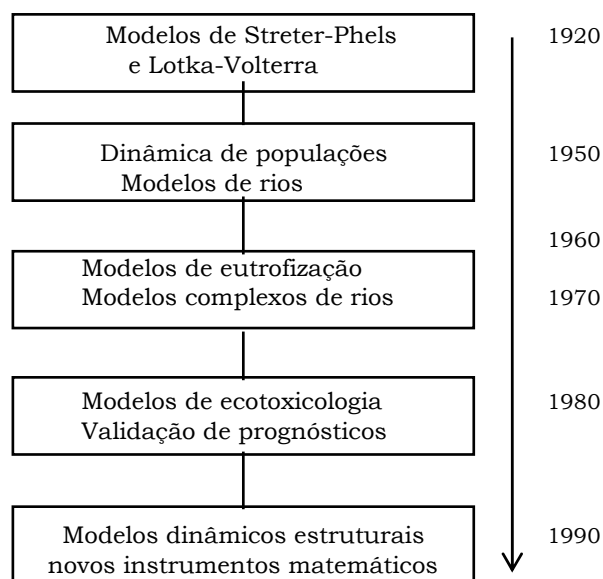


Figura 2.2 - Principais etapas históricas da modelação ecológica (adaptado de Jørgensen, 1995).

Na década de 70, surge a terceira geração de modelos, generalizando-se a utilização da modelação ecológica como ferramenta de gestão ambiental. A ecologia tomou entretanto um rumo mais quantitativo, o que assumiu importância muito considerável na qualidade dos modelos ecológicos. Entre os meados das décadas de 70 e 80, os modelos caracterizaram-se por terem uma base ecológica relativamente sólida e apostarem no realismo e simplicidade. Pode considerar-se esta fase como a quarta geração de modelos. Muitos destes, fundamentados em conhecimento ecológico consistente e apoiados em bases de dados de boa qualidade, foram validados durante este período. Nalguns casos foi até possível validar os prognósticos, constituindo estes modelos poderosas ferramentas na compreensão do comportamento dos ecossistemas, no desenvolvimento de tarefas de pesquisa e no apoio à gestão ambiental.

Contudo, começou a tornar-se evidente a rigidez da estrutura dos modelos relativamente à flexibilidade característica dos ecossistemas e algum criticismo começa surgir no que respeita à capacidade preditiva, à validade e à generalidade dos modelos ecológicos. Na última década do século XX, um novo tipo de modelos começou a tomar forma. A exploração do conceito termodinâmico de exergia aplicado às mudanças estruturais dos ecossistemas, as técnicas orientadas para os objectos, os automatismos celulares, as redes neurais artificiais e as abordagens espaciais, são algumas das tónicas principais deste mais recente período da modelação ecológica.

2.3.2. ESTADO DE CONHECIMENTOS DA MODELAÇÃO MATEMÁTICA EM LIMNOLOGIA

A modelação ecológica em limnologia cobre um largo espectro de modelos, desde os modelos de dinâmica de populações aos de balanço de oxigénio em rios e lagos, e dos modelos de eutrofização aos modelos de substâncias tóxicas em ecossistemas de água doce. A tabela 2.8 resume os tipos de ecossistemas aquáticos que têm sido modelados, com referência ao respectivo esforço de modelação. A tabela 2.9 revê os principais tipos de problemas ambientais que têm sido modelados em ecossistemas aquáticos, até ao presente, usando a mesma escala de indicação do esforço de modelação.

Os modelos de eutrofização representam, provavelmente, o tipo de modelos ecológicos que mais atenção e esforço têm merecido durante as últimas décadas, representando, segundo Jørgensen (1994), o estado-de-arte em modelação ecológica. Jørgensen (1988) faz um resumo dos mais significativos modelos de eutrofização já desenvolvidos até ao final dos anos 80 (Tabela 2.10).

Tabela 2.8 - Revisão do tipo de ecossistemas aquáticos modelados e respectivo esforço de modelação, até 1992 (escala decrescente: 5 - esforço muito intensivo, 0 - modelação inexistente).

Tipo de ecossistema	Esforço de modelação
Rios	5
Lagos, reservatórios	5
Lagoas	4
Ribeiros e riachos	3
Zonas húmidas	4
Tanques de piscicultura	4
Estuários	5
Zonas costeiras	4
Mar aberto	2

(adaptado de Jørgensen, 1995)

Tabela 2.9 - Revisão do tipo de problemas ambientais modelados e respectivo esforço de modelação (escala decrescente: 5 - esforço muito intensivo, até 0 - modelação inexistente).

Tipo de problema	Esforço de modelação
Balanço de Oxigénio	5
Eutrofização	5
Poluição por metais pesados	4
Poluição por pesticidas	3
Contaminação águas subterrâneas	4
Chuvas ácidas	4
Micropoluentes orgânicos	5

(adaptado de Jørgensen, 1995)

Um vasto número de modelos de qualidade da água foram já desenvolvidos para avaliar os efeitos no e do crescimento fitoplanctónico em sistemas lacustres. Pode considerar-se que os modelos empíricos e os modelos dinâmicos determinísticos são os dois grandes tipos de modelos de qualidade da água e desenvolvimento fitoplanctónico existentes para o estudo da eutrofização em lagos.

Os modelos empíricos são construídos com base num vasto número de observações (bases dedados de valores médios anuais ou sazonais de diferentes lagos ou diferentes sectores de um lago) e permitem a previsão das concentrações médias (anuais ou sazonais) de fósforo e clorofila, utilizando funções correlativas com factores como os nutrientes ou as cargas nutrientes e a profundidade de visão do disco de Secchi (Recknagel *et al.*, 1997). São deste tipo os clássicos modelos de Vollenweider, que no final da década de 60 introduz o princípio do balanço geral de nutrientes (O.C.D.E., 1982) e outros modelos desenvolvidos basicamente na década de 70, como o EPAECO (Gaume e Duke, 1975). Continuam a ser desenvolvidos modelos empíricos, como os recentes PCLAKE (Janse e Liere, 1995) e o modelo de Watson *et al.* (1997). Tratam-se de modelos relativamente simples e de rápida resolução, nos quais os mecanismos ou processos actuantes no sistema não são considerados explicitamente (Niemi, 1986a). Os modelos empíricos deram um contributo, sem dúvida importante, para o conhecimento e teorias da ecologia de lagos. Contudo, se bem que revelem características de larga escala e fornecem orientações aos investigadores sobre o funcionamento dos lagos, estes modelos não providenciam a compreensão dos processos e relações entre os organismos e o ambiente aquático, nem permitem prever as respostas de lagos onde se verifique a existência de cargas internas de fósforo

(Ahlgren *et al.*, 1988). Os modelos dinâmicos determinísticos são baseados, também, em vastas bases de dados, essencialmente em séries temporais, e requerem um conhecimento detalhado do caso de estudo. Simulam as tendências e sazonalidades do sistema, controladas por múltiplos factores limitantes, e calculam os valores diários da biomassa de diferentes grupos funcionais (Recknagel *et al.*, 1997). Equações matemáticas, mais ou menos detalhadas, descrevem os processos ou interações entre as variáveis e a cinética dos nutrientes e dinâmica das populações (Ahlgren *et al.*, 1988; Niemi, 1986a).

Tabela 2.10 - Características dos principais modelos de eutrofização.

Modelo	variáveis de estado ou camadas	nutrientes	segmentos	calibração e validação	casos de estudo
Vollenweider	1	P (N)	1	C+V	vários
Imboden	2	P	1	C+C	3
O'Melia	2	P	1	C	1
Larsen	3	P	1	C	1
Lorenzen	2	P	1	C+V	1
Thomann 1	8	P,N,C	1	C+V	1
Thomann 2	10	P,N,C	1	C	1
Thomann 3	15	P,N,C	67	-	1
Chen e Orlob	15	P,N,C	var.	C	+2
Patten	33	P,N,C	1	C	1
Di Toro	7	P,N	7	C+V	1
Biermann	14	P,N,Si	1	C	1
Canale	25	P,N,Si	1	C	1
Jorgensen	17	P,N,C	1	C+V	17
Nyholm	7	P,N	1-3	C+C	13
CLEANER	40	P,N,C	var.	C	var.

(adaptado de Jørgensen, 1995)

Os principais factores que afectam o crescimento do fitoplâncton, como a luz, a temperatura, os nutrientes, a respiração, a sedimentação e a predação, são tidos em conta na construção destes modelos, que incluem diversas variáveis de estado, forças motrizes e parâmetros. Exemplos de uma representação mais completa das variações temporais nas interacções nutrientes-biota surgem, assim, na década de 70, nos modelos de Thomann e de Chen e Orlob, que conduziu ao modelo LAKECO e ao modelo CLEANER (Scavia e Park, 1976; Park *et al.*, 1973) e nos modelos de produtividade de fitoplâncton da autoria de Ditoro e de Thomann, bem como os chamados modelos ecológicos - de qualidade da água de Chen e Orlob (Chen e Orlob, 1975; DiToro *et al.*, 1975; Thomann *et al.*, 1975). Ainda na década de 70, Jørgensen introduzia alguns novos conceitos de dinâmica fitoplanctónica, nomeadamente a assimilação e subsequente libertação de nutrientes para a estrutura celular do fitoplâncton; analisados e discutidos por DiToro (1980), deram origem a complexos modelos de eutrofização.

Até aqui, os modelos de eutrofização centravam-se na descrição e previsão das concentrações de nutrientes e na abundância e flutuações algais, geralmente considerada como uma variável que agrupava todo o fitoplâncton (sendo a quantidade de clorofila *a* o índice de abundância mais utilizado). Nas décadas de 80 e 90, os modelos de eutrofização começam a apresentar uma divisão do fitoplâncton em vários grupos funcionais, no seguimento de uma maior compreensão das florescências fitoplanctónicas e da consciencialização de que as consequências das florescências variavam em função das espécies que lhes davam origem (Smayda, 1997). A modelação de florescências, responsáveis pela formação de espumas ou de massas algais, passou a dominar o estudo de ecossistemas eutróficos. Especial atenção tem sido dada à modelação de florescências de cianobactérias potencialmente nocivas ou tóxicas. São exemplos os modelos apresentados por Scavia (1980) e Scavia *et al.* (1988), Schnoor e DiToro (1980), Los (1980) que conduz ao modelo BLOOM II (Los *et al.*, 1984 e Los e Brinkman, 1988), Bierman e Dolan (1981) e Bierman e Dolan (1986), Benndorf e Recknagel (1982) - modelo SALMO, Niemi (1985a) - FINNECO, Lung e Paerl (1988), Zohary e Robarts (1990), Moloney e Field (1991), Varis (1991c) e Varis (1993a, 1993b, 1993c), Molen *et al.* (1994) - modelo DELWAQ-BLOOM-SWITCH, Montealegre *et al.* (1995), Pipp e Rott (1995), Asaeda e Bon (1997), Fernandez *et al.* (1997), Moorhead *et al.* (1997), Priyantha *et al.* (1997) e Menshutkin *et al.* (1998). Outros modelos exploram a introdução de parâmetros fisiológicos das espécies, baseados nas dimensões das células (Wirtz e Eckhardt, 1996). A maioria destes modelos funcionais continuam a basear-se nas formulações, já clássicas, introduzidas nos anos 70 (como as de Ikeda e Adachi, Patten, O'Neil, DiToro e Chen e Orlob) e 80 (por Jørgensen), enquanto Wen *et al.* (1997) desenvolvem um modelo alométrico de dois compartimentos que simula convincentemente a assimilação e excreção de

fósforo em 11 espécies de fitoplâncton de água doce. Aspectos específicos da actividade fotossintética, regulação da flutuação e movimentação vertical de florescências de *Microcystis aeruginosa* na coluna de água dum lago eutrofizado, são introduzidos e simulados no modelo de Aiba *et al.* (1983), Okada e Aiba (1983a, 1983b). Belov (1998) apresenta, pela primeira vez, um modelo (matemático semi-empírico) que simula a libertação de ficotoxinas para a água, durante o desenvolvimento de populações de cianobactérias em sistemas de águas doces. Este tipo de modelos tem contribuído para o melhor esclarecimento da dinâmica das florescências tóxicas (Franks, 1997).

Os modelos dinâmicos atingiram um estado de desenvolvimento em que podem ser considerados como ferramentas bem sucedidas para previsão e avaliação de diferentes estratégias de gestão em lagos. Requerem mais dados e investigadores qualificados para terem um uso adequado, mas sempre mais limitado que o dos modelos empíricos (Ahlgren *et al.*, 1988). Mas estes modelos falham normalmente na avaliação das mudanças qualitativas e estruturais que ocorrem nos ecossistemas, pois não têm em conta a alteração temporal da composição de espécies que ocorre na comunidade fitoplanctónica como consequência das variações observadas nas variáveis externas ou forças motrizes do sistema, já que são fundamentados em valores fixos dos parâmetros que afectam a dinâmica fitoplanctónica (Nielsen, 1994). Forte criticismo de alguns especialistas surgiu assim, quanto à validade, generalidade e previsibilidade dos modelos ecológicos, empíricos e dinâmicos (Tongeren, 1995; Scheffer e Beets, 1994; Ahlgren *et al.*, 1988). Bendoricchio e Jørgensen (1997) discutem a necessidade de se desenvolverem modelos dinâmicos estruturais, baseados em estruturas e parâmetros mais flexíveis.

Desde a introdução dos conceitos termodinâmicos de energia e exergia na teoria ecológica (Jørgensen, 1986) e do conceito de função objectivo para otimizar a modelação do fitoplâncton (Radtke e Straškraba, 1980), tem-se vindo a explorar a aplicação e incorporação destes conceitos às mudanças estruturais que ocorrem nos ecossistemas, como é o caso da eutrofização. Alguns modelos estruturais, que incorporam o conceito de exergia como indicador ecológico e função objectivo para validação e estimação de parâmetros, foram já desenvolvidos para lagos (Fuliu, 1997; Salomonsen e Jensen, 1996; Nielsen, 1994) e estuários (Bastianoni e Marchettini, 1997; Coffaro *et al.*, 1997; Nielsen, 1997).

Segundo uma síntese comparativa apresentada por Recknagel *et al.* (1997), podem considerar-se outras abordagens alternativas para a modelação e previsão da dinâmica das florescências algais (Tabela 2.11). Baseados, como os modelos dinâmicos determinísticos, em séries de dados temporais e bases de dados mais vastas, os modelos heurísticos prevêm qualitativamente a dinâmica sazonal do fitoplâncton e os designados *fuzzy models* (modelos vagos) quantificam as possibilidades de dominância periódica das espécies algais. Usando apenas séries temporais de dados, existem os

designados modelos de análise de séries temporais, fundamentados na análise multivariada, como sejam os trabalhos de Romo e Tongeren, (1995), Varis (1991a), Varis (1991b e 1989) e Niemi (1985b). Também baseado na utilização de séries de dados temporais, Recknagel *et al.* (1997) introduzem uma aplicação das redes de neurónios artificiais para descrever a sucessão e magnitude das populações algais em vários lagos de diferentes continentes. Este tipo de análise é também utilizado por Maier *et al.* (1998), para modelar a ocorrência de uma cianobactéria num rio australiano. Para além dos aspectos mais específicos da modelação de nutrientes e fitoplâncton nos sistemas eutrofizados, a modelação da eutrofização tem também vindo a incidir em diversas outras componentes, como sejam o balanço hidríco, os sedimentos e as macrófitas. Por exemplo, a modelação hidrológica em lagos e albufeiras encontra-se largamente desenvolvida, servindo muitas vezes de suporte a modelos mais vastos e complexos de qualidade da água, como são os casos dos modelos apresentados por Hamilton e Schladow (1997), Rajar e Cetina (1997), Salençon e Thébault (1996), Gibbs e White (1994) e Kallio (1994). Dado o importante papel que as plantas aquáticas desempenham no metabolismo dos sistemas lacustres pouco profundos, na última década tem igualmente sido aplicado algum esforço no desenvolvimento de modelos que abordem esta componente (por exemplo, Hu *et al.*, 1998; Asaeda e Bon, 1997; Park e Uchirin, 1997; Weber *et al.*, 1996; Scheffer *et al.*, 1993). Também o papel dos sedimentos de fundo e das trocas que estes efectuam com a coluna de água, especialmente nos lagos pouco profundos, tem sido objecto atento de estudo. Vários modelos incorporam aspectos de pormenor sobre os complexos processos e mecanismos que comandam estes fluxos (Asaeda e Bon, 1997; Bailey e Hamilton, 1997; James *et al.*, 1997).

A maioria dos modelos matemáticos de lagos tem sido desenvolvida para avaliar a eficácia de medidas de recuperação e controle da eutrofização. Referem-se alguns exemplos de modelos que avaliam, especialmente, o controlo das entradas externas de nutrientes e a importância das cargas internas, da biomanipulação e da ecotecnologia (Hu *et al.*, 1998; Menshutkin *et al.*, 1998; Priyantha *et al.*, 1997; Soyupak *et al.*, 1997; Rismal *et al.*, 1997; Jayaweera e Asaeda, 1996; Heringa *et al.*, 1995; Janse e Liere, 1995; Jayaweera e Asaeda, 1995; Garnier e Billen, 1994; Gibbs e White, 1994; DePinto *et al.*, 1986).

2.3.3. OUTRAS TÉCNICAS DE MODELAÇÃO

Os modelos tendem a mostrar a realidade dos sistemas como um conjunto de processos em vez de representarem os objectos e as suas interacções, pois tradicionalmente a modelação matemática passa através da aparência externa dos

fenómenos e identifica os seus mecanismos. A modelação dinâmica de problemas espaciais não parece, pois, ser adequadamente traduzida por modelos baseados em equações diferenciais resolvidas por métodos de diferenças finitas ou elementos finitos (Câmara *et al.*, 1994). Outras abordagens de modelação têm surgido, centradas na análise e simulação de problemas espaciais, que se descrevem, de seguida, resumidamente.

Tabela 2.11 - Tipos e características dos modelos de fitoplâncton, segundo Recknagel *et al.* (1997).

Tipo de modelo	Empíricos	Dinâmicos determinísticos	Análise de séries temporais	Heurísticos	Fuzzy models	Redes neurais
Tipo de dados	bases de dados	bases de dados, séries temporais	séries temporais	bases de dados, séries temporais	bases de dados, séries temporais	séries temporais
Resolução temporal	ano, estação	minuto, hora, dia, semana, mês	dia, mês	mês, estação	mês, estação	dia, semana
Factores de controle	factores limitantes	factores múltiplos (limitantes e fisiológicos)	factores limitantes	factores múltiplos (limitantes e fisiológicos)	factores múltiplos	factores múltiplos
Base das predições	relações	tendências, sazonalidades e dependência serial	relações multivariadas	sazonalidades e dependência serial	sazonalidades	conexões
Forma dos Resultados	Clorofila <i>a</i>	espécies e grupos funcionais	Clorofila <i>a</i>	colecção de espécies	colecção de espécies	espécies

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) são sistemas constituídos por *hardware*, *software* e uma equipa técnica com o fim de introduzir, armazenar, manipular, analisar e visualizar dados de natureza espacial referenciados na superfície terrestre (Painho, 1994), integrando-as numa plataforma de trabalho com um

referencial comum - o espaço. Um SIG é constituído por um conjunto de elementos e componentes diversos, mas com um único objectivo: a análise do mesmo espaço geográfico. Para usufruir da totalidade das capacidades dos SIG's em realizar análises espaciais, deve-se contemplar na implementação do sistema, os componentes CAD (*Computer Aided Drawing*), SIG matricial e vectorial, SGBD (Sistema de Gestão de Base de Dados), consoante a aplicação e utilização final a dar ao SIG. Os SIG's actualmente em uso encontram-se classificados em dois grandes tipos: matricial e vectorial. O conceito de SIG vectorial está associado aos conceitos da cartografia clássica, aos quais é adicionado um sistema de gestão de base de dados. O modelo vectorial é adequado para a representação de fenómenos de carácter descontínuo. Neste sistema, as operações de análise espacial são executadas sobre a geometria dos objectos, a sua vizinhança e os seus atributos associados na base de dados. O sistema matricial surge como um prolongamento das possibilidades resultantes da aquisição de informação por detecção remota, e, ainda, como suporte para a representação de parâmetros com distribuição espacial contínua (Matos, 1997a). A representação matricial utiliza uma divisão do espaço em células, geralmente de igual tamanho, identificadas por índices de linha e coluna numa matriz e às quais está associado um único atributo. Num modelo matricial as operações de análise espacial consistem em operações algébricas sobre matrizes (Matos, 1997a).

Os SIG's começaram a ser desenvolvidos nos anos 60, tiveram a sua fase de consolidação nos anos 70 e, a partir dos anos 80 passaram a uma fase mais funcional e comercial (Painho, 1994). Os SIG's têm um vasto campo de aplicações, que vão das socio-económicas às ambientais. A capacidade de integração da informação alfanumérica, aliada a uma base georeferenciada de imagens espaciais, com as possibilidades de efectuar análises e pesquisas segundo atributos quantitativos e qualitativos e a simulação e visualização de possíveis cenários futuros, fazem dos SIG's poderosas ferramentas de apoio à gestão ambiental e ordenamento do território (Neto, 1998; Painho, 1994; Aronoff, 1989), sendo já aplicados no estudo, modelação e gestão de diversos tipos de recursos naturais (Dettmers e Bart, 1999; Fan *et al.*, 1998; Goksel, 1998; Skop e Sørensen, 1998; Narumalani *et al.*, 1997; Rebertus *et al.*, 1997; Beherendt *et al.*, 1996; Burkart e Feher, 1996; Dahl *et al.*, 1996; Veldkamp e Fresco, 1996; Bracht, 1995; Kloosterman *et al.*, 1995; Young e Dahl, 1995; MacDonald *et al.*, 1994; Costanza *et al.*, 1993; DeBellevue *et al.*, 1993; Fitz *et al.*, 1993; Heidtke e Auer, 1993; Prato *et al.*, 1989; Osborne e Wiley, 1988). Em Portugal, os primeiros SIG's surgiram nos anos 70 e 80; hoje-em-dia a importância dos SIG's é institucionalmente reconhecida (Painho, 1994). Para além do Atlas do Ambiente que foi digitalizado em 1986 (Painho, 1994), aplicações SIG têm sido desenvolvidas em diversas áreas do ambiente, como os recursos hídricos (Pimenta e Coutinho, 1995; Vale, 1995), o ordenamento (Condessa, 1995) e fogos florestais (Almeida *et al.*, 1995) e os SIG's

incorporados em outras metodologias de análise e modelação ambiental (Ribeiro, 1995; Gonçalves e Diogo, 1994).

2.4. ESTADO ACTUAL DE CONHECIMENTOS SOBRE AS LAGOAS DE QUIAIOS

Situadas na vasta extensão arenosa que separa o Cabo Mondego da Ria de Aveiro, dois locais que desde muito cedo ocuparam um lugar importante na história desta região e do próprio país, as lagoas de Quiaios permaneceram no esquecimento até muito recentemente. Tanto o Rio Mondego como a barra e Ria de Aveiro são amplamente cartografadas durante os séculos XVIII e XIX. Mas apenas no final do século XIX surgem, pela primeira vez, cartografadas as lagoas de Quiaios, à escala 1:100 000 (I.G.C., 1969).

Na sequência da arborização das Dunas de Quiaios, levada a cabo para deter o avanço das areias sobre os campos de cultivo, as lagoas são, pela primeira vez, referidas em artigos da literatura regional (Freitas, 1940). Alguns anos mais tarde, aparece uma referência à Lagoa da Vela num trabalho sobre a flora algológica de Portugal (Lacerda, 1945). Só passados quase 20 anos, num segundo estudo de caracterização do fitoplâncton de lagoas e albufeiras portuguesas, se volta a fazer referência à Lagoa da Vela (Nauwerck, 1962). Ambos são estudos muito pontuais.

É, igualmente, por esta época, que a Câmara Municipal da Figueira da Foz encomenda estudos de prospeção de águas subterrâneas junto às Lagoas das Braças e da Vela. Deste modo, aparecem os primeiros estudos de carácter hidrogeológico, com as sondagens de Keller (1962) e Keller (1967) e as pesquisas geofísicas de S.R.G. (1965), apenas antecidos pelos estudos sedimentológicos e morfológicos de Carvalho (1952), que caracteriza e cartografa as areias da Gândara entre Mira e Quiaios. Anos mais tarde, voltaram a ser efectuadas algumas sondagens junto às lagoas (Cavaco, 1975; Keller, 1981), e a caracterização e cartografia geológica (à escala 1:50000) da área envolvente das lagoas foi publicada por Barbosa *et al.* (1988).

A assinatura das Convenções de Ramsar (zonas húmidas de importância internacional, especialmente como habitat de aves aquáticas), de Bona (conservação de espécies migratórias pertencentes à fauna selvagem) e de Berna (conservação da vida selvagem e dos habitats naturais da Europa) e a Directiva e Resolução do Conselho da Comunidade sobre a conservação de aves selvagens, nos finais da década de 70, alertou a comunidade científica para a importância destes ecossistemas aquáticos. Os primeiros estudos de descrição ecológica das lagoas das Braças e da Vela, de carácter sazonal, foram realizados no Verão de 1988 (Vasconcelos, 1990a), tendo-se então detectado a ocorrência de florescências de cianobactérias. A produção científica sobre as lagoas cresceu nos últimos anos, resultado de projectos de investigação científica que têm tido por palco as lagoas de Quiaios. Estes incidem

sobre a caracterização da qualidade da água e das comunidades fitoplanctónica, zooplanctónica, piscícola e de macrófitas aquáticas, nas lagoas das Braças e da Vela.

A Tabela 2.12 resume os trabalhos mais importantes produzidos sobre a ecologia destas duas lagoas. Apesar das séries de dados serem ainda escassas, verifica-se que, até ao momento, várias componentes destes sistemas lacustres se encontram já razoavelmente bem descritas, especialmente no caso da Lagoa da Vela. Mas não existe um trabalho que efectue uma análise global e integrada do processo de eutrofização destes sistemas lacustres, que, apoiada na aplicação de técnicas de análise de sistemas e simulação, relacione as componentes do ecossistema e descreva o seu comportamento no enquadramento mais vasto das respectivas bacias de drenagem.

Tabela 2.12 - Diversos tipos de publicações científicas disponíveis sobre as Lagoas de Quiaios.

Autor	Data	Tipo de publicação	Tema
Vasconcelos	1990	Provas Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica	ecologia das comunidades fito e zooplanctónicas nas Lagoas das Braças e da Vela num ciclo estival
Barros <i>et al.</i>	1993	artigo	comunidade fitoplanctónica das Lagoas das Braças e Vela
Calado	1993	artigo	estudo qualitativo da comunidade Algológica na Lagoa das Braças
Rodrigues <i>et al.</i>	1993	artigo	comunidade zooplanctónica das lagoas das Braças, Vela e Mira
Vasconcelos <i>et al.</i>	1993	artigo	toxicidade de cianobactérias nas Lagoas das Braças e Vela
Barros	1994	tese de mestrado	Ecologia das comunidades fito e zooplanctónicas num ciclo anual e toxicidade cianobactérias
Alface	1996	tese de mestrado	cartografia de macrófitas nas Lagoas das Braças e Vela
Ferreira	1997	tese de mestrado	Ictiologia da Lagoa da Vela
Pereira	1997	tese de mestrado	proposta de ordenamento e gestão das Lagoas das Braças e Vela
Silva <i>et al.</i>	1997	artigo	avaliação do processo de recuperação da Lagoa da Braças

CAPÍTULO 3. RECOLHA E COMPILAÇÃO DE DADOS

3.1. INTRODUÇÃO

Os estudos de ecossistemas aquáticos incidem na recolha de dados para a caracterização das componentes bióticas e abióticas que mais determinam o dinamismo destes sistemas. Numa abordagem clássica consiste essencialmente na análise da produção primária, da comunidade fitoplanctónica e dos factores limitantes do seu desenvolvimento (isto é, os nutrientes, a temperatura e a radiação solar) e das comunidades de organismos consumidores (zooplâncton e peixes). Em estudos de sistemas eutrofizados, é dada especial atenção à comunidade fitoplanctónica, à disponibilidade de nutrientes e, também, às plantas aquáticas. A avaliação das cargas de nutrientes afluentes aos sistemas eutrofizados é uma etapa essencial no estudo e controle da eutrofização. Por esse motivo o estudo de lagos deve ser efectuado de acordo com uma abordagem integrada que inclua todo o sistema - a depressão lacustre e a respectiva bacia de drenagem (Margalef, 1983).

Nem sempre a ciência dispôs do rigoroso carácter quantitativo, baseado em sofisticadas, apuradas e certificadas técnicas de análise e aquisição de dados, que hoje a caracterizam. No entanto, continuam a existir muitos processos, ainda, desconhecidos, não descritos e/ou não possíveis de serem quantificados.

A descrição dos fenómenos naturais, a formulação de hipóteses, teorias científicas e de modelos, inclui uma importante componente verbal e pictorial. Conjugadas com aquisição de informação numérica, as palavras e as imagens possibilitam o desenvolvimento de modelos mais realistas, mais próximos do sempre complexo sistema real estudado (Camara *et al.*, 1994). A recolha e análise de informação de carácter geográfico e espacial, tem vindo a revelar-se de importância fundamental no estudo e gestão dos recursos naturais (Novotny e Olem, 1994; Worboys, 1994; Cadoux-Hudson, 1993; Goodchild, 1993 e Aronoff, 1989).

Dado que as séries de dados existentes sobre as Lagoas de Quiaios eram insuficientes para proceder a uma análise objectiva da estrutura e dinâmica do ecossistema lacustre, que conduzisse à elaboração de um modelo ecológico, definiu-se um plano de amostragem, com os dois objectivos seguintes. Primeiro, obter séries de dados mais completas sobre o ecossistema *per se* (parâmetros físico-químicos e biológicos), dando continuidade às campanhas de amostragem anteriormente realizadas por outras equipas de investigação ou em curso, e, deste modo possibilitar o desenvolvimento de modelos. Segundo, recolher informação numérica sobre aspectos essenciais até então não estudados, quer do próprio ecossistema (como sejam a caracterização da comunidade de plantas aquáticas e os sedimentos de fundo), quer

do sistema num âmbito mais vasto, ou seja, das forças externas actuantes sobre o ecossistema lacustre, isto é, os parâmetros climáticos, hidrológicos e as cargas nutrientes.

O plano geral de obtenção de informação, incluiu, ainda, levantamentos de campo, a compilação de dados de outros estudos, bem como de informação de carácter diverso, como seja a proveniente de documentos históricos e de material cartográfico e fotográfico. A informação foi complementada através de conversas com habitantes ou entidades locais e regionais.

No presente capítulo descrevem-se os diversos aspectos da recolha, compilação e organização da informação utilizada neste estudo, ou seja, os procedimentos seguidos nos levantamentos de campo, na amostragem e métodos experimentais, na recolha de outros dados e de informação diversa e na respectiva compilação e organização em bases de dados.

3.2. LEVANTAMENTOS DE CAMPO

Numa fase inicial, durante o ano de 1992, o conhecimento do terreno foi efectuado através de levantamentos de campo. Efectuaram-se percursos na zona envolvente das lagoas das Braças e da Vela (sempre mais vasta que a hipotética bacia de drenagem), apoiados nas cartas topográficas publicadas e em fotografias aéreas, ao longo dos quais se tomavam notas em cadernos de campo e se procedia a registos em suporte fotográfico e video. Para além dos aspectos gerais, como a descrição da heterogeneidade espacial, dos usos do solo e da vegetação, das práticas agrícolas, foi dada especial atenção à análise do relevo e da rede de drenagem, ao tipo de escoamento, à forma e dimensão das valas de drenagem. Outros levantamentos de campo foram realizados mais tarde (especialmente nos anos de 1993/94 e 1996/97), para confirmação de aspectos de geomorfologia, topografia e rede hidrográfica, relacionados com a definição dos limites da bacia de drenagem da Lagoa da Vela, cartografia dos usos do solo e da vegetação e, ainda, para inventariação das instalações pecuárias.

3.3. AMOSTRAGEM, MÉTODOS E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

3.3.1. Amostragem

Foi programada uma campanha de amostragem, incidindo especialmente sobre a Lagoa da Vela e respectiva área drenante, que decorreu, mais intensivamente, entre Outubro de 1993 e Outubro de 1994. No entanto, a recolha de dados teve início

em 1992 e amostragens ocasionais efectuaram-se, ainda, nos anos de 1995, 1996, 1997 e 1998.

Os parâmetros amostrados foram os necessários à corrida e calibração de modelos matemáticos de sistemas lacustres, tendo por base o modelo conceptual concebido numa fase inicial do estudo. A recolha de amostras e determinações de vários parâmetros incidiu, por um lado, na caracterização de componentes até então não estudadas, especialmente nas referentes à hidrologia e qualidade da água na bacia de drenagem, para quantificação de cargas poluentes, bem como do ambiente climático local e, por outro lado, na continuação do estudo da dinâmica do ecossistema lacustre (parâmetros físico-químicos e biológicos mais significativos em estudos de eutrofização).

A informação climática foi obtida diariamente, através de registos provenientes da Estação Meteorológica instalada nas proximidades da Lagoa das Braças, e de dois Postos Meteorológicos da região. No âmbito do protocolo de cooperação estabelecido com a D.R.A.R.N. Centro, a variação do nível da água da lagoa foi registada em contínuo e o nível freático registado quinzenalmente, em poços distribuídos ao longo de vários transectos grosseiramente perpendiculares às Lagoas das Braças e da Vela. Procedeu-se, ainda, à medição periódica dos caudais superficiais das valas de entrada e saída. Paralelamente, nestes locais de amostragem foram tomadas amostras de água para estudo da qualidade da água (azoto e fósforo inorgânicos, temperatura da água, pH e condutividade).

A Lagoa da Vela, e a respectiva área de drenagem, foi escolhida como local preferencial de estudo, pois dada a vasta gama de parâmetros a amostrar não era praticável dispersar a amostragem por uma área mais vasta. A Lagoa da Vela, a maior das lagoas da região, é também aquela que se encontra mais intensamente estudada, constituindo-se, assim, como local privilegiado de estudo. Foram determinadas as concentrações dos nutrientes considerados como principais limitantes do desenvolvimento fitoplanctónico, ou seja, o azoto inorgânico (N-NH₄, N-NO₂ e N-NO₃) e fósforo inorgânico assimilável (P-PO₄). Outros parâmetros, como a profundidade da coluna de água, a profundidade de visão do disco de Secchi, o pH, a condutividade da água, a concentração em clorofila *a*, a concentração em oxigénio dissolvido e a temperatura da água foram também analisados sistematicamente, assim como a composição e estrutura da comunidade fitoplanctónica, em termos de densidade e biomassa. Como informação complementar fizeram-se, ainda, outras determinações sazonais, como sejam a capacidade de penetração da radiação solar na coluna de água, para cálculo do coeficiente de extinção da luz em profundidade, e a produção primária fitoplanctónica.

A maioria dos parâmetros hidrológicos e de qualidade da água, bem como o comportamento da comunidade biótica de um sistema lacustre apresentam acentuada

variabilidade temporal. Um programa de amostragem deve, pois, decorrer durante um intervalo de tempo suficientemente longo de modo a traduzir os ciclos sazonais, ditados basicamente pelo comportamento climático.

Os modelos de eutrofização são geralmente calibrados com base num conjunto de valores observados das variáveis de estado, dependendo portanto da qualidade desses mesmos dados. Uma frequência de amostragem mensal ou mesmo quinzenal pode não ser suficiente para descrever adequadamente a dinâmica do sistema lacustre, se o objectivo do modelo for prever os valores máximos de biomassa (Jørgensen *et al.*, 1981). Para isso é necessária uma amostragem mais intensiva, que acompanhe e possibilite estimar adequadamente os picos de fitoplâncton. Para otimizar recursos e garantir a qualidade dos dados, a combinação de um programa anual de amostragem, com uma frequência de uma a três vezes por mês, com um programa de medições intensivas em períodos em que algumas componentes mostrem variações acentuadas, constitui uma boa base para a estimação de parâmetros e portanto para a obtenção de calibrações válidas.

A periodicidade da amostragem variou, assim, consoante os parâmetros. A campanha de amostragem na Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante decorreu, para a generalidade dos parâmetros, com uma periodicidade mensal, ou por vezes quinzenal, entre Outubro de 1993 e Outubro de 1994, de modo a completar um ciclo anual. Nos períodos de maior desenvolvimento fitoplânctónico intensificou-se a amostragem, na lagoa. O período de amostragem prolongou-se até Janeiro de 1995, com menor regularidade.

No sentido de minimizar os custos decorrentes da amostragem e do trabalho experimental, tentou-se reduzir a um mínimo possível os pontos de amostragem, sem prejuízo do significado dos resultados obtidos. No presente estudo foram tomadas amostras de água, para determinação dos parâmetros de qualidade da água da lagoa, em apenas dois pontos (V1 e V3 - Figura 3.1), já que na campanha de amostragem que decorrerá em 1992/93, nenhum dos parâmetros estudados revelou a existência de diferenças significativas entre três locais de amostragem, para $p < 0,05$ (Barros, 1994). Durante os meses de Verão foram, também, recolhidas amostras de água em vários pontos junto às margens mais abrigadas da lagoa, locais onde habitualmente se acumulam as massas algais resultantes das florescências fitoplanctónicas.

No Verão de 1988, num ponto de amostragem localizado sensivelmente na zona central do espelho de água, a colheita de amostras no fundo e superfície não revelou diferenças significativas entre os resultados, para $p < 0,05$ (Vasconcelos, 1990). Atendendo à baixa profundidade da coluna de água e neste pressuposto da inexistência de estratificação vertical, a recolha de água foi efectuada a uma única profundidade de amostragem, subsuperficialmente, a cerca de 20-30 cm de profundidade, com o auxílio de uma garrafa Van Dorn. Para salvaguardar possíveis

perdas de material e adequado tratamento estatístico dos resultados, foram sempre tomados mais que um replicado por amostra de água colhida.

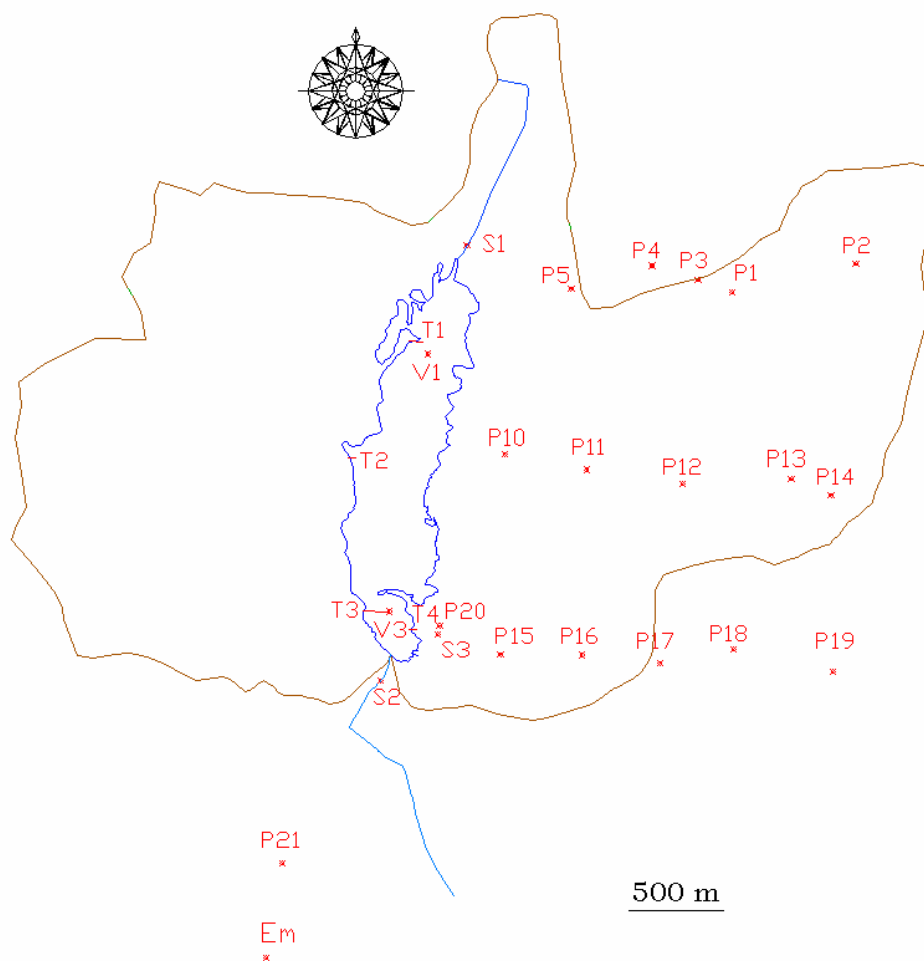


Figura 3.1 - Localização dos pontos de amostragem na Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante (V1, V3 e Vm - Lagoa da Vela; P1 a P21 - poços; S1, S2 e S3 - valas de escoamento; T1, T2, T3 e T4 - transectos de macrófitas; Em - estação meteorológica).

Algumas das outras variáveis foram estudadas em locais de amostragem distribuídos ao longo de transectos, regra geral perpendiculares às margens da lagoa, como são os casos dos níveis freáticos e das macrófitas aquáticas.

3.3.2. Métodos e procedimentos experimentais

3.3.2.1. Clima

A informação climática foi obtida dos registos processados numa estação meteorológica automática (módulo de controle CR10, Campbell Scientific), instalada nas proximidades da Lagoa das Braças desde finais de Fevereiro de 1993 - a Estação Meteorológica das Braças (Figura 3.1). Os parâmetros climáticos, temperatura do ar, radiação solar global, intensidade da precipitação e velocidade e direcção do vento, foram monitorizados em contínuo, de acordo com os métodos referidos na Tabela 3.1. Os dados recolhidos constam de valores médios horários (médias de leituras integradas de 15 em 15 minutos), registados automaticamente. No sentido de colmatar algumas falhas de funcionamento da estação automática das Braças, que resultaram na ausência de dados por curtos períodos de tempo e no registo pouco credível dos valores de precipitação (uma variável fundamental), obtiveram-se, ainda, junto da Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Região Centro (D.R.A.R.N. Centro), séries de registos diários de precipitação (não publicados), de duas estações meteorológicas da região: o Posto Meteorológico da Carrapinheira-Boleta e o de Santo Varão, situados, respectivamente na margem direita e na margem esquerda (cordenadas 40°12' N/8°28'W e 40°13' N/8°26'W) do Rio Mondego.

No seguimento de um protocolo de cooperação estabelecido com a D.R.A.R.N. Centro, entre Abril e Novembro de 1994, esteve instalada, na Estação meteorológica, uma tina evaporimétrica (Tabela 3.1). As leituras da tina foram efectuadas diariamente.

3.3.2.2. Hidrologia

A monitorização hidrológica consistiu no registo contínuo do nível da água da lagoa, na medição periódica dos níveis freáticos dos poços e dos caudais superficiais das valas de entrada e saída. Paralelamente, foram tomadas amostras de água para estudo da qualidade da água, possibilitando o cálculo das cargas nutrientes. Ocasionalmente (Fevereiro de 1994) recolheram-se amostras de água da chuva para determinação do teor em nutrientes. No âmbito do protocolo de cooperação estabelecido com a D.R.A.R.N. Centro, a variação do nível da água da lagoa foi registada continuamente, num limnógrafo (Tabela 3.2), entre Fevereiro de 1993 e Outubro de 1994, e a variação dos níveis freáticos foi registada quinzenalmente, entre Outubro de 1992 e Dezembro de 1993. Os respectivos limnogramas e as folhas dos registos piezométricos foram cedidos regularmente pela equipa de hidrometristas.

Tabela 3.1 - Parâmetros climáticos: métodos de recolha e características dos dados.

Parâmetro	Método	Expressão dos resultados
Temperatura do ar	termómetro (“Campbell Scientific 107 Transmitter Probe”) com precisão de $\pm 0,2$ °C	graus centígrados (°C)
Radiação Solar Global	radiómetro (“Eppley Black and White Pyranometer”, modelo 8-48) calibrado contra o Grupo de Referência Mundial; elemento sensor - termopilha diferencial composta por três segmentos negros e três brancos - coberto por uma cúpula de vidro	Watts por metro quadrado (W/m^2)
Direcção do vento	catavento (“Campbell Scientific W200P Potentiometer Windvane”)	graus de latitude Norte
Velocidade do vento	anemómetro (“Campbell Scientific A100R Switching anemometer”)	metros por segundo (m/s)
Precipitação	udómetro de receptáculos basculantes (“Campbell scientific”)	milímetros por hora (mm/h)
Evaporação	tina evaporimétrica ($\varnothing=1,220$ m e $h=0,250$ m) com hidrómetro de gancho	mm/dia

Tabela 3.2 - Parâmetros hidrológicos: métodos de análise.

Parâmetro	Método	Referência
nível da lagoa	limnógrafo de boia e peso e eixo horizontal, com registo gráfico (“A. OTT, modelo 20.100”)	
níveis freáticos	fita graduada com um flutuador na ponta	
caudais superficiais	método da secção-velocidade: sondagens sectoriais nos canais, a 20% e 80% abaixo da superfície com molinete (“Braystoke BF002”)	Lencastre e Franco (1984)

Entre Outubro de 1993 e Outubro de 1994 os níveis dos poços foram registados mensalmente, pelo método referido na Tabela 3.2., tendo sido também recolhidas amostras de água para determinação dos teores em azoto e fósforo inorgânicos e medidas a temperatura da água, pH e condutividade eléctrica.

De uma rede mais vasta de poços, amostrada durante alguns meses, que consistia em poços distribuídos ao longo de vários transectos grosseiramente perpendiculares às Lagoas das Braças e da Vela, a partir de Setembro de 1993 reduziu-se o número de pontos de amostragem da piezometria para um total de doze poços, alinhados em três transectos, incluídos na bacia de drenagem da Lagoa da Vela (Figura 3.1). Dez destes poços estão situados na vertente Este da bacia drenante e um na vertente Norte, *grosso modo* a zona de uso agrícola do solo. Dada a ausência de furos ou poços na vertente Oeste da bacia (zona dunar de ocupação florestal), foi amostrado um último poço, que, apesar de se encontrar fora da área drenante da Lagoa da Vela, se situa suficientemente perto do respectivo limite e dentro da mesma mancha florestal que ocupa o sistema dunar. Os pontos de amostragem de qualidade da água subterrânea, que consistiram inicialmente nos 12 poços referidos, reduziram-se, a partir de Abril de 1994, para seis (os poços situados mais próximos da lagoa). Garantia-se, no entanto, com esta rede de amostragem mais restrita, o cálculo das cargas poluentes transportadas pelo escoamento subterrâneo para a lagoa.

O caudal de saída de água da Lagoa da Vela foi medido, mensalmente entre os meses de Outubro de 1993 e de 1994, na Vala do Zurrão (ponto de amostragem S2 - Figura 3.1). Também mensalmente, durante a época das chuvas, foram medidos, nas principais valas de entrada, os caudais de escoamento superficial afluentes à lagoa. Utilizando um molinete (Tabela 3.2), em cada profundidade de medida foram registadas três leituras do número de rotações ocorridas por minuto (traduzidos para metros por segundo utilizando uma tabela de calibração do aparelho). As medições de caudais foram sempre acompanhadas da toma de amostras de água, para determinação das respectivas concentrações em nutrientes.

3.3.2.3. Intensidade luminosa na coluna de água

No Verão, Outono e Inverno de 1994, foram realizadas medições da intensidade luminosa na coluna de água, para cálculo do coeficiente de extinção da luz na Lagoa da Vela. Seguindo o procedimento sugerido por Thomann e Mueller (1987) e Wetzel e Likens (1991), foram efectuadas medições da intensidade luminosa, de 10 em 10 cm, ao longo de um perfil vertical da coluna de água, desde a superfície até ao fundo ou à profundidade de extinção da luz, nos dois pontos de amostragem da Lagoa da Vela. A cada profundidade efectuaram-se cinco leituras, expressas em microEinstein por segundo e metro quadrado ($\mu\text{Es}^{-1} \text{m}^{-2}$). Usou-se um Radiómetro

subaquático de sensor quântico (“LI-COR 90 SA”), ligado a um registador automático (“data logger LI-1000”), suspenso de um barco e acoplado a uma vara graduada.

3.3.2.4. Qualidade da água

Foram efectuadas medições, no local, da temperatura, pH e condutividade eléctrica da água, profundidade da coluna de água e profundidade de visão do disco de Secchi (Tabela 3.3). Todas estas leituras foram efectuadas em duplicado.

As amostras para determinação dos nutrientes e clorofila *a* foram recolhidas, em duplicado, em garrafas de plástico e frascos de polietileno, armazenados ao abrigo da luz e conservadas a baixa temperatura, em mala térmica, durante o transporte para o laboratório. Antes de cada saída para o campo, todos os frascos para colheita de amostras foram lavados com detergentes não fosfatados e não contendo compostos amoniacais e passados por água bidestilada. No campo, os frascos eram lavados 3 vezes com a água da amostra, antes de se encherem.

Recolheram-se, igualmente, amostras, em triplicado, em frascos de Winkler, para determinação do Oxigénio dissolvido na água. Foram imediatamente adicionados os dois reagentes de Winkler, para fixar o Oxigénio, e acondicionaram-se os frascos na mala térmica. As amostras já fixadas, foram analisadas, em laboratório, num período de 12 horas após a colheita, seguindo o método referido na Tabela 3.3.

No laboratório determinaram-se, também, as concentrações de Clorofila *a*, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ e P-PO₄. Todas as determinações de nutrientes foram efectuadas em duplicado (três leituras por replicado), de acordo com os métodos referidos na Tabela 3.3. A maioria das amostras para determinação dos nutrientes foram analisadas num período de 24 horas após a colheita; quando tal não foi possível, as amostras foram conservadas a 4°C, durante 48 horas. Sempre que não havia possibilidade das amostras serem processadas no intervalo de tempo referido, eram de imediato congeladas a -22°C. Entre Outubro de 1993 e Abril de 1994, as amostras para determinação da concentração de nutrientes foram analisadas no Laboratório de Fertilidade do Solo do Instituto Superior de Agronomia (Lisboa), num Autoanalisador (“Skalar”). A partir dessa data, todas as amostras foram analisadas, por espectrofotometria, nos laboratórios da Universidade do Algarve.

Para a determinação da clorofila *a*, os dois replicados das amostras de água foram passados por filtros “GF/F”, que medem com exactidão a clorofila *a* (Chavez e Buck, 1995), de 0,45 µm de porosidade e analisados de acordo com o procedimento referido na Tabela 3.3. Entre Outubro de 1993 e Fevereiro de 1994, seguiu-se um procedimento diferente na filtração das amostras, esquematicamente representado na Figura 3.2, de modo a dividir o conteúdo em clorofila *a*, por fracções (correspondentes a diferentes classes de tamanho das células fitoplanctónicas: picoplâncton, células de

dimensão inferior a 3 µm; nanoplâncton, células de dimensão entre 3 e 20 µm e microplâncton, células de dimensão superior a 20 µm).

Tabela 3.3 - Parâmetros físico-químicos: métodos analíticos.

Parâmetro	Método	Referência
Temperatura da água, pH e Condutividade	determinação <i>in situ</i> , com termómetro, potenciómetro (“WTW potentiometer”) e condutivímetro portáteis (“WTW - LF 90 condutivimeter”)	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)
Profundidade de visão do Disco de Secchi	determinação <i>in situ</i> , usando um Disco de Secchi com um cabo graduado	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)
Oxigénio dissolvido na água	Método de Winkler; titulação com Tiosulfato Sódio (0.01 N)	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)
Azoto inorgânico total	NH ₄ + NO ₂ + NO ₃	Krom (1980)
Azoto amoniacal	Método Berthelot modificado	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)
Nitritos	Método NED dihidrocloro	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)
Nitratos	Método redução pelo Cádmio	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)
Fosfatos	Método do ácido ascórbico	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)
Clorofila a	Filtração com bomba de vácuo (ressões inferiores a 100 mbar); congelação dos filtros a -20 °C; extração com acetona a 90% e determinação pelo método espectrofotométrico	Parsons (1984); A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)

A determinação analítica do teor em clorofila *a* por fracções, seguiu o mesmo procedimento já referido (Tabela 3.3). As concentrações, em mg/L, foram calculadas pela expressão $Chl\ a = 11.85 E_{664} - 1.54 E_{647} - 0.08 E_{630}$, onde *E* corresponde às absorvâncias lidas aos diferentes comprimentos de onda, corrigidos do valor da leitura a 750 nm.

3.3.2.5. Fitoplâncton

O estudo da comunidade fitoplanctônica da lagoa da Vela consistiu na sua caracterização qualitativa e quantitativa, ao longo do ano, e em determinações da produtividade primária, segundo os métodos referidos na Tabela 3.4. Para a determinação quantitativa do fitoplâncton, as amostras de água, recolhidas em triplicado, foram colocadas em garrafas de plástico, tendo-lhes sido adicionada, imediatamente após a colheita, algumas gotas de uma solução de Lugol, para preservar, corar e sedimentar as células fitoplanctônicas. O Lugol tem sido considerado como a melhor solução para fixar células, uma vez que, ao contrário de outras, preserva a maioria das células em estado reconhecível (Lund *et al.*, 1958; Throndsen, 1978) e também por ser uma solução barata, relativamente a outras, enquanto, Já o formol destrói os flagelos mais delicados e não permite o esvaziamento dos vacúolos gasosos de algumas células (Lund *et al.*, 1958). As amostras fixadas foram conservadas, ao abrigo da luz, até à sua análise.

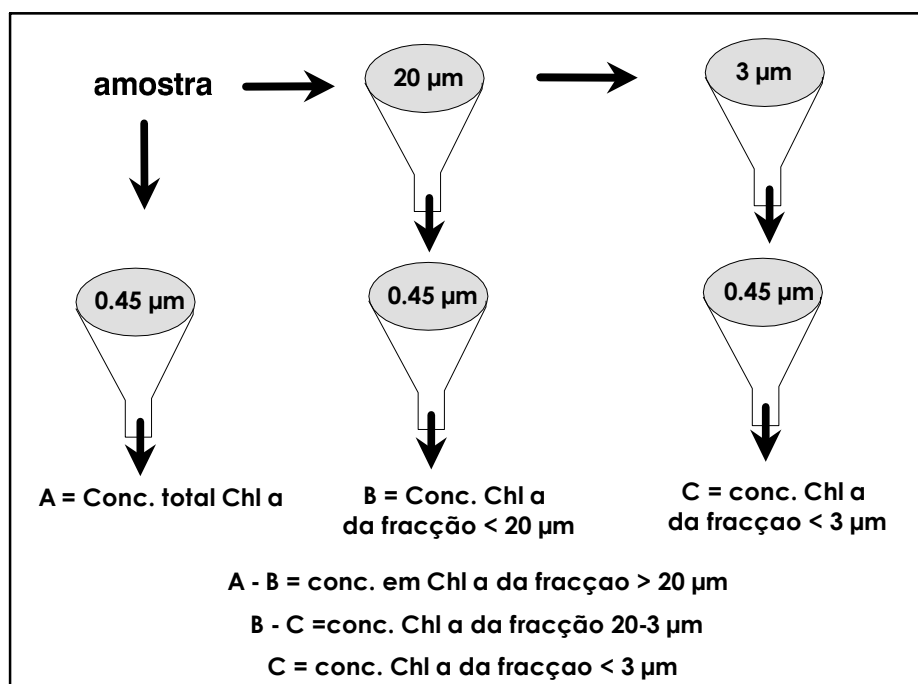


Figura 3.2 - Esquema de filtração selectiva das amostras de água para obtenção da Clorofila *a* por classes de tamanho, usando filtros de diferentes porosidades (pré-filtração com filtros de porosidade 3 e 20 µm e filtração final com filtro de porosidade 0.45 µm).

Para a quantificação da Produção Primária fitoplanctónica, efectuada de acordo com o método referido na Tabela 3.4, em cada ponto de amostragem encheram-se seis frascos de Winkler claros e três escuros com água da lagoa, recolhida com auxílio da garrafa de Van Dorn, a cerca de 30 cm de profundidade. Em três (replicados) dos frascos claros adicionaram-se, de imediato, os reagentes de Winkler I e Winkler II, para fixar o Oxigénio (Oxigénio inicial). Os restantes frascos (três claros e três escuros) foram deixados a incubar na lagoa, durante quatro a seis horas, à profundidade de recolha, apoiados numa estrutura flutuante construída para o efeito. No final do período de incubação retiraram-se os frascos e adicionou-se a cada um os dois reagentes de Winkler. Todos os frascos foram acondicionados no escuro e a baixa temperatura (mala térmica), durante o transporte para o laboratório. Procedeu-se, depois, à determinação do Oxigénio dissolvido em cada um dos frascos (iniciais - Fi, claros - Fc e escuros - Fe), pelo método de Winkler (Tabela 3.3), de modo a obter a produção primária bruta, produção primária líquida e respiração total.

Tabela 3.4 - Fitoplâncton: Métodos de análise.

Parâmetro	Método	Referência
Composição	arrasto oblíquo efectuado na coluna de água com rede de malha=20 µm; observação do material <i>in vivo</i> , por microscopia óptica, usando chaves de identificação	Bourrely (1966, 1968, 1985); Streble e Krauter (1973) e Huber-Pestalozzi (1938)
Densidade	sedimentação das amostras em câmaras de contagem de 50 ml, durante 24 horas; contagem (Método de Uthermöhl) em microscopia de inversão ("ZEISS IM 35"), ampliação de 400x, de um mínimo de 100 células das espécies mais abundante	Wetzel e Likens (1991); A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985); Lund <i>et al.</i> (1958)
Tamanho das células	Dimensão do eixo maior	Jordan <i>et al.</i> (1988)
Biovolume	Medição das dimensões das células com escala micrométrica em 20-25 indivíduos por taxa, em cada replicado e aproximação a formas geométricas; biovolume celular médio multiplicado pela densidade fitoplanctónica	Wetzel e Likens (1991); A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985); Alió <i>et al.</i> (1987) e Smayda (1978)
Produção Primária	Método dos frascos claros e escuros ou Oxigénio Dissolvido	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1985)

3.3.2.6. Vegetação

O estudo da vegetação foi efectuado segundo duas abordagens. Ao nível mais vasto da bacia de drenagem, foi levado a cabo um estudo qualitativo da vegetação, baseado na descrição da composição florística, com o objectivo de proceder a uma cartografia por grandes tipos de formações vegetais. A vegetação aquática foi estudada do ponto de vista qualitativo e quantitativo, com o objectivo de proceder à cartografia e caracterização das principais manchas de macrófitas aquáticas da lagoa da Vela e obter uma panorâmica geral das densidades, dinâmica e metabolismo da comunidade de plantas aquáticas.

Na mancha florestal, que se estende entre as lagoas e o mar, efectuaram-se alguns percursos ao longo de transectos (perpendiculares ao mar e às lagoas) para recolha de exemplares, estudo da composição florística e estimação de alguns indicadores semi-quantitativos de vegetação (Braun-Blanquet, 1979). A colheita de espécies aquáticas, ribeirinhas e outras, foi efectuada ao longo de todo o período de estudo, procurando preservar as principais estruturas utilizadas na identificação (flor, fruto e folha). As plantas foram herborizadas e identificadas, até ao género ou até à espécie, no Instituto Botânico da Universidade de Coimbra e na Universidade do Algarve.

Em 1993, foi efectuado um primeiro estudo da vegetação aquática da Lagoa da Vela. Baseado na interpretação de fotografias aéreas (a cores e de infra-vermelhos, de Agosto de 1993) e em levantamentos de campo, foram definidas manchas de macrófitas nas Lagoas das Braças e da Vela. Efectuou-se uma amostragem pontual, em finais de Julho de 1993, já que nos climas temperados, o pico da biomassa da vegetação aquática ocorre nos meados do Verão. Foram recolhidas 2 -3 amostras por mancha, por corte da parte aérea das plantas existentes em parcelas de 1 m² (Braun-Blanquet, 1979), para determinação da biomassa (peso seco determinado pelo método referido na Tabela 3.5). Com base no conhecimento fornecido por este estudo preliminar, no ano seguinte foi efectuado um estudo mais sistemático para caracterização da zonation, dinâmica e metabolismo da vegetação aquática na Lagoa da Vela. Localizaram-se quatro transectos permanentes, perpendicularmente à margem (Figura 3.1), de modo a amostrar as manchas de vegetação mais representativas da lagoa. O método dos transectos é apropriado para a descrição das alterações que ocorrem na vegetação ao longo de um gradiente ambiental (Correia, 1985; Engel, 1985; Kershaw, 1973).

Mensalmente, de Abril a Outubro de 1994, de modo a completar um ciclo Primavera-Verão-Outono, foram recolhidas amostras, por corte e apanha da parte “aérea” das plantas, para determinação da biomassa. Em cada unidade de amostragem procedeu-se, ainda, à determinação dos seguintes parâmetros: a) profundidade da coluna de água, com auxílio de uma vara graduada; b) cobertura total

da parcela; c) espécies mais abundantes e respectivo grau de sociabilidade (Tabela 3.5). Devido à utilização de uma técnica de recolha destrutiva, as unidades de amostragem tiveram uma localização contígua, mas distinta, ao longo do período estudado. O comprimento máximo de cada transecto foi estabelecido de acordo com o desenvolvimento de cada mancha de vegetação durante o período de amostragem.

Durante o transporte para o laboratório, as amostras, foram colocadas em sacos de plástico devidamente etiquetados, conservadas a baixa temperatura (acondicionadas em malas térmicas). Sempre que possível, as amostras foram tratadas imediatamente após as saídas de campo. Enquanto não era escolhido, o material foi mantido a -4°C. No laboratório, as amostras foram cuidadosamente lavadas em água corrente para separação de resíduos de sedimento e epífitos, e deixadas a secar ao ar. Posteriormente, as amostras foram escolhidas, efectuando-se, o mais possível, a separação das espécies por subamostras e retirando-se a matéria morta e raízes. Segundo Engel (1985), as raízes não deverão ser incluídas na medição da biomassa, por normalmente quebrarem durante a amostragem. O material assim escolhido foi pesado, constituindo o peso húmido total da amostra. Sempre que o volume da amostra era muito elevado, após obter o peso húmido total, efectuou-se uma sub-amostra, nunca inferior a 10 % do peso total da amostra, para determinações do peso seco (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 - Macrófitas: Métodos analíticos.

Parâmetro	Método	Referência
Composição	Observação do material <i>in vivo</i> e herborizado, usando chaves de identificação	
Cartografia das manchas de vegetação	fotointerpretação e digitalização; levantamentos de campo	Engel (1985)
Espécies mais abundantes, Índice de sociabilidade e Cobertura (%)	estimativa visual em parcelas e parcelas de amostragem de 0,25 m ² , distribuídas de 5 em 5 metros ao longo de transectos	Engel (1985); Braun-Blanquet (1979)
Biomassa (peso seco)	colheita em parcelas de amostragem de 0,25 m ² , distribuídas de 5 em 5 metros ao longo de transectos; peso seco obtido por secagem do material vegetal em estufa a 105 °C, até peso constante e pesagem numa balança com precisão de 0.001g	A.P.H.A. <i>et al.</i> (1989); Engel (1985)

3.3.2.7. Sedimentos

Na Primavera de 1993, foram recolhidas amostras de sedimentos em diversos locais da Lagoa das Braças, numa altura em que esta se encontrava praticamente seca. No Outono de 1994, na Lagoa da Vela, recolheram-se amostras de sedimentos, submersos, em vários pontos dispostos ao longo de 3 transectos perpendiculares à margem. As amostras foram colhidas de acordo com o procedimento sugerido por Lewis e McConchie (1994), com auxílio de um tubo de PVC, com 50 mm de diâmetro (“core”), enterrado no sedimento até 10 cm de profundidade. Apesar de só amostrarem uma pequena área, os “cores” apresentam como vantagens, relativamente à toma de amostras com dragas, o facto de se conhecer a profundidade de amostragem e de as amostras permanecerem inalteradas.

As amostras foram conservadas nos tubos até ao seu tratamento e análise laboratorial. Os “cores” foram conservados a baixa temperatura durante o transporte para o laboratório, e refrigerados, a 4 °C, quando não eram processados de imediato.

No laboratório, as amostras foram colocadas a secar, numa estufa com arejamento forçado, a cerca de 60 °C, até peso constante, para remoção da humidade e inibição da actividade microbiana. Depois a amostra foi passada por crivo com malha de um cm, para retenção da fracção de terra bruta. O restante material foi passado por um crivo com malha de dois mm, para separação da terra fina do material grosseiro. Finalmente, a fracção de terra fina foi dividida em subamostras, para serem usadas na análise da textura e teor de matéria orgânica dos sedimentos, cujos métodos se referem na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Sedimentos: métodos analíticos.

Parâmetro	Método	Referência
Textura	Método do densímetro utilizando Hexametáfosfato de sódio como solução dispersante para cálculo das fracções areia fina, limo e argila (em %); diagrama triangular para a classificação da textura do solo	Costa (1985)
Matéria orgânica	Oxidação do Carbono orgânico com Dicromato de potássio e ácido sulfúrico e posterior titulação com sulfato ferroso amoniacal; classificação dos sedimentos quanto ao seu teor em matéria orgânica (%)	Santos (1991)

3.4. RECOLHA DE OUTROS DADOS

Para além dos dados obtidos no decurso da campanha de amostragem foram, ainda, compilados os dados resultantes de outros estudos, disponíveis em artigos científicos, teses de mestrado, outros trabalhos e relatórios científicos, referentes à Lagoa da Vela. Como complemento desta informação numérica, sistemática, foi igualmente reunida informação de carácter qualitativo, obtida nos levantamentos de campo, em conversas tidas com habitantes, autarcas locais e responsáveis regionais e resultantes de pesquisa a referências locais em obras de literatura e registos históricos.

Reuniu-se, ainda, um conjunto apreciável de material cartográfico (cartas, ortofotomapas, fotografias aéreas), recente e passado, que foi adquirido nas Mapotecas e Fototecas do Instituto Português de Cartografia e Cadastro (I.P.C.C.), ex- Instituto Geográfico e Cadastral (I.G.C.) e do Instituto Geográfico do Exército (I.G.E.), ex- Serviço Cartográfico do Exército (S.C.E.).

3.5. COMPILAÇÃO DA INFORMAÇÃO E ELABORAÇÃO DE BASES DE DADOS

Os dados “numéricos” da Lagoa da Vela e respectiva bacia de drenagem estão compilados em bases de dados temporais, temáticas (clima, hidrologia, qualidade da água, fitoplankton, macrófitas). Nelas se incluem todos os dados disponíveis - os resultados já publicados, de estudos anteriores, e os obtidos na campanha de amostragem que decorreu no âmbito do presente trabalho. Os parâmetros, os períodos a que respeitam e a respectiva origem dos dados são referidos na Tabela 3.7. De igual modo, para o material de natureza geográfica, foi organizada uma base de dados que sistematiza a proveniência e características essenciais da informação com suporte espacial disponível (Tabela 3.8).

Tabela 3.7 - Estrutura das bases de dados “numéricos” da Lagoa da Vela: parâmetros, origem dos dados e períodos a que respeitam.

	Mai 88 -Set 88 (Vasconcelos, 1990)	Fev 92 - Jan 93 Barros (1994)	Out 92- Out 93 presente estudo	Out 93- Out 94 presente estudo
Clima				
Temperatura ar	X	X	X	X
Precipitação			X	X
Radiação solar			X	X
Vento			X	X
Evaporação				X
Hidrologia				
níveis freáticos			X	X
caudais				X
nutrientes				X
nível lagoa			X	X
Qualidade da água				
pH		X		X
Condutividade	X	X		X
Temperatura água	X	X		X
Profundidade	X	X		X
Disco de Secchi	X	X		X
Oxigénio Dissolvido	X	X		X
Clorofila <i>a</i>	X	X		X
Coef. extinção luz				X
Azoto	X	X		X
Fósforo	X	X		X
Sílica	X	X		
Fitoplâncton				
Composição	X	X		X
Nº células	X	X		X
Biovolume				X
Biomassa				X
Produção Primária				X
Zooplâncton				
Composição	X	X		
Nº indivíduos	X	X		
Macrófitas				
Composição				X
Cobertura				X
Biomassa				X
Produção primária				X

Tabela 3.8 - Material geográfico disponível sobre as Lagoas de Quaios e respectivas características.

Tipo	Data	Escala	Fonte *1	Nº folha	Tipo de Suporte	Qualidade do Suporte *2
Cartas						
geológica	1988	1/50.000	D.G.G.M.		papel	3
corográfica	1969	1/50.000	I.G.C.P.	19	papel	4
militar	1982	1/25.000	I.G.E.	228	papel	4
militar corográfica	1947	1/25.000	I.G.E.	228	papel	4
batimétrica	1866	1/100.000	I.G.C.P.		fotocópia	2
batimétrica	s. d.	1/2000	D.G.F.		fotocópia	2
	1998	1/2500	Mota e C ^a		cópia	3
Ortofotomapas						
planimetria	1979	1/10.000	I.G.C.P.	140/365	papel	3
planimetria e altimetria	1979	1/10.000	I.G.C.P.	145/365	diazo papel diazo	3
Fotografias aéreas						
monocromáticas verticais	1996	1/8.000	I.P.C.C.		papel fotográfico	5
coloridas obliquas	1993	1/5.000	presente estudo		papel fotográfico	2
infra-vermelhos obliquas	1993	1/5.000	presente estudo		papel fotográfico	4
monocromáticas verticais	1982	1/15.000	I.G.C.P.		papel fotográfico	4
monocromáticas verticais	1965	1/15.000	I.G.C.P.		papel fotográfico	4

***1 Fonte:** I.P.C.C. - Instituto Português de Cartografia e Cadastro, ex I.G.C.P. - Instituto Geográfico e Cadastral Português; I.G.E. - Instituto Geográfico do Exército, ex S.C.E. - Serviço Cartográfico do Exército; D.G.G.M. - Direcção Geral de Geologia e Minas; D.G.F. - Direcção Geral de Florestas (Administração Florestal da Figueira da Foz); Mota e C^a - Mota e Companhia S.A. Portugal.

***2 Qualidade do suporte:** é função do tipo de papel, da qualidade de reprodução e granulometria, variando entre 1 (má qualidade) e 6 (excelente qualidade).

CAPÍTULO 4. ANÁLISE DE DADOS E MODELAÇÃO

4.1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas são sistemas complexos, caracterizados por fortes interações entre as suas partes, geralmente não lineares, por complicados ciclos de retroacção, que tornam difícil distinguir causas e efeitos, e por significativas descontinuidades espaciais e temporais (Costanza *et al.*, 1993). Os problemas ambientais resultantes da acção do Homem sobre os ecossistemas exigem, por isso, o desenvolvimento de métodos de análise que possam lidar com tais complexidades. A Ciência é, classicamente, analítica e reducionista, assumindo as relações e retroacções entre elementos como negligenciáveis ou essencialmente lineares. Os sistemas complexos violam os pressupostos das técnicas reducionistas e não podem ser entendidos numa perspectiva científica clássica.

A análise e teoria geral de sistemas é um método científico integrado, que oferece grande potencial para entender o comportamento dos sistemas naturais e das suas relações complexas com os sistemas antropogénicos (Costanza *et al.*, 1993). A abordagem sistémica - o processo de conceptualização, quantificação, avaliação e utilização de modelos de simulação - permite a identificação de relações causais nos sistemas complexos. Os modelos sintetizam as características essenciais do problema, processando o conhecimento teórico, empírico, e os dados observados, de uma forma organizada e útil. Facilitam a compreensão do problema em causa e são, por isso, utilizados como ferramentas de pesquisa ecológica, como ferramentas de apoio à gestão e planeamento dos recursos e, ainda, em educação ambiental (Grant, 1998; DeBellevue *et al.*, 1993; Jørgensen, 1992; Varis, 1994; Jørgensen, 1988; Niemi, 1986a; Fedra, 1984).

Uma gama considerável de técnicas está hoje disponível para modelação das interações entre os sistemas naturais e antropogénicos, dados os avanços na velocidade e acessibilidade dos computadores e na implementação de abordagens sistémicas cada vez mais interdisciplinares para o estudo de sistemas complexos (Costanza *et al.*, 1993). A limnologia e a modelação limnológica encontram-se num período crítico, de mudança de paradigmas e abordagens (Straškraba, 1995). Paralelamente ao crescimento da utilização de modelos, assiste-se ao criticismo de alguns especialistas quanto à capacidade dos modelos matemáticos dinâmicos produzirem previsões adequadas (Tongeren, 1995). Também existem fortes limitações nos modelos estatísticos (Krambeck, 1995), que podem conduzir a resultados significativamente convenientes, mas fictícios. Os modelos matemáticos e as

inferências estatísticas, apesar de constituírem abordagens distintas, na prática são utilizados em conjunto, pois providenciam diferentes ferramentas de raciocínio. Para lidar com as múltiplas tarefas da modelação da qualidade da água é necessário o recurso a uma variedade de ferramentas (Varis, 1991). Uma combinação de abordagens conduz, muito provavelmente, a uma melhor compreensão do ecossistema e a previsões mais válidas (Tongeren, 1995).

A modelação matemática dinâmica tenta representar as variações temporais dos sistemas em estudo (Hannon e Ruth, 1994); continua a ser uma solução elegante para ganhar conhecimento sobre os processos actuantes nos ecossistemas lacustres. Os modelos dinâmicos determinísticos descrevem as tendências e sazonalidades e as interdependências do sistemas e das suas variáveis, controladas por múltiplos factores, mas a sua validade depende da quantidade e qualidade das bases de dados e das séries temporais, do conhecimento empírico aprofundado do sistema e das técnicas de modelação seleccionadas (Recknagel *et al.*, 1997). A modelação espacial de ecossistemas é também essencial, se se pretendem descrever comportamentos passados e efeitos de políticas alternativas de gestão no comportamento futuro do sistema (Maxwell e Costanza, 1993). A incorporação da componente espacial na modelação de sistemas naturais foi limitada, no passado recente, pelos elevados requisitos em dados e complexidade das soluções computacionais. O desenvolvimento de arquitecturas e aplicações informáticas mais acessíveis e o incremento da detecção remota, contribuíram para o rápido desenvolvimento da simulação espacial e da ecologia da paisagem.

Os modelos numéricos não captam conceitos abstractos, que são preferencialmente descritos utilizando a linguagem natural, o meio principal de comunicação entre humanos (Câmara *et al.*, 1994). As representações linguísticas devem ser aplicadas nos casos em que não exista informação quantitativa disponível ou quando esta é inapropriada (Seixas *et al.*, 1991). Os modelos multidimensionais, propostos, por exemplo, por Câmara (1991), incluem não só representações numéricas, mas também linguísticas e pictoriais.

Dada a complexidade dos dados, da conceptualização e das soluções computacionais, os modelos ecológicos são, portanto, sempre modelos complexos. Para otimizar a comunicação e compreensão dos potenciais utilizadores dos modelos, estreitando a distância entre investigadores e entre estes e a sociedade civil, as técnicas de visualização científica de dados têm vindo a ganhar importância crescente nos tempos recentes (Heringa *et al.*, 1995). O uso de avançadas técnicas de computação gráfica e a incorporação de interfaces “visuais” nos modelos ecológicos é, pois, fundamental.

Neste trabalho, a informação compilada ao longo do processo de recolha de dados, integrada com o conhecimento teórico e empírico adquiridos, foi processada

recorrendo a um conjunto variado de ferramentas. Entre as técnicas disponíveis, escolheram-se aquelas que, funcionando em plataformas de fácil divulgação (computadores pessoais), se mostraram mais adequadas às características do sistema e dos dados e que produziram resultados mais compreensíveis, ou mais válidos e realistas, de acordo com os objetivos. Trata-se de uma metodologia integrada, que consiste numa análise multidimensional (números, informação qualitativa e de imagens geográficas), no que respeita à informação, e uma combinação de diversas técnicas, no que respeita à exploração dos dados (Figura 4.1).

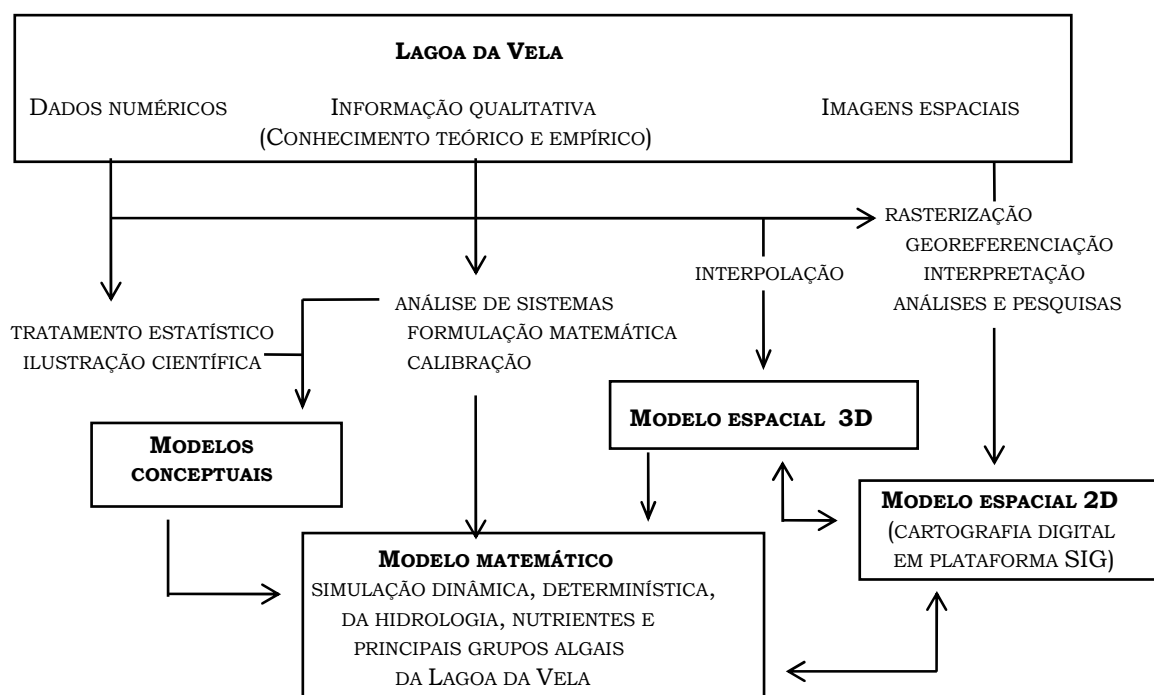


Figura 4.1- Metodologia integrada de processamento da informação contida nas bases de dados da Lagoa da Vela e de obtenção dos modelos do sistema.

Neste capítulo, apresentam-se os diversos procedimentos de tratamento da informação e que conduziram à obtenção dos diversos tipos de modelos que descrevem a Lagoa da Vela: os métodos clássicos, como sejam procedimentos estatísticos e ilustração científica, que conduziram aos modelos conceptuais; a análise espacial e a modelação matemática, que conduziram aos modelos espaciais, 2D e 3D, e ao modelo dinâmico, determinístico. Apesar dos diferentes tipos de modelos funcionarem como ferramentas independentes, a metodologia, como um todo, é um processo interactivo, circulando informação diversa, que liga diferentes componentes do processo geral (Figura 4.1).

4.2. MÉTODOS CLÁSSICOS

Numa primeira fase procedeu-se à compilação de toda a informação recolhida (fontes consultadas e resultados experimentais) (ver Tabelas 3.7. e 3.8, Capítulo 3, págs. 60 e 61). Do conjunto global de dados numéricos, seleccionaram-se e trabalharam-se especialmente aqueles que dizem respeito à série temporal mais completa: os dados resultantes da campanha de amostragem que decorreu na Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante, entre Outubro de 1993 e Janeiro de 1995. Sempre que possível, sumarizaram-se as características das amostras nos seguintes valores estatísticos: média, variância e desvio padrão dos respectivos replicados.

Para avaliar a existência de diferenças significativas, por exemplo entre pontos de amostragem, aplicaram-se os seguintes testes: análise t-student (Snedecor e Cochran, 1989) e teste multivariável não paramétrico Hotelling's T (Erzini, 1993). As técnicas não paramétricas e o teste de t-student têm sido aplicados em estudos de qualidade da água (Stow et al., 1998). Em todos os testes utilizados para averiguação de diferenças foram considerados os níveis de significância (probabilidade de rejeitar a Hipótese nula) de 0.05 e 0,01 (intervalo de confiança de 95% e 99%, respectivamente). Por exemplo, a aplicação da análise t-student de médias emparelhadas às médias dos vários parâmetros, mostrou que as diferenças encontradas entre os dois pontos de amostragem da lagoa não eram significativas para os parâmetros temperatura da água, profundidade da lagoa, azoto inorgânico total, fósforo inorgânico total e Clorofila a. Para descrever a variação temporal e a relação entre pares de variáveis, elaboraram-se gráficos do tipo Diagrama de dispersão (scatter diagram). Determinaram-se equações de regressão, lineares e múltiplas, e coeficientes de correlação para alguns pares de variáveis.

A ilustração científica é desde longa data utilizada em ciências biológicas; entendida como a descrição gráfica rigorosa de objectos de estudo e conceitos em ciência, permite apresentar informação especializada de modo preciso, eficiente e apelativo (Hodges, 1989). Neste trabalho aplicaram-se técnicas de ilustração científica para representar graficamente alguns aspectos da estrutura do ecossistema, nomeadamente a zonação das plantas aquáticas. A ilustração dos perfis de vegetação foi realizada sobre poliéster, com caneta técnica ou aparo e tinta da china. Para garantir a proporcionalidade das dimensões dos diferentes elementos, os desenhos foram efectuados à escala, tendo por base o perfil batimétrico, as características individuais das plantas (altura e porte médios) e os resultados da amostragem. Utilizou-se, também, material fotográfico e esboços e notas de campo, como material de suporte para a obtenção deste modelo gráfico. A ilustração individual de cada espécie foi apoiada em material fotográfico e fundamentada nas respectivas descrições taxonómicas.

O desenvolvimento de modelos gráficos, causais e conceptuais, recorrendo a técnicas de análise de sistemas, simplificam e facilitam a compreensão de alguns fenómenos. Elaboraram-se, pois, para além dos modelos estatísticos, diagramas causais e de compartimentos, para análise ou síntese de vários aspectos da informação. Outros modelos conceptuais foram desenhados com apoio de técnicas de gráficas, para introduzir maior realismo nos diagramas resultantes.

Os resultados da aplicação destas técnicas são apresentados, especialmente, nos Capítulos 5, 6, 7 e 8. A informação contida neste conjunto de modelos mais convencionais e informais, e o conhecimento assim adquirido, constituem, ainda, a base de suporte para a implementação das outras abordagens (modelos espaciais e matemático).

4.3. MODELAÇÃO ESPACIAL

4.3.1. MODELAÇÃO ESPACIAL 3D

Algumas questões de carácter iminente espacial, como sejam a definição dos limites da bacia drenante superficial e subterrânea e a distribuição espacial dos contaminantes, requerem o desenvolvimento de ferramentas próprias, auxiliares, de análise.

Os terrenos de uma bacia hidrográfica são delimitados por dois tipos de linhas de separação de águas - uma topográfica, ou superficial, e outra freática ou subterrânea (Lencastre e Franco, 1984). A linha de cumeada, ou seja a linha que liga os pontos de cota máxima em redor da bacia, reunindo no seu interior todas as superfícies (topográficas) que drenam para a lagoa, é, regra geral, de fácil delimitação. Contudo, no caso de estudo, esta linha abre caminho, quase se poderia dizer caprichosamente, por entre uma rede complexa de cordões dunares e uma extensa plataforma arenosa de morfologia suave, muito permeáveis. Também os aquíferos são sistemas reais muito complexos e a delimitação das bacias subterrâneas é um problema prático de difícil resolução.

Várias técnicas de simulação multidimensional são referidas na literatura, incluindo as interpolações e os modelos de matriz (Goderya et al., 1996). Os modelos espaciais tridimensionais parecem ser bastante indicados para clarificar aspectos relacionados com a heterogeneidade espacial.

Os métodos de análise geoestatística, ou seja a análise de dados e modelação espacial contínua, consistem num conjunto de ferramentas numéricas que permitem a

reconstituição de imagens espaciais (Journel, 1989), com base em correlações de vizinhança. A krigagem (Kriging) é um algoritmo geoestatístico de interpolação.

Trata-se de uma variante dos sistemas normais de equações, um interpolador exacto muito utilizado em hidrogeologia e exploração mineira, que fornece médias da heterogeneidade espacial das variáveis. A krigagem efectuada por variogramas lineares é muito efectiva, pois este método, entre os diversos métodos de interpolação disponíveis, gera a melhor interpretação para a maioria dos conjuntos de dados. Esta técnica permite desenhar rapidamente linhas de contorno (isolinhas). Contudo, não é garantido que os pontos originais coincidam exactamente com a matriz, dado que os mapas de contornos são desenhados a partir da matriz de interpolação.

Por aplicação da interpolação espacial, pelo método da krigagem, foram construídos modelos digitais 3D, em SURFER versão 5.00 (Golden Software Inc., 1994). SURFER é um programa baseado numa grelha ou matriz de contornos (modelo matricial). A criação da grelha é um processo que consiste em utilizar os pontos de um ficheiro de dados (X, Y, Z), para criar um conjunto de valores calculados e distribuídos por uma matriz regularmente espaçada. A criação de uma grelha ou matriz (ficheiros de extensão .grd), a partir de um ficheiro de dados X, Y, Z (.dat), é necessária para produzir mapas de contornos e gráficos de superfície. Um conjunto de parâmetros, divididos em parâmetros geométricos e parâmetros do método, definem o tipo de matriz que se pode construir a partir de um ficheiro de dados e controlam o procedimento de interpolação. Os parâmetros referentes à geometria da matriz incluem a densidade (definida pelo número de colunas, correspondente à direcção X, e de linhas, correspondente à direcção Y) e os seus limites (valores mínimos e máximos das coordenadas X e Y). Os ficheiros grelha ou matriz definem, assim, um arranjo regular do espaço, em malha, incluído entre os limites máximos e mínimos das coordenadas X e Y dos dados originais. Os parâmetros escolhidos para a criação dos diversos ficheiros de grelha, estão especificados na Tabela 4.1. A densidade da grelha, em cada direcção e em cada caso, foi escolhida de modo a que o tamanho da malha base da matriz seja aproximadamente igual nas duas direcções X e Y. Os ficheiros de grelha (matriz tridimensional) servem de base à criação de ficheiros gráficos (extensão .srf), que podem assumir a configuração de uma superfície tridimensional (qualquer combinação de linhas de constantes X, Y e Z) ou a de um mapa de contornos (uma representação bidimensional de dados tridimensionais). As características dos ficheiros gráficos, que correspondem ao conjunto de modelos 3D apresentados nos Capítulos 5 e 6, estão descritas na Tabela 4.2.

A construção do modelo 3D do relevo (ver Figura 5.4, Capítulo 5, pág. 107) foi baseada em exaustivo trabalho de campo, apoiado por fotointerpretação estereoscópica, por levantamentos topográficos pontuais (poços) e na informação retirada das cartas topográficas e batimétricas disponíveis. O modelo abrange, no eixo

S-N, uma área que vai desde a Lagoa das Braças até à Lagoa da Salgueira, mais extensa que a da bacia drenante da Lagoa da Vela. Longitudinalmente, inclui uma área alargada do campo dunar Oeste e uma área aproximadamente correspondente do lado Este (zona agrícola), também mais extensa que a da bacia drenante. O modelo matricial do lençol freático (ver Figura 5.4, Capítulo 5, pág. 107) abrange a mesma área do modelo do relevo. No modelo tridimensional da contaminação das águas subterrâneas (ver Figura 6.4, Capítulo 6, pág. 140) reduziu-se a área da matriz de simulação, que abrange aproximadamente metade da área simulada no modelo do aquífero, ou seja, um pouco mais extensa que a área correspondente à Lagoa da Vela e respectiva vertente drenante Este, dada a ausência de dados de qualidade da água referentes à extensão dunar (Tabela 4.1). Os valores X e Y, dos ficheiros de dados, correspondem às distâncias, respectivamente, nos eixos S-N e E-W; nos casos do modelo do relevo e da depressão lacustre, Z corresponde à altitude e, no casos dos modelos do aquífero e da distribuição espacial de nutrientes, aos níveis freáticos e às concentrações de azoto na água (valores máximos e mínimos), respectivamente. Na ausência de registos hidrológicos referentes à vasta extensão dunar, estimaram-se valores em alguns pontos (charcos temporários), com base na análise de fotografias aéreas.

TABELA 4.1 - Parâmetros dos modelos matriciais tridimensionais.

FICHEIRO	PARÂMETROS GEOMÉTRICOS			PARÂMETROS DO MÉTODO
	MÁXIMO X / Y (M)	MÍNIMO X / Y (M)	DENSIDADE X / Y (Nº)	
LAGOA.GRD	2200 / 700	0 / 0	87 / 28	VARIOGRAMA LINEAR, ESCALA=1 KRIGAGEM ORDINÁRIA ERRO VARIÂNCIA E MICROVARÂNCIA=0 ANISOTROPIA: RAIOS 1E 2=1090 ÂNGULO=0
RELEVO .GRD	6000 / 7000	0 / 0	120 / 140	VARIOGRAMA LINEAR, ESCALA = 1 KRIGAGEM ORDINÁRIA ERRO VARIÂNCIA E MICROVARÂNCIA=0 ANISOTROPIA: RAIOS 1 E RAIOS 2 = 4550 ÂNGULO=0
PIEZOMETRIA .GRD	6000 / 7000	0 / 0	110 / 128	VARIOGRAMA LINEAR, ESCALA = 1 KRIGAGEM ORDINÁRIA ERRO VARIÂNCIA E MICROVARÂNCIA=0 ANISOTROPIA: RAIOS 1 E RAIOS 2 = 3920 ÂNGULO = 0
NITRATOS.GRD	4000 / 4500	0 / 2000	50 / 30	VARIOGRAMA LINEAR, ESCALA = 1 KRIGAGEM ORDINÁRIA ERRO VARIÂNCIA E MICROVARÂNCIA=0 ANISOTROPIA: RAIOS 1 E RAIOS 2 = 1820 ÂNGULO = 0

Tabela 4.2 - Tipos e parâmetros dos ficheiros gráficos (extensão .srf) produzidos com base nos modelos matriciais.

TIPO DE GRÁFICO	PARÂMETROS			
	PROJECCÃO	ROTAÇÃO	INCLINAÇÃO	DISTÂNCIA OCULAR
MAPA DE CONTORNOS PIEZOMETRIA	ORTOGRÁFICA	75°	35°	25%
SUPERFÍCIE TRIDIMENSIONAL LAGOA RELEVO PIEZOMETRIA NITRATOS	ORTOGRÁFICA	75°	35°	25%

A comparação entre o modelo matricial do relevo e as observações estereoscópicas e de campo, mostram que este simula muito aproximadamente a realidade do relevo, revelando-se, portanto, útil como ferramenta de apoio à definição dos contornos da linha de separação topográfica e das linhas de fluxo do escoamento superficial. Também o modelo matricial da lagoa revela uma grande aproximação à realidade. Apesar de não ser possível verificar a correspondência entre o modelo do lençol freático e a realidade do terreno, os resultados obtidos traduzem bem as tendências das observações de campo e o conhecimento empírico e teórico, apesar da incerteza associada aos dados de entrada referentes ao campo dunar. Mostrou-se de grande utilidade na definição do sentido das linhas de fluxo subterrâneo e dos limites da bacia drenante freática da Lagoa da Vela. A distribuição de contaminantes traduzida pela interpolação espacial parece, igualmente, traduzir bem as tendências das observações de campo e do conhecimento empírico e teórico.

4.3.2. MODELO ESPACIAL 2D OU IMPLEMENTAÇÃO DO SIG VELA

4.3.2.1. Objectivo e procedimento geral

O desenvolvimento de modelos ecológicos que incluam uma abordagem espacial requer o acesso e manipulação de grandes quantidades de informação. Basicamente, um SIG funciona como ferramenta integradora de dados de diferentes tipos e diferentes origens, tendo em comum um mesmo referencial geográfico, sobre a qual se questiona e se analisa o sistema, na tentativa de otimizar recursos e estruturas, sejam eles naturais ou humanos. Grande parte da informação disponível sobre a Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante, foi organizada no sentido de ser

incorporada numa plataforma referenciada geograficamente, que se passará a designar por SIG Vela.

A implementação do SIGVela teve como objectivo geral produzir uma ferramenta capaz de captar, traduzir e integrar a informação disponível e de produzir cartografia diversa, actualizada, e histórica, conjugada numa plataforma geográfica comum que a torne facilmente disponível e manipulável. O SIGVela foi implementado em AutoCAD Map 3. Este software é uma ferramenta que combina no mesmo pacote o componente CAD - ferramenta digital de desenho e SIG - para a georeferenciação, processamento vectorial e pesquisas espaciais. A escolha do formato vectorial na definição do SIGVela teve em conta, especialmente, as limitações inerentes à qualidade do tipo de informação geográfica de base. O método seguido no processo geral de implementação do SIGVela está representado esquematicamente na Figura 4.2. Trata-se de um procedimento interactivo, composto por um conjunto de etapas sequenciais, cada uma reunindo um conjunto de tarefas, que se descrevem seguidamente.

4.3.2.2. Compilação e introdução de dados espaciais

A qualidade da informação geográfica é um factor importante na produção de qualquer modelo cartográfico. Para a caracterização geral da área de estudo em pequena escala, pode considerar-se que as cartas em suporte de papel contêm suficiente informação estruturante e de contexto, permitindo uma representação da realidade em que o detalhe e exactidão são suficientes para garantir uma consistência lógica aceitável na sobreposição georeferenciada do restante material cartográfico. Contudo, para produzir uma cartografia mais actual e pormenorizada do uso do solo e para que, por exemplo, a capacidade de identificação dos pontos de amostragem para posterior adição de dados alfanuméricos seja efectuada com um mínimo de rigor topográfico, utilizaram-se também ortofotomapas e fotografias aéreas (ver Tabela 3.8, Capítulo 3, pág. 61). As fotografias aéreas da cobertura de 1996 constituíram a base de referência dos elementos cartográficos. Aquela data, garantiu uma actualização da cartografia e sua validação com levantamentos de campo. A escala (1: 8.000) proporcionou grande pormenor e facilidade interpretativa dos elementos fisiográficos.

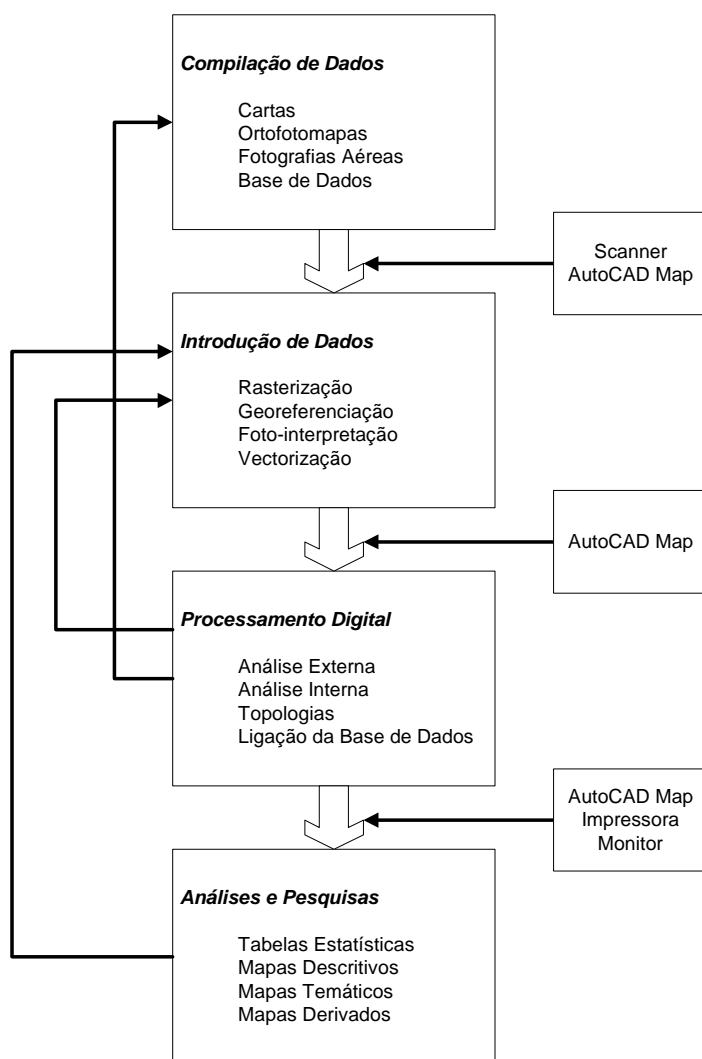


Figura 4.2 – Descrição esquemática do método seguido na implementação do SIG Vela (etapas e respectivas tarefas, tipo de resultados e recursos utilizados).

A entrada de dados cartográficos foi efectuada por rasterização de cartas, ortofotomapas e fotografias aéreas, utilizando um scanner, e de transcrição de outros formatos digitais. Para garantir a qualidade de interpretação, utilizaram-se diferentes resoluções de digitalização, consoante a escala e o destino a dar a cada lote de informação cartográfica (Seara, 1997). Por terem uma excelente qualidade métrica e serem ortorectificados, as folhas dos ortofotomapas, da cobertura do ano de 1979, foram utilizadas com o objectivo de servir de ponto de apoio para a constituição dos mosaicos aerofotográficos, construídos com as fotografias das coberturas aéreas dos anos de 1965, 1982 e 1996. Estes mosaicos foram georeferenciados sobre os dois ortofotomapas, com base no sistema de projecção de Hayford-Gauss e o sistema de coordenadas referenciado ao Datum de Melrissa - Dt 73 (Matos, 1997b).

A vectorização, o processo de conversão dos elementos cartográficos - pontos, linhas, áreas, texto e símbolos variados - para um suporte digital, foi executada directamente sobre as imagens raster, utilizando o “rato” e o monitor, pelo componente CAD do SIG. Foi baseada em interpretação da cartografia de base, em fotointerpretação apoiada estereoscopicamente e em levantamentos de campo, que se

revelaram essenciais para garantir a qualidade do modelo cartográfico quanto à caracterização da realidade do terreno. Internamente, a informação sofreu uma organização em várias camadas (layers). Os diversos elementos vectorizados foram compartimentados em camadas independentes, organizadas segundo os seguintes grupos temáticos: localização, geologia, topografia, bacia drenante e hidrologia, batimetria da lagoa, rede viária, usos dos solos, comunidades bióticas e pontos de amostragem.

Além da informação espacial de natureza cartográfica, foi também integrada, no sistema, uma base de dados. Esta é constituída pelos valores médios mensais, do período entre Outubro de 1993 e Outubro de 1994, de vários parâmetros, como os níveis freáticos e da lagoa e as concentrações de azoto e fósforo inorgânicos, de três valas de escoamento, dois pontos da Lagoa da Vela e dezassete poços (ver Figura 3.1, Capítulo 3, pág.47).

4.3.2.3. Processamento digital da informação geográfica

A utilização dos dados cartográficos de base, em diferentes escalas e formatos, implica o surgimento de erros posicionais e de classificação, tanto no processo de georeferenciação como no processo interpretativo e representativo.

O desenho vectorial dos elementos geográficos introduz erros, que necessitam de ser eliminados antes da construção do modelo.

Procedeu-se, pois, à análise interna, de modo a corrigir e preparar os elementos vectoriais para a criação das topologias e controlar a consistência topológica da informação de suporte do modelo (Matos, 1997a). Procedeu-se, igualmente, a uma análise externa, que tem por objectivo obter um produto final mais adequado à comunicação visual da informação geográfica e a produção de informação com escala apropriada para a análise em questão (Weibel, 1986). Compararam-se várias cartografias, para averiguar a correspondência dos elementos homólogos entre uma cartografia de maior fiabilidade e precisão (ortofotomapa teste) e cada uma das cartas (carta - objecto) (Matos, 1997a).

Com a criação de topologias, que definem a posição relativa dos objectos cartográficos entre si, o sistema pode reconhecer as características físicas de cada objecto e da sua vizinhança e relacioná-las em análises espaciais. Criaram-se topologias de polígonos, de rede e de pontos, com o cálculo automático de áreas e perímetros dos objectos e a quantidade total de elementos topológicos. Os grupos de elementos cartográficos que serviram de base à criação dos diversos tipos de topologias e a suas funções no sistema estão especificadas na Tabela 4.3.

Finalizando esta fase de tratamento digital da informação geográfica, estabeleceu-se a ligação à base de dados. Completa-se, assim, a construção da estrutura que vai suportar as operações de análise espacial e pesquisa alfanumérica.

Tabela 4.3 - Topologias e a sua função no SIGVela.

TIPO DE TOPOLOGIA	ENTIDADE TOPOLÓGICA	FUNÇÃO	FONTE *	ANOS
TOPOLOGIA DE POLÍGONOS	GEOLOGIA	DESCRITIVA	5	1988
	BACIA HIDROGRÁFICA	ESTRUTURANTE E DESCRITIVA	1	1996
	LAGOA DA VELA PINHAL	SUPORTE DE MODELO	1, 2 E 3	1866
	AGLOMERADOS POP. MATOS			1965
	AGRICULTURA			1982
				1996
TOPOLOGIA DE REDE	REDE VIÁRIA	ESTRUTURANTE E DE SUPORTE	1 E 4	1996
	LIMITES ADMINISTRATIVOS			
	LINHA DE COSTA			
TOPOLOGIA DE PONTOS	REDE DE POÇOS E PONTOS DE AMOSTRAGEM	INVENTÁRIO	1	1996

(* 1. FOTOGRAFIAS DE 1996, DO I.P.C.C.; 2. FOTOGRAFIAS DE 1965 E DE 1982, DO I.P.C.C.; 3. CARTA DE 1866, DE MOTA E C^a.; 4. ORTOFOTOMAPA DE 1979, DO I.P.C.C.; 5. CARTA GEOLÓGICA DE 1988, DA D.G.G.M.)

4.3.2.4. Análises e pesquisas espaciais

Efectuaram-se algumas análises e pesquisas tipo, como sobreposições (*overlay*), criação de zonas tampão (*buffer's*), comparação e análise externa de topologias e pesquisas à base de dados, que originaram informação geográfica derivada. As análises e pesquisas foram efectuadas no sentido de descrever e dar resposta a questões diversas, relacionadas essencialmente com as características hidrológicas e as fontes de poluição difusa.

Os resultados destas funcionalidades são produzidos em vários formatos - relatórios estatísticos, mapas descritivos e temáticos. Produziram-se mapas descritivos resultantes de simples conversão da informação disponível para suporte digital, mapas temáticos resultantes de estruturação da informação por temas, mapas derivados produzidos por pesquisa e análise espacial e, ainda, relatórios estatísticos (áreas e outros atributos quantitativos das entidades cartografadas).

Esta informação pode ser acedida através da visualização directa no monitor, ou por impressão ou exportação. Os mapas produzidos são apresentados especialmente nos Capítulos 1, 5, 6 e 7 e mostraram-se muito úteis na descrição e análise das

características com resolução espacial. Reunidos na mesma plataforma espacial georeferenciada, descrevem, no seu conjunto, a situação actual e a evolução da paisagem na área envolvente da Lagoa da Vela. Resultados numéricos do SIGVela foram utilizados como dados de entrada para corrida do modelo matemático.

4.4. MODELAÇÃO MATEMÁTICA DINÂMICA

4.4.1. PROCEDIMENTO GERAL E OBJECTIVOS DO MODELO

O procedimento geral que conduziu à elaboração do modelo matemático dinâmico determinístico da Lagoa da Vela (Figura 4.3), que a seguir se descreve, é um processo interactivo, que segue o esquema geral proposto na literatura da especialidade (por exemplo Jørgensen, 1994). As diversas tarefas são fundamentadas no conhecimento existente, isto é, nos dados observados e processados, e no estado actual de conhecimentos (teoria ecológica, formulações matemáticas e parâmetros dos modelos disponíveis).

A primeira etapa, e uma das mais determinantes da modelação, é o conhecimento pormenorizado do sistema alvo e dos processos que aí têm lugar (Bear e Verruijt, 1987), tema que foi objecto de uma descrição detalhada no Capítulo 1, já que a construção dum modelo é primordialmente determinada pelo objectivo da sua elaboração. Um modelo matemático é desenvolvido neste estudo, com o objectivo de descrever a estrutura e funcionamento dinâmico do sistema formado pela Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante, de modo a funcionar como ferramenta de investigação e de apoio à gestão ambiental deste sistema.

Os limites da bacia de drenagem da Lagoa da Vela foram definidos como o espaço físico do sistema a modelar, e a simulação do andamento diário do ciclo anual, como dimensão temporal do sistema. O modelo foi implementado em STELLA® II, versão 3.0.7 para Windows (High Performance Systems, 1996), com um tempo de resolução de um dia, um período de simulação de 365 dias e usando o método de integração numérica de Euler. O programa STELLA é considerado uma poderosa ferramenta informática para o desenvolvimento de modelos dinâmicos (Hannon e Ruth, 1994). Utiliza uma linguagem gráfica iconográfica - símbolos ou ícones - baseada na popular linguagem dinâmica de Forrester, que permite elaborar modelos complexos e sofisticados. Os diversos ícones representam os reservatórios (variáveis de estado), os fluxos ou processos (interrelações funcionais do sistema) e as variáveis de controlo (os parâmetros e as variáveis externas) e são facilmente manipulados com

auxílio do “rato”, para a definir a estrutura gráfica do modelo (diagrama conceptual). A existência de janelas de diálogo facilita a introdução dos valores iniciais das variáveis de estado, dos parâmetros e das variáveis externas.

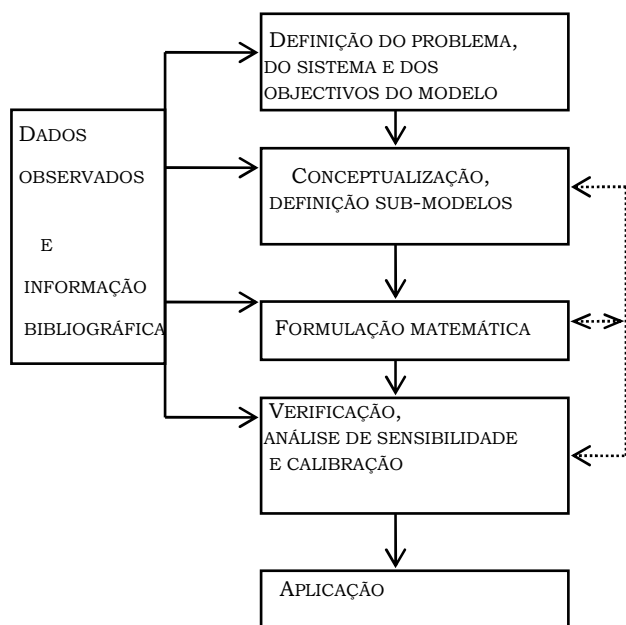


Figura 4.3 - Principais etapas do processo de desenvolvimento do modelo matemático dinâmico determinístico da Lagoa da Vela.

As equações podem ser escritas analiticamente usando o teclado ou fazendo uso de operadores especiais, matemáticos e lógicos. Há ainda a possibilidade das funções serem introduzidas sob a forma gráfica. Por cada corrida do modelo, o programa reproduz os resultados nas formas gráficas e de tabelas de valores (exportáveis).

4.4.2. CONCEPTUALIZAÇÃO E DEFINIÇÃO DE SUB-MODELOS

A conceptualização do sistema corresponde ao desenho que traduz a sua imagem mental, utilizando uma linguagem simbólica. Já que um modelo pode ser definido como uma versão simplificada e uma abstração do sistema real (Bear e Verruijt, 1987), o processo de conceptualização é fonte de erros diversos, que devem ser minorados nesta fase inicial, de modo a criar uma plataforma consistente para o futuro desenvolvimento do modelo matemático.

Seguiu-se, nesta fase inicial, uma estratégia que consistiu em criar uma matriz geral de orientação, para melhor organização do conhecimento do ecossistema em análise e incorporação dos princípios da teoria ecológica e de modelação limnológica. Começou-se por uma abordagem o mais abrangente, genérica ou holística possível, e, com o auxílio de diagramas causais, foram-se seleccionando os elementos realmente importantes para o modelo e as respectivas interacções. Com estes elementos, organizou-se uma matriz de interacções e uma matriz de fluxos directos entre variáveis de estado. Estas serviram de base à elaboração do diagrama conceptual global do ecossistema, desenhado de modo a representar não só os compartimentos e respectivos fluxos de interacção, mas também as suas relações com as fontes (funções motrizes do sistema) e sumidouros (Figura 4.4).

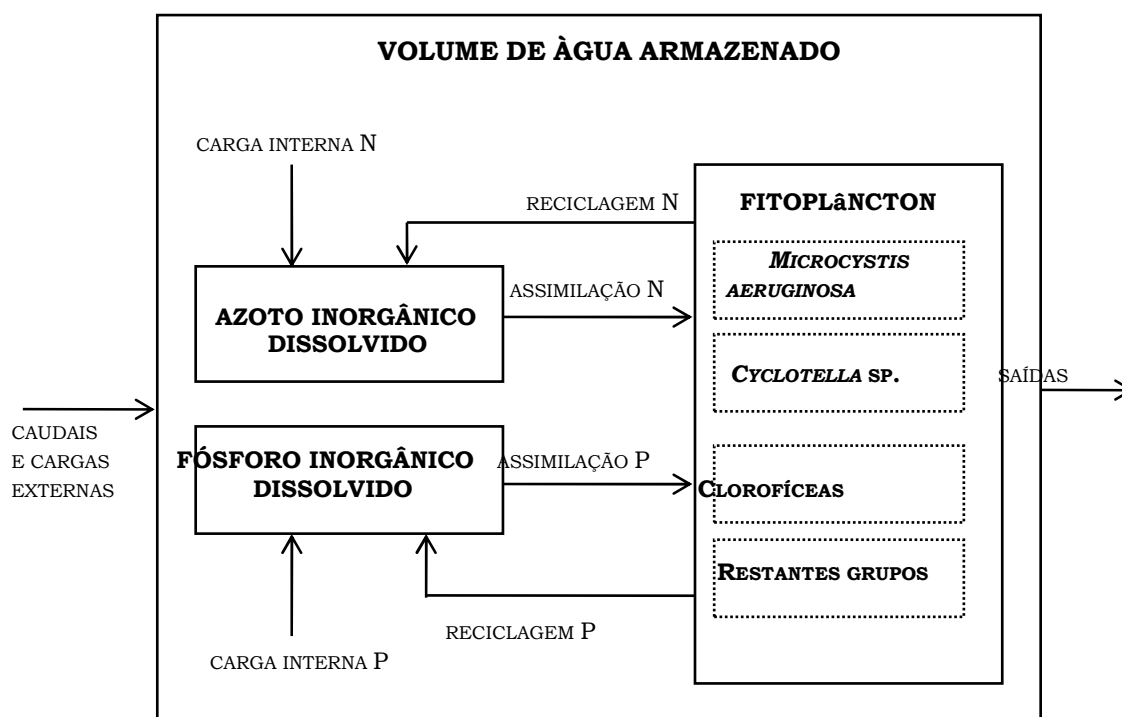


Figura 4.4 - Modelo global do ecossistema: diagrama conceptual de compartimentos e fluxos.

Os modelos dinâmicos determinísticos complexos tendem a revelar fraca capacidade como instrumentos de previsão. Um princípio elementar da modelação é que um modelo deve ser tão simples quanto possível (Hannon e Ruth, 1994), pois a experiência tem indicado que, só assim, um modelo terá valor prático (Ahlgren *et al.*, 1988) e oferecerá confiança (Straškraba, 1995), já que o seu poder preditivo (aproximação entre valores observados e simulados) vai geralmente diminuindo à medida que aumenta o número de variáveis (Håkanson, 1995). A selecção do tipo de

modelo, ou o grau de complexidade mais apropriado para cada caso, depende dos objectivos da investigação e dos recursos temporais, financeiros, humanos e computacionais disponíveis (Bear e Verruijt, 1987). A simulação das florescências fitoplanctónicas é, sem dúvida, o aspecto mais importante entre os objectivos do modelo. Os modelos de fitoplâncton são melhores ferramentas de investigação que os modelos holísticos, pois simulam mais adequadamente a dinâmica das espécies. Seria igualmente desejável dispor de um modelo mais abrangente deste ecossistema, que possa funcionar como ferramenta de apoio à gestão. O balanço entre estes aspectos resultou no desenvolvimento de um modelo modular, formado por módulos ou sub-modelos mais simples autónomos - o sub-modelo de fitoplâncton e o sub-modelo hidrológico - que se agrupam num modelo global mais complexo - o modelo de nutrientes (Figura 4.5).

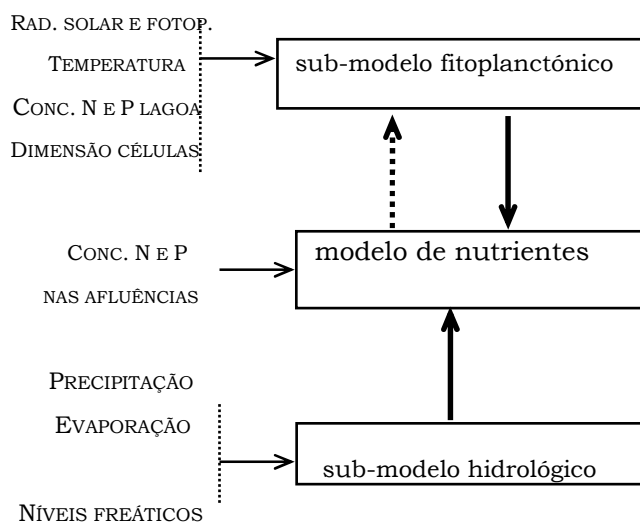


Figura 4.5 - Estrutura modular, ou sub-modelos, do modelo matemático da Lagoa da Vela e respectivos dados de entrada.

O sub-modelo do fitoplâncton descreve o comportamento dinâmico dos principais grupos taxonómicos como resposta às seguintes variáveis externas ou funções motrizes: radiação solar e fotoperíodo, temperatura, concentração de nutrientes (N e P) na água. Necessita, ainda, de dados relativos à variação das dimensões das células e da profundidade média da coluna de água, ao longo do ano. Pode, pois, funcionar independentemente dos restantes módulos, usando valores medidos de N e P e da profundidade média. O módulo hidrológico também funciona separadamente. Simula algumas variáveis físicas do ecossistema lacustre (como o volume de água armazenado, a profundidade da água e a área superficial da lagoa) e as principais componentes do balanço hídrico, como resposta a variáveis externas meteorológicas e hidrológicas (precipitação, evaporação e níveis freáticos da bacia de drenagem) (Figura 4.5.).

O módulo de nutrientes incorpora os sub-modelos fitoplanctônico e hidrológico, para simular os vários processos relacionados com a dinâmica do fósforo e do azoto inorgânicos dissolvidos na água da lagoa ($N=NO_2+NO_3+NH_4$ e $P=PO_4$). Com os resultados do sub-modelo hidrológico é possível estimar as cargas externas de nutrientes transportadas para o ecossistema lacustre. Com os resultados da simulação do crescimento e da morte e sedimentação (sub-modelo fitoplanctônico), estima-se a assimilação e reciclagem de nutrientes. Assim, o modelo, simula retroactivamente, com base nos valores simulados de N e P, a biomassa dos diferentes grupos algais (Figuras 4.4 e 4.5).

O modelo global comporta sete variáveis de estado: o volume de água da lagoa, o azoto e fósforo inorgânicos dissolvidos na água da lagoa e a biomassa de quatro grupos fitoplanctônicos (*Microcystis aeruginosa*, *Cyclotella* sp., Clorofíceas e restantes grupos) (Figura 4.4). Por simplificação, algumas componentes do ecossistema, como as comunidades de macrófitas, zooplanctónica, ictiológica e de aves, e ainda os sedimentos e detritos, não constituem variáveis de estado explícitas do modelo. A sua influência é introduzida no modelo de uma forma genérica, englobadas em fontes e sumidouros do sistema, que regulam variáveis ou processos internos.

4.4.3. FORMULAÇÃO MATEMÁTICA

4.4.3.1. Sub-modelo de fitoplâncton

Quatro grupos fitoplânctônicos foram escolhidos para representar a comunidade algal em geral e os diferentes grupos taxonómicos ou tipos morfológicos dominantes: as cianobactérias, as diatomáceas, as clorofíceas e todas as restantes populações fitoplanctónicas. As cianobactérias são representadas pela população da espécie colonial, potencialmente tóxica, *Microcystis aeruginosa* (MIC), que domina as florescências estivais na Lagoa da Vela. Uma diatomácea esférica, *Cycotella* sp. (DIAT), que está na origem das elevadas biomassas registadas no Inverno, representa simbolicamente este grupo taxonómico. Para além das duas populações que têm originado florescências, o modelo inclui mais dois grupos fitoplanctónicos. As Clorofíceas ou microalgas verdes (CLOR) representam o grupo taxonómico mais significativo do período de transição primaveril. Todas as restantes populações fitoplanctónicas (RF), que formam um conjunto muito heterogéneo e apresentam biomassa relativamente baixa ao longo do ano, estão incluídas no quarto grupo.

O conjunto das equações da Tabela 4.4 traduzem a dinâmica da biomassa de cada um destes quatro grupos fitoplanctónicos, de acordo com o diagrama conceptual

simbólico da Figura 4.6. Na Tabela 4.5 encontra-se a descrição dos diversos elementos do sub-modelo. Seguem-se as formulações gerais de autores como Montealegre *et al.* (1995), Jørgensen (1994), Varis (1993), Thommann e Mueller (1987), Di Toro (1980), Ikeda e Adachi (1978) e Scavia e Park (1976).

Tabela 4.4 - Equações do sub-modelo de fitoplâncton.

EQUAÇÕES	
(1) $dMIC/dT = CRESCM - RESPM - SEDM$	
(2) $dDIA/dT = CRESCD - RESPD - SEDD$	
(3) $dCLOR/dT = CRESCC - RESPC - SEDC - PRED C$	
(4) $dDRF/dT = CRESCRF - RESPRF - SEDRF - PREDRF$	
POR CADA GRUPO:	
(5) $CRESC = B * CSUP * BIOMASSA$	
(6) $B = GR MAX * (FLUZ * FTEMP * FNUT)$	
(7) $FLUZ = 2,718 FT * [EXP(-\alpha1) - EXP(\alpha0)] / KEX H$	
(8) $\alpha1 = I / IS EXP(-KEX H)$	
(9) $\alpha0 = I / IS$	
(10) $I = RAD * (1 - CR)$	
(11) $FTEMP = KT ^{(TEMP - TOPT)}$	
(12) $FNUT = FN * FP$	
(13) $FN = CONC N / (KN + CONC N)$	
(14) $FP = CONC P / (KP + CONC P)$	
(15) $CSUP = 1 - (BIOMASSA / SUP)$	
(16) $RESP = D * CSUP * BIOMASSA$	
(17) $D = KD * Y^{(TEMP - Td)}$	
(18) $SED = (VS / Z) * BIOMASSA$	
(19) $VS = KS * RAO^2$	
(20) $PRED = KPRED * KTP^{(TEMP - 20)} * BIOMASSA$	

A dinâmica populacional de cada grupo, ou seja, as alterações na sua biomassa, são simulados como um balanço entre o crescimento ou produção primária bruta de cada grupo (Cresc ou PPB) e o conjunto das respectivas perdas ecológicas por respiração e morte natural (Resp), por sedimentação (Sed) e ainda por herbivoria (Pred) - EQUAÇÕES (1) a (4).

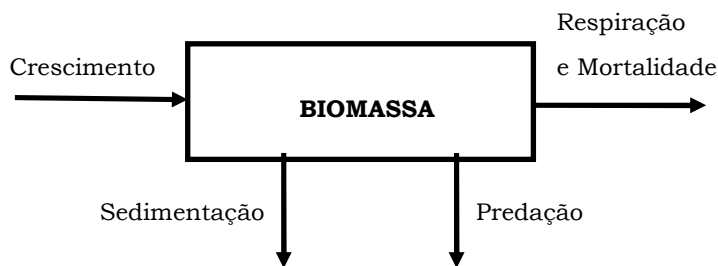


Figura 4.6 - Diagrama de compartimento e fluxos, de cada grupo taxonómico (*Microcystis*, *Cyclotella*, Clorófitas e Restantes grupos), do modelo de fitoplâncton.

Considerou-se que o crescimento populacional segue uma curva logística (Odum, 1971). Afectou-se, assim, o crescimento máximo potencial (b) - EQUAÇÃO (6) - e a mortalidade (d) - EQUAÇÃO (17), de um factor que traduz o efeito da capacidade de carga ou suporte do ecossistema e da competição intraespecífica como resposta ao aumento da densidade (C_{sup}) - EQUAÇÃO (15), para calcular o crescimento bruto (Cresc) - EQUAÇÃO (5), e as perdas por respiração e morte - EQUAÇÃO (16).

O crescimento máximo potencial (PPB) depende, em cada momento, das limitações impostas pelas condições físico-químicas do meio. Seguiu-se a formulação da abordagem clássica, que considera que existe um efeito multiplicativo da limitação pela luz (F_{luz}), pela temperatura (F_{temp}) e pelos nutrientes (F_{nut}), na taxa de crescimento do fitoplâncton (b) - EQUAÇÃO (6). Para traduzir o efeito da limitação imposta pela disponibilidade de luz, segue-se a formulação de DiToro (1980), de uso generalizado nos modelos de crescimento fitoplanctónico - equações (7) a (10).

A expressão que traduz o efeito limitativo da temperatura sobre o crescimento é uma equação simples, de primeira ordem, que estabelece um valor máximo para a temperatura óptima (T_{opt}) e valores intermédios para temperaturas abaixo e acima desse valor considerado óptimo - EQUAÇÃO (11).

Expressões do tipo Michaelis-Menten foram usadas para simular as relações nutrientes-algas - EQUAÇÕES (13) e (14).

A dinâmica das perdas fitoplânctónicas engloba o efeito dos processos de redução do crescimento devido: a) às perdas por respiração endógena e mortalidade natural (Resp), geralmente considerados proporcionais à temperatura da água - EQUAÇÃO (17); b) às perdas por sedimentação (Sed) - EQUAÇÃO (18), considerada proporcional ao raio das células ou colónias de cada espécie - EQUAÇÃO (19); e c) por herbivoria ou predação (Pred), considerada também como uma função da temperatura - EQUAÇÃO (20).

Tabela 4.5 - Componentes do sub-modelo de fitoplâncton.

SÍMBOLO	DESIGNAÇÃO
VARIÁVEIS DE ESTADO	
	CONCENTRAÇÃO DA BIOMASSA FITOPLANCTÓNICA DE (MG /L)
MIC	<i>MICROCYSTIS AERUGINOSA</i>
DIAT	<i>CYCLOTELLA SP.</i>
CLOR	CLOROFÍCEAS
RF	RESTANTES GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS
VARIÁVEIS DE FLUXO	
CRESCM, CRESCD, CRESCC E CRESCRF	CRESCIMENTO DE <i>MICROCYSTIS AERUGINOSA</i> , <i>CYCLOTELLA SP.</i> , CLOROFÍCEAS E RESTANTES GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS (MG/L.DIA)
RESPM, RESPD, RESPC E RESPRF	RESPIRAÇÃO DOS DIFERENTES GRUPOS (MG/L.DIA)
SEDM, SEDD, SEDC E SEDRF	SEDIMENTAÇÃO DOS DIFERENTES GRUPOS (MG/L.DIA)
PREDC E PREDRF	PREDACÃO DOS DIFERENTES GRUPOS (MG/L.DIA)
VARIÁVEIS EXTERNAS	
RAD	RADIAÇÃO SOLAR (WATT/M2)
TEMP	TEMPERATURA DA ÁGUA (°C)
Ft	FOTOPERÍODO (% HORAS/DIA)PROFUNDIDADE DA COLUNA DE ÁGUA
Z	(M)
RAIOM, RAIOD, RAIOC E RAIORF	RAIO DAS CÉLULAS OU COLÓNIAS DOS DIFERENTES GRUPOS (M)
CONC N E P *	CONCENTRAÇÃO DE AZOTO E FÓSFORO INORGÂNICOS DISSOLVIDOS NA ÁGUA DA LAGOA (MG N E P/L)
PARÂMETROS	
CR	COEFICIENTE DE REFLEXÃO DA LUZ DA ÁGUA (%)
KEX	COEFICIENTE DE EXTINÇÃO DA LUZ NA ÁGUA (M ⁻¹)
POR GRUPO TAXONÓMICO:	
Is	
KN	INTENSIDADE DE SATURAÇÃO À LUZ (WATT/M2)
KP	CONSTANTE MEIA SATURAÇÃO DE N (µGN/L)
TÓPT	CONSTANTES MEIA SATURAÇÃO DE P (µGP/L)
KT	TEMPERATURA ÓPTIMA (°C)
KD	COEFICIENTE DE TEMPERATURA
Ks	COEFICIENTE DE MORTALIDADE
GMAX	COEFICIENTE DE SEDIMENTAÇÃO
SUP	CRESCIMENTO MÁXIMO (DIA ⁻¹)
KP	CAPACIDADE DE SUPORTE (MG BIOMASSA/L)
Y	COEFICIENTE DE PREDACÃO
	COEFICIENTE DE TEMPERATURA/MORTALIDADE
VARIÁVEIS AUXILIARES	
POR GRUPO TAXONÓMICO:	
B	
D	TAXA DE CRESCIMENTO (DIA ⁻¹)
Vs	TAXA DE RESPIRAÇÃO E MORTALIDADE NATURAL (DIA ⁻¹)
FLUZ	VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO (M/S)
FTEMP	LIMITAÇÃO AO CRESCIMENTO IMPOSTA PELA LUZ
FN	LIMITAÇÃO AO CRESCIMENTO IMPOSTA PELA TEMPERATURA
FP	LIMITAÇÃO AO CRESCIMENTO IMPOSTA PELO AZOTO
FNUT	LIMITAÇÃO AO CRESCIMENTO IMPOSTA PELOS NUTRIENTES N E P

* requeridos quando o sub-modelo funciona como módulo autónomo

As cianobactérias, tanto as coloniais como as filamentosas, para além de potencialmente tóxicas, têm baixo valor nutricional e baixa ingestibilidade para os predadores herbívoros (Henning *et al.*, 1991; Kohl e Lampert, 1991; Matsuoka *et al.*, 1986). O grande tamanho das células de *Cyclotella* parece conferir-lhes também elevada resistência à predação. Por ser pouco significativa em relação a estes dois grupos taxonómicos, a influência da predação foi apenas considerada no caso das clorofíceas e dos restantes grupos fitoplanctónicos. A sedimentação do fitoplâncton é estimada com base na Lei de Stokes, e desse modo traduz as variações hidrodinâmicas expressas nos valores temporais da profundidade da coluna de água, bem como a variação das características fisiológicas das espécies ao longo do ano, expressas na influência das dimensões das células sobre a velocidade de sedimentação.

4.4.3.2. Sub-modelo hidrológico

O sub-modelo hidrológico apresenta uma estrutura que engloba uma única variável de estado - o volume de água armazenado na lagoa (VOL). A sua variação é regida por vários processos - os escoamentos superficial (Q_{sup}) e subterrâneo (Q_{sub}), precipitação e evaporação, que ocorrem directamente na superfície da lagoa (Q_{prec} e Q_{evap}), e fluxo de saída de água através da vala que drena a lagoa (Q_{vala}) - equação 21. Estes fluxos são comandados por um conjunto de variáveis externas - a precipitação (P), a evaporação (E) e os níveis freáticos das diversas vertentes da bacia drenante (PzE , PzW e PzN).

O conjunto das equações da Tabela 4.6 traduzem a dinâmica do volume de água armazenado na lagoa, ao longo do ano, de acordo com o diagrama conceptual simbólico da Figura 4.7. Na Tabela 4.7 encontra-se a descrição dos diversos elementos do sub-modelo.

Os escoamentos superficial e subterrâneo e os fluxos de precipitação e evaporação directa são expressos matematicamente pelas leis gerais que regem estes processos - equações (22) a (25) (Novotny e Olem, 1994; Thomann e Mueller, 1987; Lencastre e Franco, 1984; Rodrigues, 1984). Os caudais superficial e subterrâneo foram simulados em separado nas três vertentes Este (E), Oeste (W) e Norte (N) da bacia, que possuem características diferentes (equações 22, 23 e 28). Numa aproximação simplificada, assume-se que o fluxo subterrâneo é, em qualquer ponto, essencialmente horizontal, o que constitui a base do pressuposto de Dupuit, na aplicação da Lei de Darcy aos aquíferos, traduzida pela equação (22). Apesar do coeficiente de escoamento ou de impermeabilidade, (K_i), ser vulgarmente um parâmetro dos modelos, assume-se aqui como uma função lógica definida

empiricamente com base na variação do grau de saturação do solo ao longo do ano - equação (27).

Tabela 4.6 - Equações do sub-modelo hidrológico.

EQUAÇÕES
(21) $dVOL/dT = \Sigma Q_{SUBI} + \Sigma Q_{SUPI} + Q_{PREC} - Q_{VALA} - Q_{EVAP}$
(22) $Q_{SUBI} = K_E \text{ GRAD}_I X_I \text{ SAT}$ (PARA I = E, W E N)
(23) $Q_{SUPI} = K_I P A_I$ (PARA I = E, W E N)
(24) $Q_{PREC} = P A_L$
(25) $Q_{EVAP} = E A_L$
(26) $Q_{VALA} = 39650 \text{ LN (VOL)} - 522500$ PARA $VOL > 605000$ 0 PARA $VOL \leq 605000$
(27) $K_I = 0,22$ PARA $PzL > 44,75$ 0,125 PARA $44,5 > PzL > 44,75$ 0,07 PARA $PzL \leq 44,5$
(28) $\text{GRAD}_I = (Pz_I - PzL)/L_I$ (PARA I = E, W E N)
(29) $A_L = 1,0517 \text{ VOL} + 95844$
(30) $PzL = 0,2864 \text{ VOL} \times 10^{-5} + 42,972$

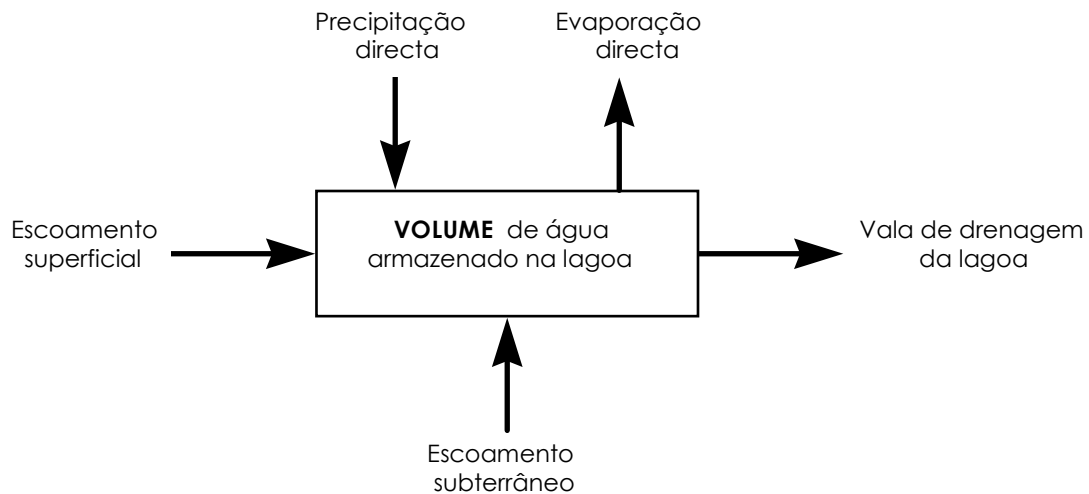


Figura 4.7 - Diagrama de compartimentos e fluxos do sub-modelo hidrológico.

O nível da água da lagoa e a área inundável são simulados pelo sub-modelo como variáveis auxiliares de cálculo e exprimem as relações empíricas lineares estabelecidas entre os dados hipsométricos da Lagoa da Vela - equações (29) e (30).

A expressão que simula o caudal de saída de água da lagoa, através da Vala do Zurrão (Q_{vala}), é também uma função empírica, estabelecido por ajuste de uma curva logarítmica aos valores medidos dos caudais de saída e do volume de água armazenado na lagoa - equação (26).

4.4.3.3. Modelo Global ou de Nutrientes

O modelo global ou de nutrientes centra-se na simulação da variação do fósforo e azoto inorgânicos dissolvidos na água da lagoa (AZOTO e FÓSFORO) e na estimativa das respectivas concentrações (Conc N e Conc P). Como incorpora os sub-modelos hidrológico e de fitoplâncton, simula, simultaneamente, o volume de água (VOL) e as biomassas fitoplanctónicas, MIC, DIAT, CLORO e RF.

O conjunto das equações da Tabela 4.8 traduzem a dinâmica das variáveis específicas do modelo de nutrientes, de acordo com o diagrama conceptual da Figura 4.8. As formulações matemáticas seguem as expressões gerais tradicionalmente utilizadas em modelos de eutrofização (por exemplo, Jorgensen, 1994; Thommann e Mueller, 1987; Scavia e Park, 1976; Di Toro, 1980). Na Tabela 4.9 encontra-se a descrição dos elementos específicos do modelo de nutrientes. Fazem, ainda, parte integrante deste modelo global, as variáveis dos sub-modelos hidrológico e de fitoplâncton, num total de sete variáveis de estado, 27 variáveis de fluxo, 25 variáveis externas, 76 parâmetros e 40 variáveis auxiliares (ver Anexo I) e equações respectivas, já apresentadas nas Tabelas 4.4 a 4.7.

A assimilação (AssimN e AssimP) e a reciclagem (RecN e RecP) são simuladas através de processos descritos pelo sub-modelo de fitoplâncton - equações (33) a (36), aos quais se aplicaram coeficientes estequiométricos específicos, N:biomassa e P:biomassa, por grupo.

A determinação de cargas poluentes é a base de todos os modelos de eutrofização. A carga externa total (P_{ext} , N_{ext}) - EQUAÇÕES (37) e (38), inclui os contributos da bacia drenante e da atmosfera. Um sector do modelo de nutrientes calcula as aflúncias de nutrientes geradas na bacia drenante e transportadas para a lagoa através dos processos descritos pelo modelo hidrológico e baseado na medição directa das concentrações de nutrientes nas aflúncias (N_{sub} , N_{sup} , P_{sub} , P_{sup} , N_{prec} , P_{prec}) - EQUAÇÕES (39) a (44). As cargas poluentes geradas na bacia de drenagem são calculadas por sub-bacias, a que correspondem diferentes padrões de ocupação do solo e diferentes teores de azoto e fósforo dissolvidos nas águas de escoamento. O contributo da deposição atmosférica seca de nutrientes sobre a

superfície da lagoa (Psec e Nsec), nos dias em que não ocorre precipitação - EQUAÇÕES (45) e (46), segue as formulações propostas por autores como, Jørgensen (1994), Novotny e Olem (1994), Vreugdenhil (1989) e Thomann e Mueller (1987).

Tabela 4.7 - Componentes do sub-modelo hidrológico.

SÍMBOLO	DESIGNAÇÃO
VARIÁVEIS DE ESTADO	
VOL	VOLUME DE ÁGUA ACUMULADO NA LAGOA (M ³)
VARIÁVEIS DE FLUXO	
QSUB	CAUDAL AFLUENTE À LAGOA ATRAVÉS DO ESCOAMENTO SUBTERRÂNEO (M ³ /DIA)
QSUP	CAUDAL AFLUENTE À LAGOA ATRAVÉS DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL (M ³ /DIA)
QPREC	QUANTIDADE DE ÁGUA PRECIPITADA DIRECTAMENTE SOBRE A LAGOA (M ³ /DIA)
QVALA	CAUDAL QUE SAI DA LAGOA ATRAVÉS DA VALA DE DRENAGEM (M ³ /DIA)
QEVAP	QUANTIDADE DE ÁGUA EVAPORADA DA SUPERFÍCIE DA LAGOA (M ³ /DIA)
VARIÁVEIS EXTERNAS	
P	PRECIPITAÇÃO (M/DIA)
E	EVAPORAÇÃO (M/DIA)
PzE , PzW e PzN	NÍVEIS FREÁTICOS DAS VERTENTES E, W e N (M ACIMA NÍVEL DO MAR)
PARÂMETROS	
KE	CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DO AQUÍFERO (M/DIA)
KI	COEFICIENTE DE IMPERMEABILIDADE DO SOLO
AE , AW e AN	ÁREA DAS VERTENTES E, W e N DA BACIA DE DRENAGEM (M ²)
XE , XW e XN	EXTENSÃO DO AQUÍFERO NAS VERTENTES E, W e N (M)
LE , LW e LN	LARGURA DA BASE DO AQUÍFERO NAS VERTENTES E, W e N (M)
SAT	ESPESSURA SATURADA DE DESCARGA DO AQUÍFERO (M)
VARIÁVEIS AUXILIARES	
AL	ÁREA DA LAGOA (M ²)
PzL	NÍVEL DA ÁGUA NA LAGOA (M ACIMA NÍVEL DO MAR)
QSUBE, QSUBW, QSUBN	CAUDAL SUBTERRÂNEO GERADO NAS VERTENTE E, W e N (M ³ /DIA)
QSUPE, QSUPW, QSUPN	CAUDAL SUPERFICIAL GERADO NAS VERTENTE E, W e N (M ³ /DIA)
GRADE, GRADW, GRADN	GRADIENTE HIDRÁULICO DAS VERTENTE E, W e N (M/M)

A dinâmica dos nutrientes em lagos pouco profundos pode ser fortemente influenciada pelas cargas internas. A modelação e previsão da retenção e libertação de fósforo dos sedimentos dos lagos e do contributo das macrófitas são processos muito complexos e ainda insuficientemente estudados, difíceis de medir e incorporar nos modelos de qualidade da água (Park e Uchirin, 1997). O contributo dos sedimentos e das plantas aquáticas para o metabolismo do ecossistema e o balanço de nutrientes estão, por isso, simplificados neste modelo. Descreve-se a libertação de fósforo e azoto dissolvidos do sedimento como uma expressão lógica simples, que atribui um valor numérico em função do teor de nutrientes (Conc N e Conc P) na coluna de água - equações (47) e (48).

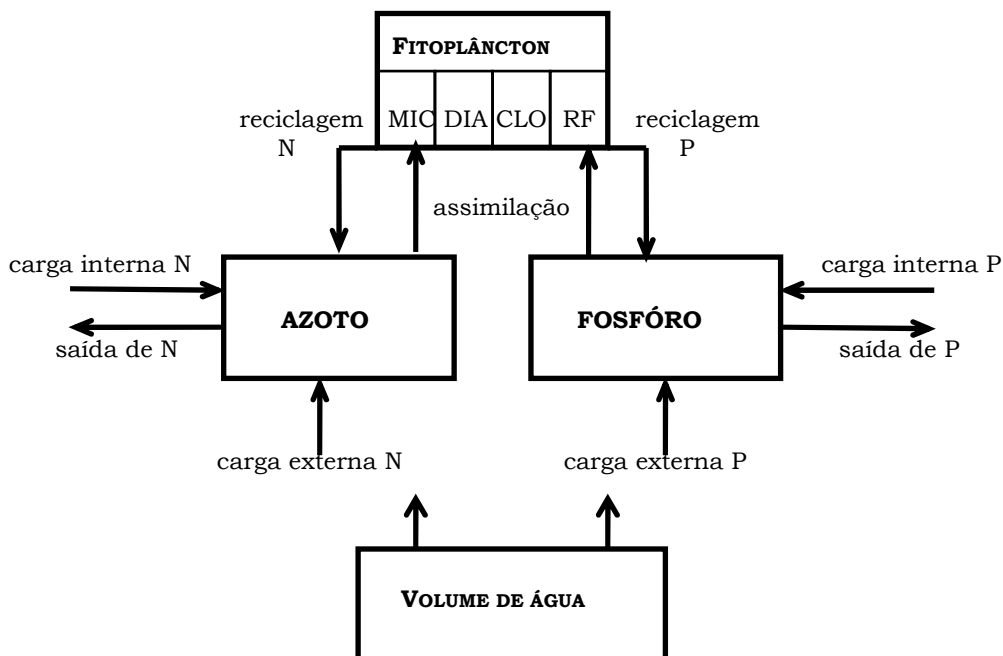


Figura 4.8 - Diagrama de compartimentos e fluxos do modelo global de nutrientes.

Os nutrientes exportados do sistema, através da vala que drena a lagoa, são calculados pelas equações (49) e (50), com base nos caudais são simulados pelo módulo hidrológico. As equações (50) e (51) calculam as concentrações de N e P, com base nos valores simulados de Azoto, Fósforo e Volume de água.

Tabela 4.8 - Equações específicas* do modelo de nutrientes.

EQUAÇÕES

$$(31) \text{VOL} \cdot \text{DAZOTO} / \text{DT} = \text{N EXT} + \text{REC N} + \text{NINT} - \text{ASSIM N} - \text{SAÍDA N}$$

$$(32) \text{VOL} \cdot \text{DFOSFORO} / \text{DT} = \text{P EXT} + \text{REC P} + \text{PINT} - \text{ASSIM P} - \text{SAÍDA P}$$

$$(33) \text{REC N} = \text{KREC N} * (\text{MORTM} + \text{MORTD} + \text{MORTRF}) * \text{VOL}$$

$$(34) \text{REC P} = \text{KREC P} * (\text{MORTM} + \text{MORTD} + \text{MORTRF}) * \text{VOL}$$

$$(35) \text{ASSIM N} = \text{KASS N} * (\text{CRESCM} + \text{CRESCD} + \text{CRESCRF})$$

$$(36) \text{ASSIM P} = \text{KASS P} * (\text{CRESCM} + \text{CRESCD} + \text{CRESCRF})$$

$$(37) \text{P EXT} = \text{CPSUB} + \text{CPSUP} + \text{CPPREC}$$

$$(38) \text{N EXT} = \text{CNSUB} + \text{CNSUP} + \text{CNPREC}$$

$$(39) \text{PSUB} = \text{QSUB} * \text{PSUB}$$

$$(40) \text{PSUP} = \text{QSUP} * \text{PSUP}$$

$$(41) \text{PPREC} = \text{QPREC} * \text{PPREC}$$

$$(42) \text{NSUB} = \text{QSUB} * \text{NSUB}$$

$$(43) \text{NSUP} = \text{QSUP} * \text{NSUP}$$

$$(44) \text{NPREC} = \text{QPREC} * \text{NPREC}$$

$$(45) \text{PSEC} = \text{AL} * \text{CDS P}$$

$$(46) \text{NSEC} = \text{AL} * \text{CDS N}$$

$$(47) \text{N INT} = (100 * \text{VOL}) \text{ PARA CONC N} < 100$$

$$(48) \text{P INT} = (5 * \text{VOL}) \text{ PARA CONC P} < 15$$

$$(49) \text{SAÍDA N} = \text{CONC N} * \text{QVALA}$$

$$(50) \text{SAÍDA P} = \text{CONC P} * \text{QVALA}$$

$$(51) \text{CONC N} = \text{AZOTO} / \text{VOL}$$

$$(52) \text{CONC P} = \text{FÓSFORO} / \text{VOL}$$

* o conjunto global das equações do modelo de nutrientes inclui, para além das específicas, referidas nesta tabela, também as equações dos sub-modelos hidrológico e de fitoplâncton, isto é equações (1) a (30).

Tabela 4.9 - Componentes específicas do modelo de nutrientes.

SÍMBOLO	DESIGNAÇÃO
VARIÁVEIS DE ESTADO	
AZOTO	AZOTO INORGÂNICO DISSOLVIDO NA ÁGUA DA LAGOA (MG N)
FÓSFORO	FÓSFORO INORGÂNICO DISSOLVIDO NA ÁGUA DA LAGOA (MG P)
VARIÁVEIS DE FLUXO	
N EXT	CARGA EXTERNA DE AZOTO INORGÂNICO (MG N/DIA)
P EXT	CARGA EXTERNA DE FÓSFORO INORGÂNICO (MG P/DIA)
REC N	RECICLAGEM DIRECTA DE AZOTO NA COLUNA DE ÁGUA (MG N/DIA)
REC P	RECICLAGEM DIRECTA DE AZOTO NA COLUNA DE ÁGUA (MG P/DIA)
ASS N	CONSUMO DE AZOTO INORGÂNICO PELO FITOPLÂNCTON (MG N /DIA)
ASS P	CONSUMO DE FÓSFORO INORGÂNICO PELO FITOPLÂNCTON (MG P/DIA)
P INT	CARGA INTERNA DE AZOTO INORGÂNICO (MG N /DIA)
N INT	CARGA INTERNA DE FÓSFORO INORGÂNICO (MG P/DIA)
VARIÁVEIS EXTERNAS	
QSUBT, QSUPP E QPREC	CAUDAL SUBTERRÂNEO, CAUDAL SUPERFICIAL E QUANTIDADE DE ÁGUA QUE PRECIPITA DIRECTAMENTE SOBRE A LAGOA (M ³ /DIA)
NSUBE, NSUBW E NSUBN	TEOR DE AZOTO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, NAS VERTENTES E, W E N DA BACIA (MG N /L)
NSUPE, NSUPW E NSUPN	TEOR DE AZOTO NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DAS VERTENTES E, W E N DA BACIA (MG N /L)
PSUBE, PSUBW E PSUBN	TEOR DE FÓSFORO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, NAS VERTENTES E, W E N DA BACIA (MG P /L)
PSUPE, PSUPW E PSUPN	TEOR DE FÓSFORO NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS, NAS VERTENTES E, W, E N DA BACIA (MG P /L)
CRESC (M, D, C E RF)	CRESCIMENTO, PERDAS POR RESPIRAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO
RESP (D, M, C E RF)	DOS DIFERENTES GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS
SED (D, M, C E RF)	(MG BIOMASSA/DIA)
PARÂMETROS	
NPREC E PPREC	TEOR AZOTO E FÓSFORO NA ÁGUA DA CHUVA (MG N E P /L)
CDSN	COEFICIENTE DE DEPOSIÇÃO SECA DE N (MG N/M ² .DIA)
CDSP	COEFICIENTE DE DEPOSIÇÃO SECA DE P (MG N/M ² .DIA)
KRECND, KRECNM, KRECNC	COEFICIENTES RECICLAGEM DE N DOS DIFERENTES GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS (%)
E KRECNR	COEFICIENTES RECICLAGEM DE P DOS DIFERENTES GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS (%)
KRECPD, KRECPM, KRECPC E KRECPRF	COEFICIENTES RECICLAGEM DE P DOS DIFERENTES GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS (%)
N:BD, N:BM, N:BC E N:BRF	TEOR DE N E P NA BIOMASSA DOS DIFERENTES GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS (MG N E P/ MG BIOMASSA)
P:BD, P:BM, P:BC E P:BRF	
VARIÁVEIS AUXILIARES	
CONC N E CONC P	CONCENTRAÇÃO DE AZOTO E FÓSFORO INORGÂNICOS DISSOLVIDOS (MG N E P/L)
NSUBT, NSUPP, NPREC E NSEC	AZOTO INORGÂNICO TRANSPORTADO PELOS ESCOAMENTOS SUBTERRÂNEO E SUPERFICIAL, PRECIPITAÇÃO DIRECTA E DEPOSIÇÃO SECA (MG N/DIA)
PSUBT, PSUPP, PPREC E PSEC	FÓSFORO INORGÂNICO TRANSPORTADO PELOS ESCOAMENTOS SUBTERRÂNEO E SUPERFICIAL, PRECIPITAÇÃO DIRECTA E DEPOSIÇÃO SECA (MG P/DIA)

4.4.4. VERIFICAÇÃO, ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO DO MODELO

Uma vez estabelecido o conjunto das equações do modelo, seguiu-se uma fase de verificação, que consistiu num teste à lógica interna deste e ao controle de possíveis erros de programação, durante o qual foram analisadas questões, tais como, se o modelo obedece à lei da conservação de massa, se as reacções do modelo são adequadas e se manifesta estabilidade numérica. Procedeu-se, depois, a uma análise de sensibilidade, que consistiu em fazer variar, especialmente, não só os parâmetros do modelo, mas também as funções motrizes, as equações, os valores iniciais das variáveis de estado, os intervalos de simulação e os métodos de integração, e observar as correspondentes respostas nas variáveis de estado seleccionadas como variáveis de impacte (Jørgensen, 1994). Fazendo variar os valores dos parâmetros em $\pm 10\%$ do valor de referência (Nielsen, 1994), identificaram-se os parâmetros que mais afectam a distribuição destas variáveis chave (Schladow e Hamilton, 1997). Em termos práticos, produziram-se gráficos compactos onde se comparou os resultados de diferentes corridas do modelo relativamente a uma corrida ou simulação padrão.

O modelo mostrou significativa sensibilidade aos valores iniciais e estabilidade no que respeita à precisão das soluções das equações diferenciais, obtidas pelos diferentes métodos de integração. O sub-modelo hidrológico mostrou elevada sensibilidade ao coeficiente de impermeabilidade do solo, sendo pouco sensível à condutividade hidráulica e à espessura saturada do aquífero.

O sub-modelo de fitoplâncton, e conseqüentemente o modelo global, revelou-se especialmente sensível aos coeficientes dependentes da temperatura e às constantes de meia saturação; o modelo de nutrientes mostrou sensibilidade considerável aos valores das relações estequiométricas, aos coeficientes de reciclagem e assimilação, bem como aos coeficientes de exportação.

A calibração do modelo consiste em otimizar a estimação dos parâmetros, ou seja, em escolher o conjunto de valores dos parâmetros a que corresponde um maior ajuste entre os resultados do modelo e os valores medidos (dados observados no sistema que constitui o caso de estudo). Constitui um dos aspectos mais importantes da modelação determinística (Sternier e Grover, 1998). A calibração foi efectuada manualmente, por meio de aproximações sucessivas (Jørgensen, 1994), correndo o modelo repetidas vezes, até este se revelar apto a descrever as mudanças observadas, na Lagoa da Vela, no ano hidrológico de 1993/94 (Nielsen, 1994). Compararam-se, pois, os valores diários simulados, de cada uma das sete variáveis de estado do modelo, com os dados obtidos na campanha de amostragem que decorreu entre Outubro de 1993 e Setembro de 1994.

No sentido de otimizar o tempo dispendido nesta tarefa, dado o considerável número de parâmetros do modelo, este foi calibrado por etapas. Estimaram-se, numa primeira fase, separadamente, os parâmetros os do sub-modelo hidrológico e os, de cada grupo algal, do sub-modelo de fitoplâncton; no final, estimaram-se os parâmetros específicos do modelo de nutrientes. A utilização de valores de parâmetros disponíveis na literatura, como valores de referência, revelou-se de grande importância, nesta fase de desenvolvimento do modelo (Nielsen, 1994). Recorreu-se, o mais possível, ao uso de valores determinados experimentalmente, de modo a dotar o modelo do necessário realismo (Schladow e Hamilton, 1997). O conjunto de valores dos parâmetros, a que correspondeu o melhor ajuste do modelo, é apresentado nas Tabelas 4.10 a 4.12, onde se referem, também, os respectivos intervalos de variação, disponíveis na literatura da especialidade.

A calibração baseou-se, fundamentalmente, na produção de gráficos de evolução temporal das variáveis, para comparação visual, qualitativa, dos resultados simulados e observados. Esta forma de visualização fornece uma melhor análise da correspondência entre os resultados do modelo e os valores medidos, que a análise directa em tabelas (Meneses, 1990). Os gráficos de variação temporal, das sete variáveis de estado utilizadas como variáveis chave da calibração, que correspondem a um melhor ajuste dos sub-modelos e do modelo global, são apresentados nas Figuras 4.9 a 4.15.

TABELA 4.10 - PARÂMETROS DO SUB-MODELO HIDROLÓGICO.

PARÂMETRO	VALOR USADO NESTE TRABALHO	INTERVALO DE VALORES REFERIDOS NA LITERATURA
K_E	20 M/D	10 - 25 M/D (A E B)
K_I	0,07 A 0,22	0,1 - 0,3 (C E D)
A_B	1656 000 M ²	VALORES OBTIDOS POR CÁLCULO AUTOMÁTICO NO SIG VELA
A_E	4931620 M ²	
A_W	4248300 M ²	
A_N	843980 M ²	
X_E	2000 M	
X_W	2000 M	
X_N	300 M	
L_E	1250 M	
L_W	1400 M	
L_N	1500 M	
SAT	1 M	VALOR EMPÍRICO

a) M.P.A.T./C.C.R.C., 1992; b) Lencastre e Franco, 1984; c) Thomann e Mueller, 1987; d) Novotny e Olem, 1994.

Tabela 4.11 - Parâmetros do sub-modelo de fitoplâncton.

PARÂMETRO	VALOR USADO NESTE TRABALHO	INTERVALO DE VALORES REFERIDOS NA LITERATURA
CR	0,1	0,05 - 0,15 (A)
KEX	2 - 7/M	0,4 - 3/M (B E C)
IS MICROCYSTIS	80 W/M ²	81 W/M ² (F); 20,8 - 121,2 W/M ² EM CIANOBACTÉRIAS (D, E, G, H)
IS CYCLOTELLA	50 W/M ²	42,7 - 169 W/M ² EM DIATOMÁCEAS (D, G, H, I)
IS CLOROFÍCEAS	180 W/M ²	31,5 - 169 W/M ² (D, G)
IS RESTANTES GRUPOS	75 W/M ²	35 - 169 W/M ² (B, D, E, F, I, J, K)
KN MICROCYSTIS	40 µG N/L	140 µG N /L (F); 0,1 - 98 µG N/L EM CIANOBACTÉRIAS (E, D, K)
KN CYCLOTELLA	150 µG N/L	25 - 105 µG N /L EM DIATOMÁCEAS (D, I,)
KN CLOROFÍCEAS	60 µG N/ L	2,4 - 20 µG N /L (D)
KN RESTANTES GRUPOS	10-150 µGN/L	0 - 840 µG N/L (B, D, I, J, K, L, M, N, T, X)
KP MICROCYSTIS	3,5 µG P/L	6 - 350 µG P/L (F, Q); 1,3 - 60 µG P/L EM CIANOBACTÉRIAS (I, D, E, R)
KP CYCLOTELLA	5 µG P/L	7,7 µG P/L (T); 0,2 - 77,5 µG P/L EM DIATOMÁCEAS (D, I, Q, R)
KP CLOROFÍCEAS	6 µG P/L	0,4 - 1500 µG P/L (D, Q)
KP RESTANTES GRUPOS	6,5 µG P/L	0,3 - 200 µG P/L (D, F, J, K, M, N, P, Q, R, T);
TOPT MICROCYSTIS	25 °C	33 °C EM CIANOBACTÉRIAS (K)
TOPT CYCLOTELLA	15 °C	
TOPT CLOROFÍCEAS	22 °C	
TOPT RESTANTES GRUPOS	20 °C	20 - 25 °C (K)
Θ MICROCYSTIS	1,025	1,09 (F)
Θ CYCLOTELLA	1,00185	
Θ CLOROFÍCEAS	1,025	
Θ RESTANTES GRUPOS	1,0175	1,01- 1,1 (F, S)
Kt MICROCYSTIS	1,295	
Kt CYCLOTELLA	1,0005	
Kt CLOROFÍCEAS	1,025	
Kt RESTANTES GRUPOS	1,035	1,066 - 1,08 (J); 0,89± 0,38 (S)
Gmáx MICROCYSTIS	2,2/D	0,4 - 2,5/D EM CIANOBACTÉRIAS (D, G, H, I, K, R)
Gmáx CYCLOTELLA	0,65/D	0,69 - 1.16 (T); 0,55 - 5/D EM DIATOMÁCEAS (C, D, G, H, R,)
Gmáx CLOROFÍCEAS	0,60/D	0,7 - 2,5/D (D, G, H)
Gmáx RESTANTES GRUPOS	0,60/D	0,15 - 7,5 /D (C, D, H, I, L, M, P, Q, R, S)
SUP MICROCYSTIS	25 MG/L	20 MG/L (F)
SUP CYCLOTELLA	40 MG/L	
SUP CLOROFÍCEAS	20 MG/L	
SUP RESTANTES GRUPOS	5 MG/L	20 - 30 MG/L (F)
KPRED CLOROFÍCEAS	0,05	
KPRED RESTANTES GRUPOS	0,035	
KTPRED CLOROFÍCEAS	1,2	
KTPRED RESTANTES GRUPOS	1,2	

Tabela 4.11 (continuação) - Parâmetros do sub-modelo de fitoplâncton.

PARÂMETRO	VALOR USADO NESTE TRABALHO	INTERVALOS DE VALOR REFERIDO NA LITERATURA
Ks MICROCYSTIS	7,97	
Ks CYCLOTELLA	8,3	7,97 - 8,3 (g)
Ks CLOROFÍCEAS	8,3	
Ks RESTANTES GRUPOS	8,3	
Kd Microcystis	0,0755	
Kd Cyclotella	0,0725	0,0175 - 0,25 (g, h, i, u, v)
Kd Clorofíceas	0,085	
Kd Restantes grupos	0,0925	

a) T.V.A. (1972); b) Ikeda e Adachi (1978); c) Nyholm (1978); d) Priyantha *et al.* (1997); e) Montealegre *et al.* (1995); f) Varis (1993a); g) Lung e Paerl (1988); h) Bierman e Dolan (1981); i) Scavia (1980); j) Jörgensen *et al.* (1991); k) Scavia e Park (1976); l) Jörgensen *et al.* (1981); m) Jörgensen *et al.* (1986); n) Hamilton e Schladow (1997); o) Jayaweera e Asaeda (1995); p) Kallio (1994); q) Nielsen (1994); r) Scavia *et al.* (1988); s) Storey *et al.* (1993); t) DiToro (1980); u) E.P.A. (1985); v) Thomann e Mueller (1987); x) Sterner e Grover (1998).

Tabela 4.12 - Parâmetros específicos do modelo de nutrientes.

PARÂMETRO	VALOR USADO NESTE TRABALHO	INTERVALO DE VALORES REFERIDOS NA LITERATURA
NPREC	4,5 MG N/L	0,2 - 0,65 mg N/L (a)
CNSUP AGRÍCOLA	2 - 10 MG N/L	
CNSUP FLORESTAL	0,5 MG N/L	
PPREC	0,01 MG P/L	
CPSUP AGRÍCOLA	0,1 - 1 MG P/L	0,057 ± 0,0063 MG P/L (B)
CPSUP FLORESTAL	0,02 - 0,8 MG P/L	0,015 ± 0,003 MG P/L (B)
CDSN	0,5 MG N/M ² .D	1,55 - 3,3 G NTOTAL/ M ² .D (C)
CDSP	0,005 MG P/M ² .D	0,022 - 0,23 G PTOTAL/ M ² .D (C)
KRECN	0,15 - 0,20/D	0,005 - 0,8/D (D, E, F, G)
KRECP	0,1 - 0,35/D	0,002 - 0,8/D (F, G)
N:BIOMASSA	0,08 - 1,2 µG N/MG BIOMASSA	40 - 100 µG N/MG P.S. (H); 0,007 - 0,11 KG N/KG BIOMASSA (E)
P:BIOMASSA	0,005 - 0,025 µG P/MG BIOMASSA	1,46 - 20 µG P/MG P.S. (H); 7,94 NGP/MM3 (I); 0,001 - 0,08 KG P/KG BIOMASSA (E)

A) LOYCE-PILOT *ET AL.*, 1990; B) WALKER, 1982; C) THOMANN E MUELLER, 1987; D) MESPLÉ *ET AL.*, 1996; E) JÖRGENSEN *ET AL.*, 1986; F) JÖRGENSEN *ET AL.*, 1981; G) HAMILTON E SCHLADOW, 1997; H) NYHOLM, 1978; I) PERAKIS *ET AL.*, 1994.

Da análise visual, ou qualitativa, pode dizer-se que o sub-modelo de fitoplâncton, funcionando como módulo autônomo, simula muito adequadamente a dinâmica das principais populações fitoplanctônicas ao longo do ano. Por exemplo, as florescências de *Microcystis* (Figura 4.9) e de *Cyclotella* (Figura 4.10) são bem descritas pelo modelo, tanto os máximos de biomassa alcançados, como o enquadramento temporal da respectiva ocorrência. As tendências sazonais da evolução da biomassa das Clorofíceas são, igualmente, bem traduzida por este sub-modelo (Figura 4.11). A simulação dos Restantes Grupos mostra um padrão de variação temporal, em geral, próximo do observado, mas desfasado temporalmente e que não acompanha de perto as pequenas oscilações observadas em cada estação do ano, apesar dos valores simulados e observados se situarem no mesmo intervalo de variação (Figura 4.12).

O modelo global de nutrientes também imita bem as tendências sazonais de evolução da biomassa das principais populações fitoplanctônicas, observadas ao longo do ano, na Lagoa da Vela. Contudo, subestima o pico de biomassa das Clorofíceas, observado na Primavera, e não simula tão adequadamente quanto o sub-modelo, a evolução das biomassas de *Microcystis* e *Cyclotella*. A simulação dos Restantes Grupos é muito semelhante à produzida pelo sub-modelo de fitoplâncton, e, portanto, descreve de modo grosseiro, o tipo de variação observado ao longo do ano (Figuras 4.9 a 4.12). O modelo global descreve adequadamente as tendências sazonais de variação do azoto e do fósforo dissolvidos observadas nesta lagoa (Figuras 4.13 e 4.14).

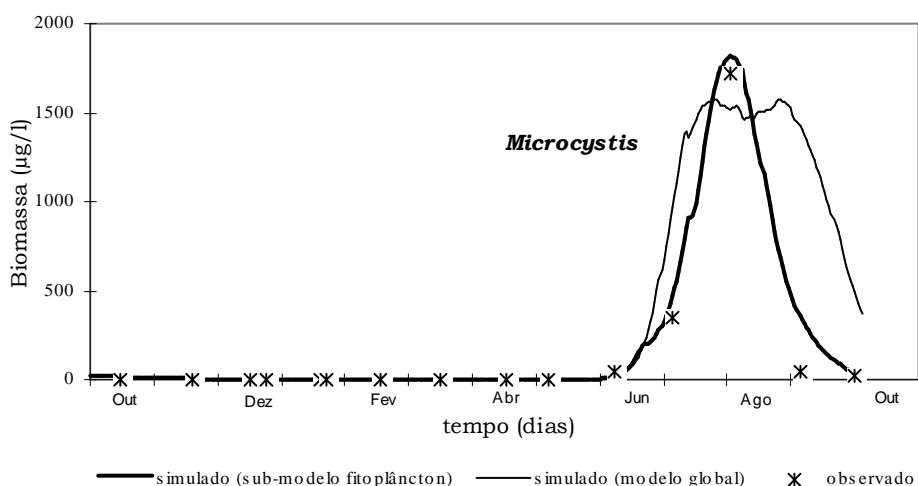


Figura 4.9 - Comparação entre valores observados, da biomassa da população da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* na Lagoa da Vela, e simulados, pelo sub-modelo de fitoplâncton e pelo modelo global.

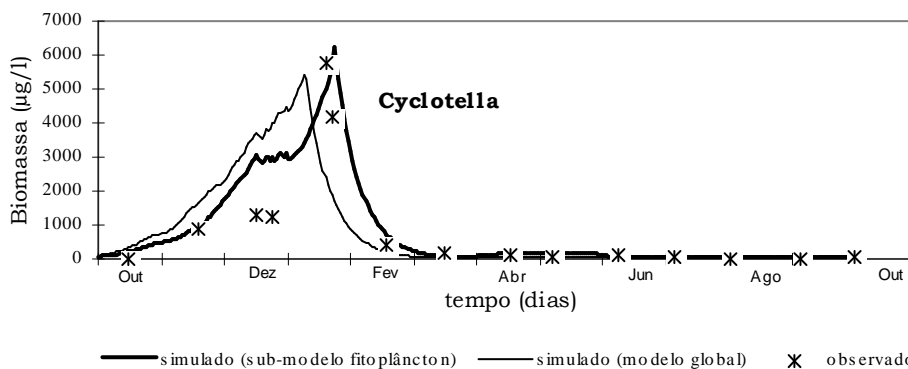


Figura 4.10 - Comparação entre valores observados, da biomassa da população da diatomácea *Cyclotella* sp. na Lagoa da Vela, e simulados, pelo sub-modelo de fitoplâncton e pelo modelo global.

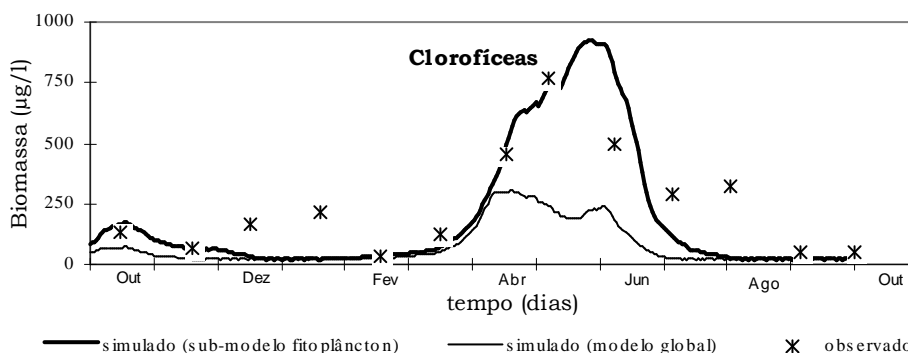


Figura 4.11 - Comparação entre valores observados, da biomassa de Chlorofíceas na Lagoa da Vela, e simulados, pelo sub-modelo de fitoplâncton e pelo modelo global.

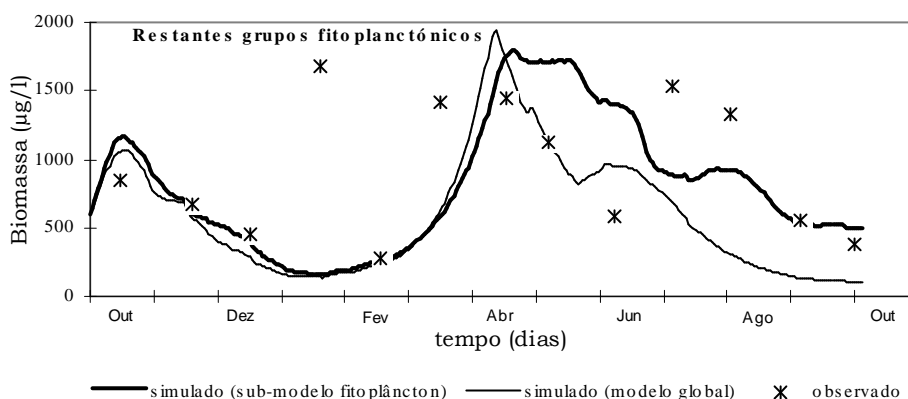


Figura 4.12 - Comparação entre valores observados, da biomassa da restantes espécies (Restantes grupos fitoplancónicas) na Lagoa da Vela, e simulados, pelo sub-modelo de fitoplâncton e pelo modelo global.

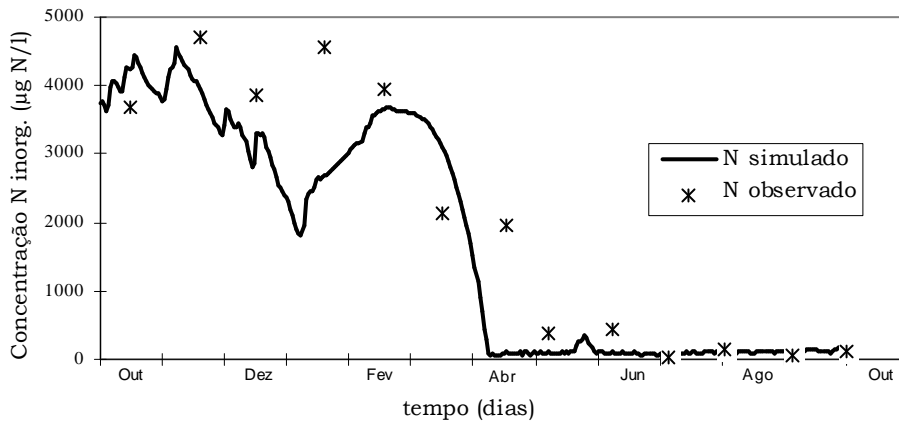


Figura 4.13 - Comparação entre valores observados, da concentração de azoto inorgânico dissolvido na Lagoa da Vela, e simulados pelo modelo global.

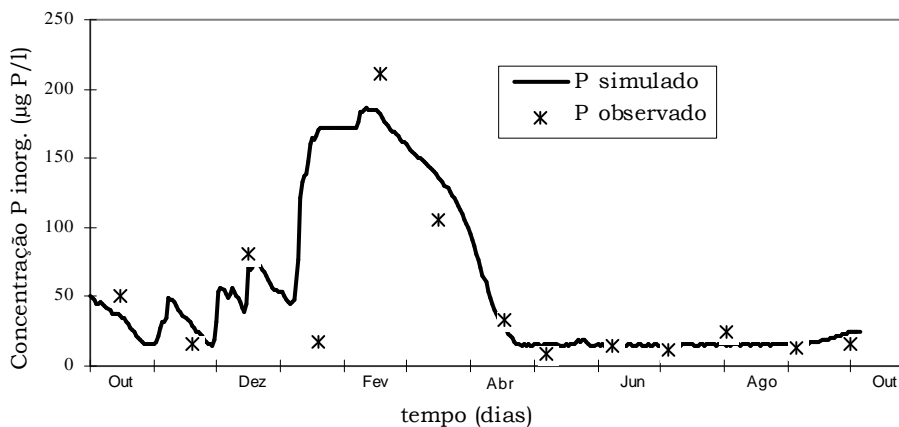


Figura 4.14 - Comparação entre valores observados, da concentração de fósforo inorgânico dissolvido na Lagoa da Vela, e simulados pelo modelo global.

O módulo hidrológico descreve, com grande aproximação, a variação diária do volume de água armazenado na Lagoa da Vela, verificando-se, de um modo geral, um grande ajuste das curvas de valores diários observados e simulados (Figura 4.15).

O poder preditivo aparente de um modelo, pode ser expresso, por exemplo, pelo valor de r^2 (Håkanson (1995)). Complementando a análise visual, para averiguar a correspondência entre valores observados e simulados, de cada uma das variáveis chave, estimaram-se os respectivos coeficientes de determinação (r^2) e os níveis de significância das correlações (r). Determinaram-se, também, regressões lineares entre estes conjuntos de pares de valores

(Tabelas 4.13 e 4.14). Entendendo-se que no caso ideal, dos resultados do modelo coincidirem com os valores observados, a recta resultante tem declive (b) igual a um e ordenada na origem (a) igual a zero, avaliaram-se as diferenças entre os parâmetros (a e b) das rectas obtidas e os desta recta padrão (Meneses, 1990).

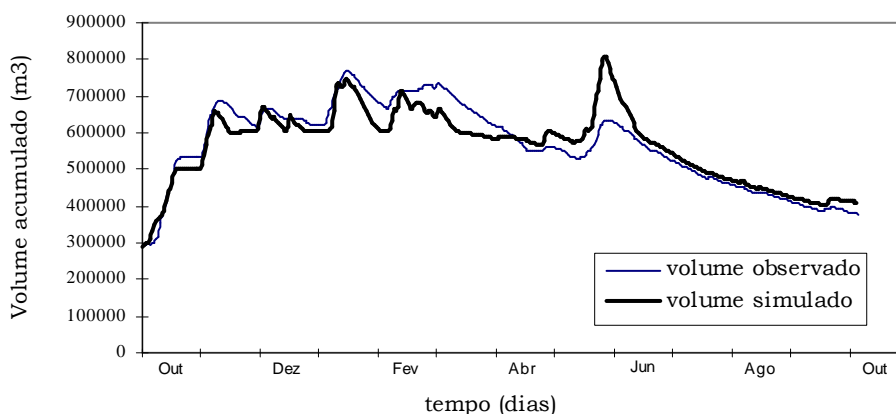


Figura 4.15 - Comparação entre valores diários observados, do volume de água acumulado na Lagoa da Vela, e simulados pelo sub-modelo hidrológico.

Desta análise pode dizer-se que, nos casos das biomassas de *Microcystis aeruginosa* e de Clorofíceas, há semelhança entre valores observados e simulados, tanto pelo sub-modelo de fitoplâncton, como pelo modelo global, já que estes conjuntos de pares de valores apresentam correlações altamente significativas e os coeficientes, a e b , das respectivas rectas de regressão, não são significativamente diferentes de zero e de um, respectivamente. Pela mesma razão se pode dizer que, há similaridade entre os valores observados da biomassa de *Cyclotella* e os simulados, se bem que no caso do modelo global, a correlação é apenas significativa. Os valores observados e simulados da biomassa das restantes espécies (Restantes grupos fitoplanctónicos), não estão significativamente correlacionados. Relativamente às concentrações de azoto, às concentrações de fósforo e ao volume de água armazenado na lagoa, verifica-se grande correspondência entre valores observados e simulados, pois, em todos os casos, a correlação é altamente significativa, as rectas respectivas têm ordenadas na origem não significativamente diferentes de zero e declives não significativamente diferentes de um (Tabelas 4.13 e 4.14).

Tendo como referência o caso de estudo da Lagoa da Vela (dados observados no ciclo anual de Outubro de 1993 a Setembro de 1994), conclui-se que o ajuste do modelo é elevado quando as biomassas dos principais grupos de microalgas (*Microcystis aeruginosa*, *Cyclotella* sp. e Clorofíceas) são simulados pelo sub-modelo de fitoplâncton. Quando incorporado no modelo global, os valores simulados, destas variáveis do ecossistema, continuam a estar significativamente correlacionados com os observados, mas o ajuste é menor. Contudo, o modelo simula picos de biomassa das restantes espécies, desfasados temporalmente, e,

portanto não correlacionados com os valores observados. Com grupos de espécies muito heterogêneos, como é o caso da variável Restantes grupos fitoplanctônicos, e como acontece nas análises reduccionistas, torna-se difícil chegar a resultados satisfatórios (Wirtz e Eckhardt, 1996; Tongeren, 1995; Nielsen, 1994). Como este conjunto de espécies representa uma biomassa relativamente baixa ao longo do ano, a capacidade do modelo global para simular as concentrações de azoto e fósforo, não parece ser afectada pelo reduzido ajuste registado relativamente a esta variável fitoplanctónica. É mais difícil simular variáveis biológicas que variáveis abióticas dos lagos, para as quais se obtêm, geralmente, valores mais elevados de r^2 (Håkanson (1995). Os resultados do modelo global mostram, de um modo geral, melhor ajuste das variáveis abióticas (volume de água, concentração de azoto e fósforo inorgânicos), que das variáveis biológicas (biomassas fitoplanctónicas).

Tabela 4.13 - Rectas de regressão entre conjuntos de pares de valores observados e simulados, das variável de estado do sub-modelo de fitoplâncton, respectivos coeficientes de determinação (r^2) e significância das correlações (r).

VARIÁVEL DE ESTADO	RECTA DE REGRESSÃO *	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2)	SIGNIFICÂNCIA DA CORRELAÇÃO (R) **
CLOROFÍCEAS	$Y = 1,1 X - 72,3$	0,75	ALTAMENTE SIGNIFICATIVA
CYCLOTELLA	$Y = 1,05 X + 288,6$	0,85	ALTAMENTE SIGNIFICATIVA
MICROCYSTIS	$Y = 1,05 X + 29,1$	0,97	ALTAMENTE SIGNIFICATIVA
RESTANTES ESPÉCIES	$Y = 0,27 X + 583,2$	0,06	NÃO SIGNIFICATIVA

* $Y = bX + a$, onde X são os valores observados, Y os valores simulados, b o declive da recta e a a sua ordenada na origem; ** altamente significativativa para $P < 0,01$; significativativa para $0,01 < P < 0,05$; não significativativa para $P > 0,05$.

Pode considerar-se que esta calibração satisfaz os objectivos do modelo, pois descreve-se adequadamente a dinâmica das principais espécies da comunidade fitoplanctónica, bem como a dinâmica dos nutrientes fósforo e azoto. Obteve-se, deste modo, uma descrição quantitativa das interacções entre as componentes bióticas e abióticas do ecossistema e entre estas e as componentes da bacia de drenagem. Construiu-se um modelo com o menor número possível de variáveis, de modo a incluir-se a máxima complexidade possível nos processos. Este tipo de modelos, é potencialmente aplicável a um vasto leque de estados tróficos e de condições morfológicas (Benndorf e Recknagel, 1982). A investigação das complexas interacções entre as componentes dos ecossistemas, com o auxílio de modelos dinâmicos relativamente simples, é apontada como uma boa solução para melhorar a compreensão dos respectivos processos e funções motrizes, e, assim, fazer previsões, que garantam confiança, das consequências de acções de gestão (Tongeren, 1995).

Tabela 4.14 - Rectas de regressão entre conjuntos de pares de valores observados e simulados, das variável de estado do modelo global, respectivos coeficientes de determinação (r^2) e significância das correlações (r).

VARIÁVEL	RECTA DE REGRESSÃO *	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO (R^2)	SIGNIFICÂNCIA DA CORRELAÇÃO (R) **
CLOROFÍCEAS	$Y = 1,8 X + 101,9$	0,64	ALTAMENTE SIGNIFICATIVA
CYCLOTELLA	$Y = 0,68 X + 295,7$	0,32	SIGNIFICATIVA
MICROCYSTIS	$Y = 0,57 X - 23,05$	0,49	ALTAMENTE SIGNIFICATIVA
RESTANTES ESPÉCIES	$Y = 0,33 X + 744,6$	0,11	NÃO SIGNIFICATIVA
VOLUME DE ÁGUA	$Y = 1,04 X - 22115,7$	0,85	ALTAMENTE SIGNIFICATIVA
AZOTO	$Y = 0,97 X + 382,7$	0,82	ALTAMENTE SIGNIFICATIVA
FÓSFORO	$Y = 0,60 X + 6,4$	0,49	ALTAMENTE SIGNIFICATIVA

* $Y = bX + a$, onde X são os valores observados, Y os valores simulados, b o declive da recta e a a sua ordenada na origem; ** altamente significativa para $P < 0,01$; significativa para $0,01 < P < 0,05$; não significativa para $P > 0,05$.

4.4.5. APLICAÇÃO DO MODELO

Não existindo disponível uma outra série de dados completa, correspondente a um período diferente daquele a que respeitam os dados usados na calibração, utilizou-se o modelo, essencialmente, como ferramenta de investigação ecológica e, complementarmente, como instrumento de apoio à definição de estratégias de gestão do ambiental.

A análise da importância relativa dos factores limitantes na dinâmica das florescências, a importância dos processos climáticos e hidrológicos no balanço hídrico e de nutrientes e no comportamento global do sistema, são exemplos da utilização do modelo, e sub-modelos, como ferramentas de investigação ecológica. Efectuaram-se, também, simulações de modo a observar as reacções do sistema a mudanças impostas nas variáveis de controlo, especialmente na manipulação das cargas nutrientes, para apontar tendências que suportem medidas de gestão adequadas.

CAPÍTULO 5. HIDROLOGIA DA LAGOA DA VELA

5.1. INTRODUÇÃO

A Lagoa da Vela é um pequeno lago natural da faixa arenosa litoral, que se estende para Norte do Cabo Mondego e que faz parte integrante da bacia hidrográfica do Rio Mondego. Situada a cerca de 30 km de distância da margem direita do Rio Mondego, a lagoa alimenta uma pequena linha de água intermitente, a Vala do Zurrão, que corre em direcção aos campos do Baixo Mondego. Seguindo através de uma sequência de pequenos afluentes, as suas águas acabam por alcançar o maior rio que nasce em território nacional, a cerca de 15 km da foz (Figura 5.1).

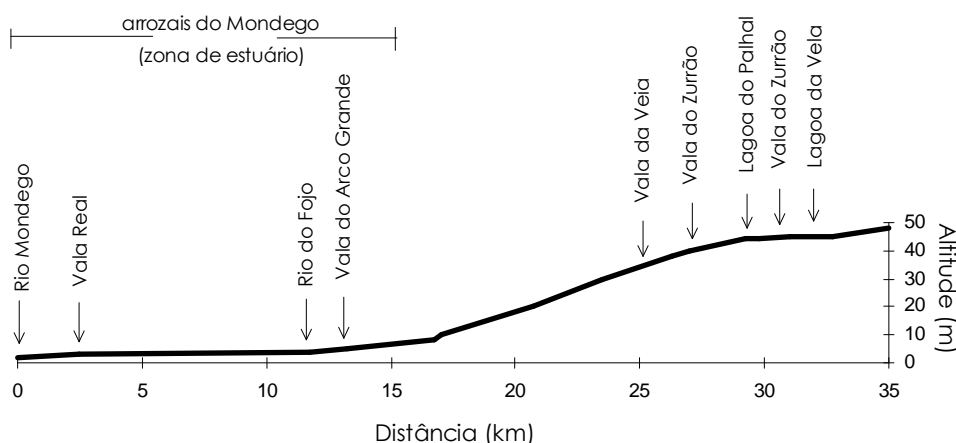


Figura 5.1 - Perfil longitudinal da rede hidrográfica que liga a Lagoa da Vela ao estuário do Rio Mondego.

Tal como os restantes sistemas lacustres regionais, a Lagoa da Vela situa-se na faixa do território onde se forma o “Sistema Aquífero Arenoso do Vouga” (M.P.A.T./C.C.R.C., 1992), também designado de “Subsistema Aquífero Quaternário” (M.O.P.T.C./L.N.E.C., 1994b) ou de “Sistema hidrogeológico do Baixo Vouga” (M.O.P.T.C./L.N.E.C., 1995). Os aquíferos são sistemas reais muito complexos. O modelo de um aquífero pressupõe a sua simplificação, introduzida na forma de um conjunto de pressupostos que expressam o conhecimento e compreensão da natureza do sistema e do seu comportamento. Num recente trabalho de Serrano *et al.* (1997) aparece, pela primeira vez, uma caracterização cuidada e exaustiva da piezometria do subsistema aquífero dunar e do subsistema de base Quaternário, os dois subsistemas

aquíferos do Sistema Aquífero Quaternário do Vouga. Mas a zona das Lagoas de Quiaios não é abrangida neste estudo. Por outro lado, também não existem trabalhos que descrevam a hidrologia superficial ao nível das bacias drenantes, nem as relações existentes entre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Contudo, as características da bacia drenante constituem aspectos fundamentais na caracterização de um lago (Thomann e Mueller, 1987),

O objectivo deste capítulo é, então, de descrever o funcionamento hidráulico e o balanço hídrico do sistema constituído pela Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante. Nesse sentido, efectua-se uma descrição do ambiente climático regional e local, uma caracterização da depressão lacustre e a definição dos limites da bacia drenante, que constituem a informação de base para descrever o escoamento superficial e subterrâneo e as relações mútuas que estes estabelecem. Deste modo, descreve-se o balanço hídrico integrado da Lagoa da Vela, de modo a contribuir para a compreensão do funcionamento dos principais recursos hídricos desta região arenosa do litoral centro do país (aquífero freático e os sistemas lacustres pouco profundos).

5.2. MÉTODO

A informação necessária à caracterização do ambiente climático foi obtida essencialmente dos registos da Estação Meteorológica das Braças, de acordo com os métodos referidos na Tabela 3.1 (ver Capítulo 3, pág. 49). Para completar as séries de dados pluviométricos e de evaporação, obtiveram-se ainda, junto da Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Região Centro (D.R.A.R.N. Centro), séries de registos diários de precipitação e evaporação (não publicados), de duas estações da região: o Posto Meteorológico da Carapinheira-Boleta (margem direita do Rio Mondego) e o de Santo Varão (margem esquerda do Rio Mondego). Os valores assim obtidos são comparados, sempre que possível, com os valores das normais climatológicas, em geral médias ou totais mensais do período 1951/80 (I.N.M.G., 1991) e com as médias ou totais mensais de períodos mais recentes (Carvalho *et al.*, 1996), de algumas das estações meteorológicas ou udométricas situadas na vizinhança das lagoas.

Os dados climáticos foram tratados e organizados num diagrama termopluviométrico modificado, que inclui a evolução dos valores médios mensais das principais variáveis climáticas - temperatura, radiação solar, precipitação e evaporação. Estimou-se a evaporação real e evapotranspiração potencial, aplicando os designados coeficientes de tina (0,7 e 0,8 respectivamente, segundo Lencastre e Franco (1984)) aos totais mensais e anuais de evaporação medida na tina, na Estação Meteorológica de Santo Varão (médias dos anos de 1993/94).

A monitorização hidrológica consistiu no registo contínuo do nível da água da lagoa, na medição periódica dos níveis freáticos dos poços e dos caudais superficiais das valas de entrada e saída, de acordo com os métodos referidos na Tabela 3.2 (ver Capítulo 3, pág. 50). Ajustaram-se curvas de regressão a diversos pares de variáveis climáticas e hidrológicas, como referido no Capítulo 4, pág. 66.

Construiu-se um modelo matricial de interpolação 3D, da morfologia do relevo e configuração da superfície freática, desenvolvido em SURFER versão 5.00 (Golden Software Inc., 1994) (ver Capítulo 4, pág. 67). O modelo matricial apoiou a definição dos contornos da bacia drenante, bem como a descrição das vias de fluxo do escoamento superficial e subterrâneo.

Conjugando informação de carácter geológico, isto é, a estratigrafia regional de Barbosa *et. al.* (1988) e os perfis de sondagens profundas efectuadas junto às Lagoas de Quiaios por Cavaco (1975), Keller (1967,1962), com o conhecimento fornecido pelos modelos matriciais, criou-se um modelo gráfico (diagrama em perfil transversal) que tenta traduzir a configuração do aquífero freático na área da bacia drenante da Lagoa da Vela. Outras características da bacia e da lagoa, como as morfométricas, foram obtidas da cartografia digital georeferenciada (SIG Vela), desenvolvido em AutoCAD Map 3 (ver Capítulo 4, pág. 71).

Desenvolvido em STELLA[®] II versão 3.0.7 para Windows (High Performance Systems, 1996) e calibrado com dados de campo, um modelo matemático descreve a dinâmica hidrológica e o balanço hídrico global do sistema constituído pela Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante (ver Capítulo 4, pág. 83).

5.3. RESULTADOS

5.3.1. CLIMA

Na zona das Lagoas de Quiaios, a sucessão anual dos valores mensais da radiação solar que atinge a superfície, expressa em termos de fluxo energético, descreve uma curva do tipo sinusoidal. Apresentando valores médios anuais da ordem dos 300 cal/cm².dia, o fluxo de radiação é progressivamente mais elevado até ao pino do Verão (aproximadamente 600) e vai baixando depois até aos mínimos de Inverno (cerca de 100 a 200 cal/cm².dia) (Figura 5.2). À semelhança da radiação solar incidente, a evolução anual da temperatura do ar apresenta uma curva de traçado sinusoidal grosseiramente semelhante ao da radiação. A temperatura média anual é de cerca de 18 °C, com médias de Verão e de Inverno da ordem dos 23-24 °C e 12-14 °C, respectivamente (Figura 5.2).

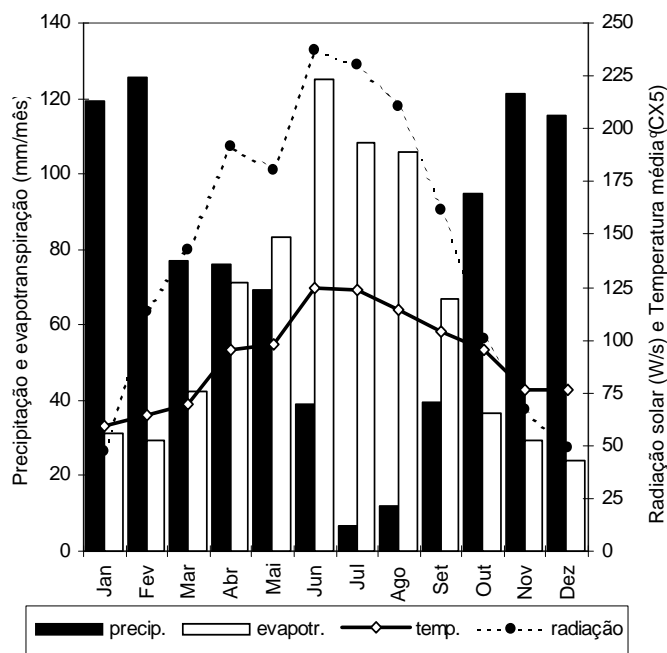


Figura 5.2 - Diagrama termopluiométrico modificado da zona de estudo (médias mensais da radiação solar e da temperatura, de 1993/94, da Estação Meteorológica das Braças; médias mensais da precipitação, de 1962/95, e da evapotranspiração potencial, de 1993/95, da Estação Meteorológica de Santo Varão).

A queda pluviométrica anual, nesta zona, é da ordem dos 900 mm. Predominam as chuvas de Outono-Inverno (Outubro a Março), com totais mensais que podem ser superiores a 100 mm. O Verão é o período mais seco do ano, com precipitações mensais, em média, inferiores a 10 mm (Figura 5.2). Verifica-se uma correlação altamente significativa entre o regime pluviométrico registado em diversas estações meteorológicas da região ($r^2 > 0,9$, para cada par de estações).

A taxa de evaporação real anual atinge os 660 mm, e a evapotranspiração potencial os 750 mm, ou seja, um valor total anual próximo do da precipitação. As taxas de evaporação apresentam alguma heterogeneidade espacial, nomeadamente entre as zonas mais litorais e as mais interiores: de uma maneira geral com correlações altamente significativas (r^2 entre 0,8 e 0,97), algumas estações estão apenas significativamente correlacionadas ($r^2 < 0,6$).

As taxas de evaporação diária podem oscilar consideravelmente de dia para dia, em todas as estações do ano, mas a quantidade de água evaporada é máxima no início do Verão, baixando progressivamente até ao Inverno, à semelhança da temperatura e da radiação solar. A evaporação apresenta, pois, um comportamento cíclico, do tipo sinusoidal, semelhante aos da radiação solar e da temperatura do ar e inverso ao da precipitação (Figura 5.2).

Na Estação Meteorológica das Braças, nos anos de 1993 e 1994, verificou-se dominância dos ventos que sopram de NW e, especialmente, dos ventos que sopram do quadrante Este (E, SE e NE), tendência esta mais acentuada durante os meses de Inverno (Figura 5.3). A velocidade média é relativamente homogênea entre os diversos rumos (1- 1,5 m/s), apesar dos rumos NW e S apresentarem, todo o ano, ventos com

velocidades mais elevadas (2 - 2,5 m/s). A velocidade média do vento é relativamente pouco variável entre estações do ano, apesar da tendência geral para o vento soprar mais forte no Inverno que no Verão (Figura 5.3).

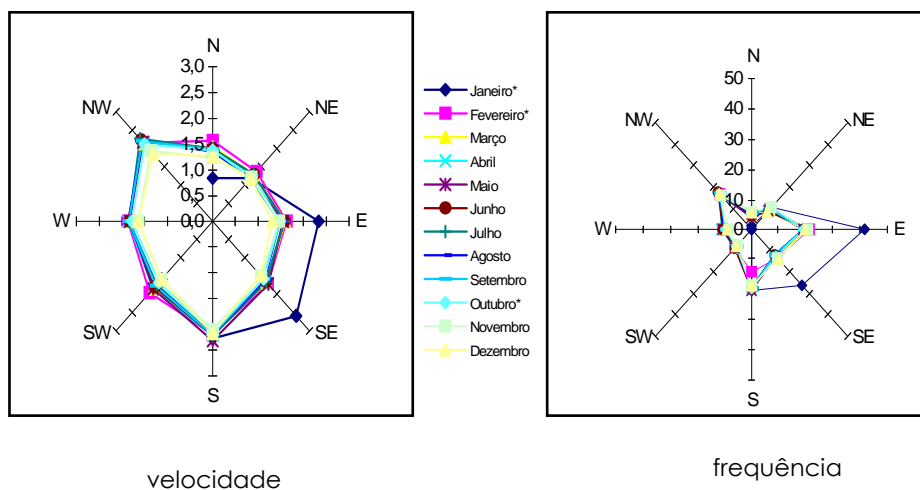


Figura 5.3 - Velocidade média mensal do vento em cada rumo (m/s) e frequência do vento em cada rumo (% horas/mês), na Estação Meteorológica das Braças - médias dos anos de 1993 e 1994.

A zona de estudo pode, então, ser caracterizada por um longo período húmido, que vai de Outubro a Fevereiro, no qual a precipitação excede largamente a evaporação. Nos meses de Primavera observa-se um grande equilíbrio entre as duas componentes principais do balanço hídrico, já que o Sol começa a aquecer a atmosfera, a temperatura sobe e a água transferida para a atmosfera aumenta consideravelmente de mês para mês. Nesta época, a precipitação está quase em equilíbrio com a evapotranspiração. Pelo contrário, no Verão, quando a radiação e temperaturas são mais elevadas, a quantidade de água transferida para a atmosfera é muito superior à água precipitada. Este é, portanto, o período de défice hídrico. O Outono traz as primeiras chuvadas, primeiro moderadas, aumentando rapidamente para mais de 100 mm/mês a partir de Novembro. O ar torna-se mais fresco e a evapotranspiração vai também baixando progressivamente; logo a partir de Outubro a precipitação passa a exceder largamente a evapotranspiração.

5.3.2. LAGOA (DEPRESSÃO LACUSTRE)

A Lagoa da Vela é um sistema aquático dulciaquícola, lântico, permanente, que se forma por acumulação de água numa depressão superficial existente na interface do cordão dunar com a planície da Gândara. O espaço físico que contém o espelho de água tem uma forma alongada, praticamente paralela à vizinha linha de costa. Tem cerca de dois quilómetros de comprimento ou de eixo maior, com orientação NNE - SSW, e 500 metros de largura ou de eixo menor, com orientação WNW-ESSE (Figuras 5.4 e 5.9 e Tabela 5.1).

A linha de costa da lagoa tem uma extensão total de cinco quilómetros. Na lagoa não existem ilhas. Uma baía de reduzidas dimensões, situada no canto Norte da margem Oeste, e uma estreita península, localizada no extremo Sul da margem Este, constituem as principais irregularidades encontradas ao longo da linha de costa. A margem Oeste descreve, ainda, alguns pequenos recantos, abrigados pelas dunas (Figuras 5.4 e 5.9).

A Lagoa da Vela é um sistema lacustre pouco profundo, com profundidades média e máxima de, respectivamente, 0,9 e 2,4 metros, situando-se este último à cota aproximada de 43 metros acima do nível do mar. A razão entre a profundidade média e máxima assume o valor de 0,375 (Tabela 5.1). As maiores profundidades da lagoa situam-se muito próximo da margem Ocidental, que apresenta, por isso, uma zona litoral estreita e muito inclinada (declives superiores a 7%). Para Este, por contraste, o declive é muito suave (inferior a 1%) e contínuo, ao longo de um talude largo e de baixa profundidade (Figura 5.4).

A lagoa ocupa uma área inundável máxima de 70 hectares, a que corresponde um volume máximo armazenável aproximado de 700 000 metros cúbicos. Na Lagoa da Vela, a linha hipsográfica e a curva de volumes indicam estar-se na presença de um reservatório em que a camada de água mais profunda representa um volume acumulado reduzido (menos de 20% do volume abaixo de 1,5 metros de profundidade). Pelo contrário, grande parte da lagoa é pouco profunda e a água encontra-se quase toda (cerca de $\frac{3}{4}$ do volume) numa fina camada superficial, até um metro de profundidade (Figura 5.5).

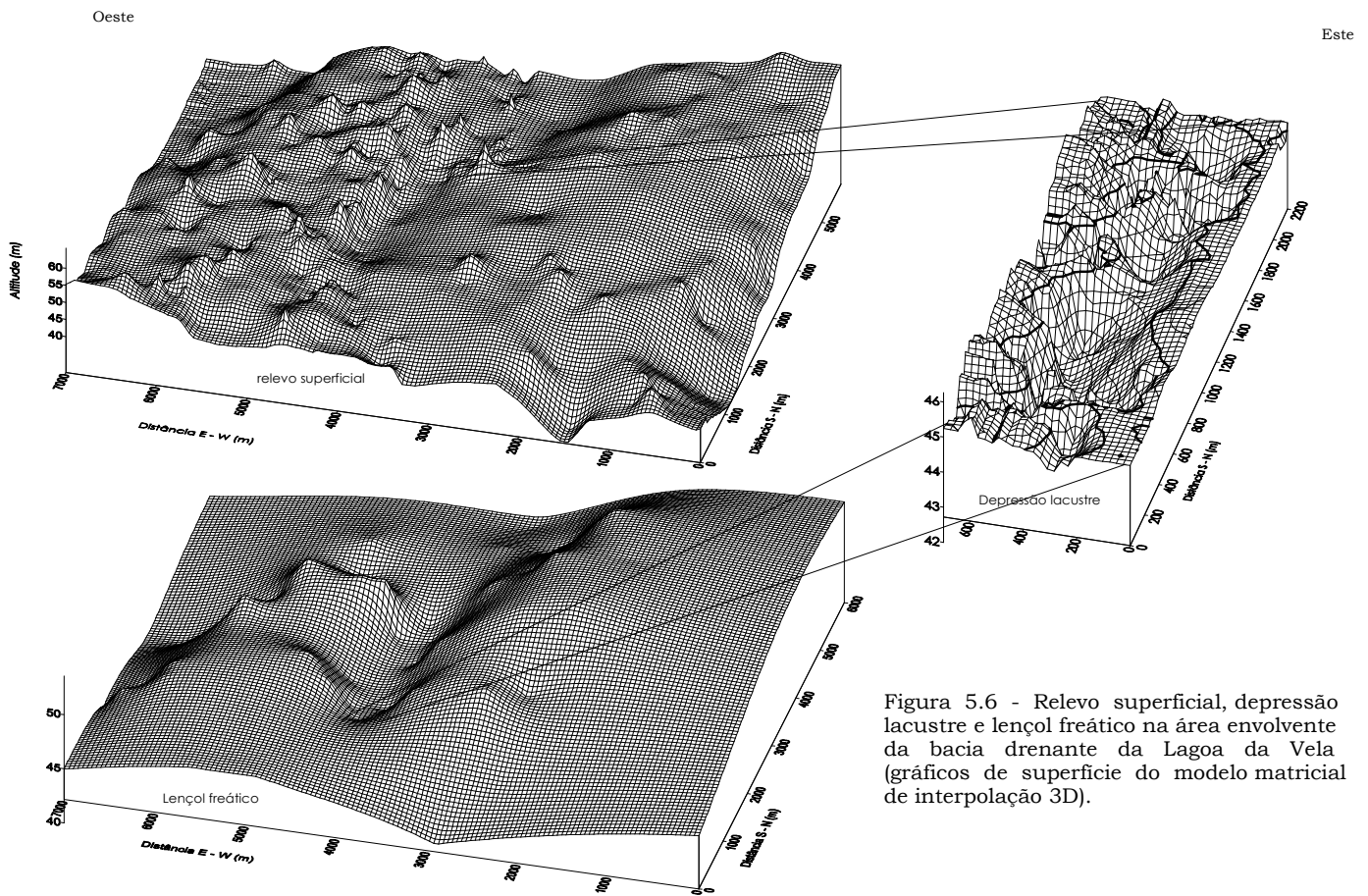


Figura 5.6 - Relevo superficial, depressão lacustre e lençol freático na área envolvente da bacia drenante da Lagoa da Vela (gráficos de superfície do modelo matricial de interpolação 3D).

Tabela 5.1 - Características morfométricas da Lagoa da Vela.

Largura máxima (m)	500
Comprimento máximo (km)	2
Linha de costa-perímetro (Km)	5
Profundidade máxima (m)	2,4
Profundidade média (m)	0,9
Área máxima inundável (ha)	70
Volume máximo armazenável (m ³)	700 000
Razão profundidade média/prof. máxima	0,375
Desenvolvimento da linha de costa (DL)	5

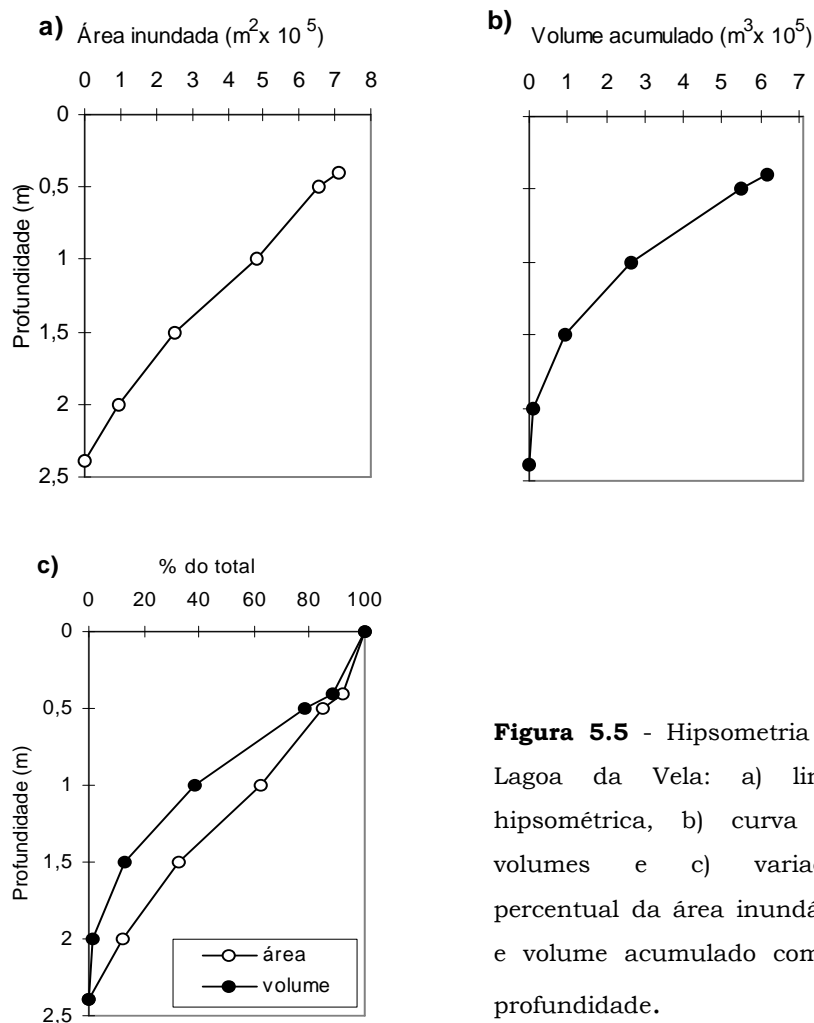


Figura 5.5 - Hipsometria da Lagoa da Vela: a) linha hipsométrica, b) curva de volumes e c) variação percentual da área inundável e volume acumulado com a profundidade.

5.3.3. BACIA DRENANTE

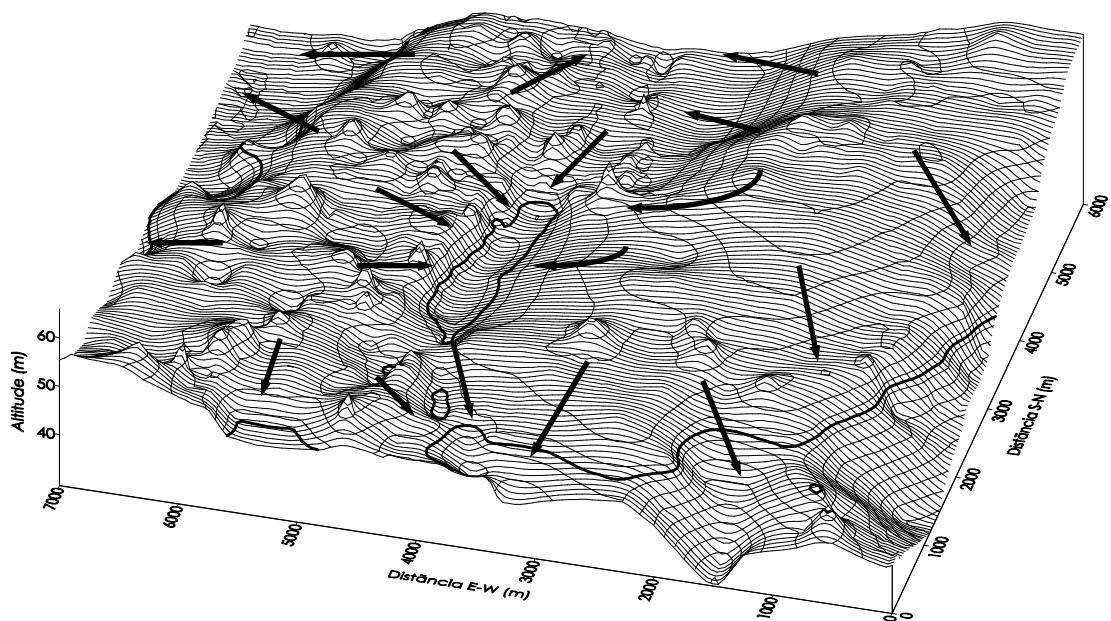
Os terrenos de uma bacia hidrográfica são delimitados pela linha de separação de águas superficial ou topográfica, e pela linha freática ou subterrânea.

A linha de separação topográfica divide as precipitações que caem sobre esta bacia das que caem em bacias vizinhas; integra, no seu interior, todas as linhas de água que se dirigem, directa ou indirectamente, para a lagoa e todas as superfícies adjacentes que se encontram inclinadas na sua direcção e onde se origina o escoamento superficial que se dirige para a lagoa. Devido à constituição arenosa dos terrenos que ladeiam a Lagoa da Vela, a água da chuva está sujeita a uma infiltração tão rápida e eficiente que não é possível observar, sobre o terreno, a direcção que toma

a ocorrência que normalmente se efectua à superfície do solo quando este se encontra saturado. Revelou-se, pois, difícil a definição exacta dos contornos da bacia drenante superficial, razão pela qual esta tarefa foi fortemente apoiada no modelo matricial 3D do relevo e na direcção e sentido que parece tomar o escoamento superficial, de acordo com a geometria do relevo simulado (Figura 5.6). A linha de separação de águas superficiais ou topográfica segue, então, o contorno das linhas de cumeada, unindo os pontos de cota máxima em redor da lagoa e cruzando-a na sua secção de referência ou única saída - a Vala do Zurrão.

A linha de separação freática é determinada pela estrutura geológica e influenciada pela topografia. Há, normalmente, dificuldade em determinar com precisão a linha de separação freática, já que ao longo do ano esta pode mudar com as flutuações do lençol freático. Nas areias da Gândara, de uso essencialmente agrícola, encontra-se grande densidade de poços. A amplitude de variação do nível da água nos poços, entre os períodos húmido e seco, é, em média, de pouco mais de um metro, nunca alcançando os dois metros. Estes valores da piezometria indicam que a zona saturada se encontra muito próxima da superfície do solo, durante todo o ano. Por exemplo, entre Dezembro 1993 e Março de 1994, a água encontrou-se a menos de meio metro abaixo do nível do solo e no Verão de 1994, a zona saturada desceu para pouco mais de um metro de profundidade (Figura 5.7). No Inverno de 1992/93 o lençol freático situou-se sempre abaixo de um metro de profundidade, baixando para os dois metros em pleno Verão. O grau de saturação destas areias revelou ser superior a 90%, no Inverno, e próximo dos 60-70%, no Verão, entre 1992 e 1995. Na encosta Oeste da bacia, aquela que se estende sobre o campo dunar, a ausência de poços não permite uma definição rigorosa da superfície piezométrica. Mas os numerosos charcos temporários que se formam nas depressões interdunares, durante o período húmido do ano, permitem simular e dar uma ideia aproximada da configuração da superfície piezométrica nestas areias do sistema dunar (Figuras 5.4, 5.6 e 5.8) .

As isoietas simuladas no mapa de contornos (modelo matricial 3D) apresentam uma geometria espacial muito semelhante no período húmido e seco, apesar do nível do lençol freático flutuar ligeiramente ao longo do ano (Figura 5.8). Assim, as diferenças entre a piezometria de Verão e de Inverno, ou seja, as flutuações do lençol freático entre os períodos seco e húmido, não parecem alterar a trajectória da linha de separação freática. Por outro lado, a configuração da superfície freática parece acompanhar, de perto, a do relevo superficial e, por esse motivo, os escoamentos superficial e subterrâneo aparentam efectuar-se na mesma direcção e sentido (Figuras 5.4, 5.6 e 5.9). Assume-se, assim, que o aquífero livre é pouco profundo, já que uma surraipa espessa que se encontra a poucos metros de profundidade, assente em camadas de areias argilosas, funciona como aquífero confinado (Figura 5.9). Dado tratar-se de um horizonte de acumulação subsuperficial, formado por migração vertical no perfil do



Escoamento superficial

Escoamento subterrâneo

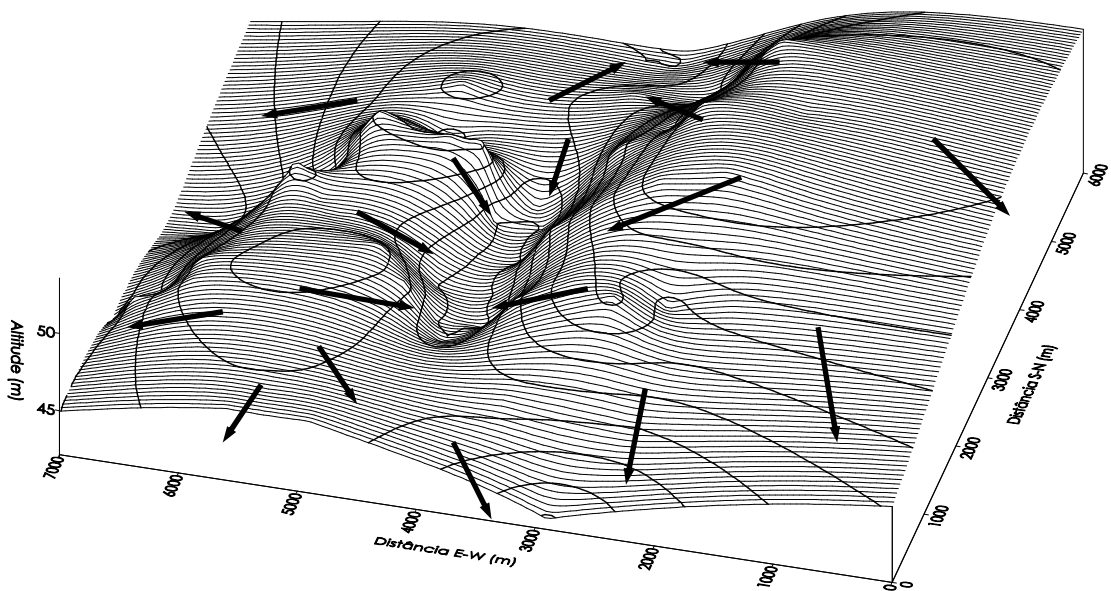


Figura 5.6 - Modelo do escoamento superficial e subterrâneo na zona envolvente da bacia drenante da Lagoa da Vela (direcção e sentido das linhas de fluxo sob o modelo matricial de interpolação 3D).

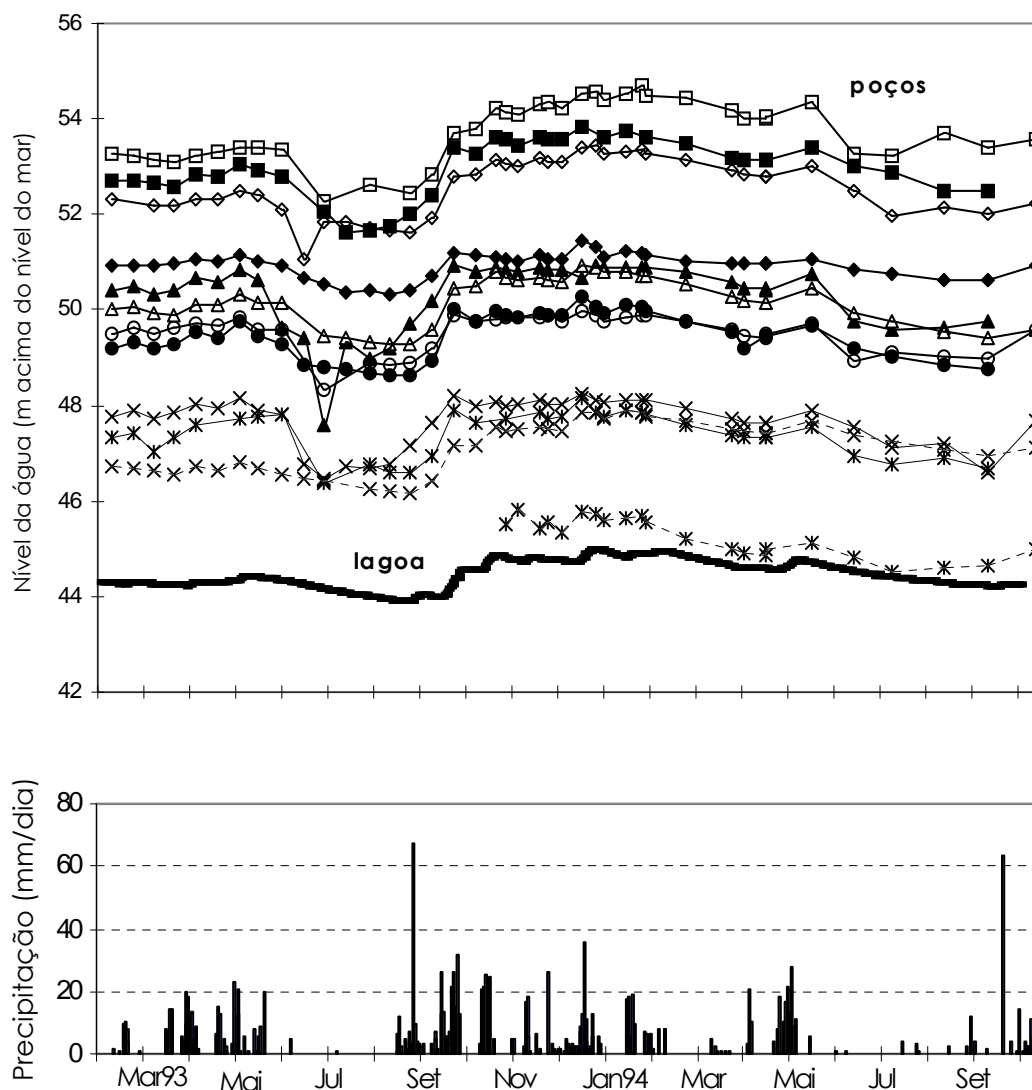


Figura 5.7 - Variação dos níveis da água na Lagoa da Vela, do nível freático em vários poços da bacia drenante e da precipitação diária, entre Fevereiro de 1993 e Outubro de 1994 (valores observados).

solo, é, deste modo, explicável a semelhança entre as configurações do aquífero livre (e do próprio aquífero) e do relevo superficial, bem como das vias de fluxo dos respectivos escoamentos subterrâneo e superficial (Figuras 5.4, 5.6 e 5.9).

As isoietas simuladas no mapa de contornos (modelo matricial 3D) apresentam uma geometria espacial muito semelhante no período húmido e seco, apesar do nível do lençol freático flutuar ligeiramente ao longo do ano (Figura 5.8). Assim, as diferenças entre a piezometria de Verão e de Inverno, ou seja, as flutuações do lençol freático entre os períodos seco e húmido, não parecem alterar a trajectória da

linha de separação freática. Por outro lado, a configuração da superfície freática parece acompanhar, de perto, a do relevo superficial e, por esse motivo, os escoamentos superficial e subterrâneo aparentam efectuar-se na mesma direcção e sentido (Figuras 5.4, 5.6 e 5.9). Assume-se, assim, que o aquífero livre é pouco profundo, já que uma surraipa espessa que se encontra a poucos metros de profundidade, assente em camadas de areias argilosas, funciona como aquífero (Figura 5.9). Dado tratar-se de um horizonte de acumulação subsuperficial, formado por migração vertical no perfil do solo, é, deste modo, explicável a semelhança entre as configurações do aquífero livre (e do próprio aquífero) e do relevo superficial, bem como das vias de fluxo dos respectivos escoamentos subterrâneo e superficial (Figuras 5.4, 5.6 e 5.9).

Considera-se, então, que as linhas de separação freática e topográfica são globalmente coincidentes, não se excluindo a hipótese de existirem, especialmente nos períodos mais secos, pequenas diferenças entre ambas, que se assumem ser pouco relevantes.

Em projecção horizontal, a bacia hidrográfica da Lagoa da Vela cobre uma área total de 1046 ha, incluindo a superfície da lagoa, ou seja, tratam-se de 973 ha de área drenante que se estendem por terrenos sempre arenosos de uso rural (florestal e agrícola) (Tabela 5.2).

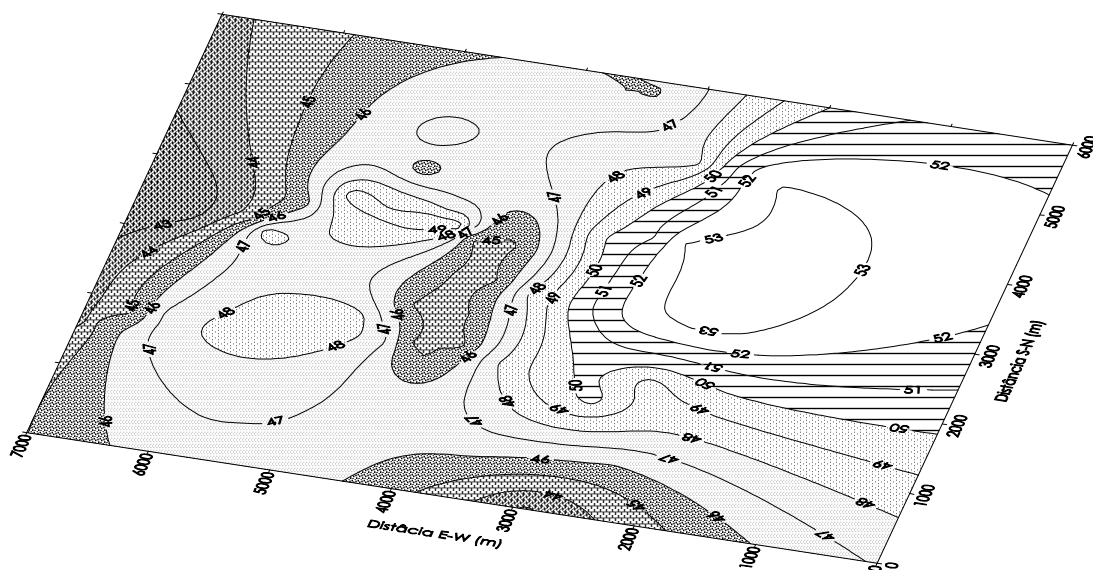
A bacia tem uma forma grosseiramente simétrica, centrada no eixo maior da lagoa (Figura 5.10). O perímetro total da bacia assume o valor de 12 km e o índice de Gravelius, ou coeficiente de compacidade (Kc), é de 1,04 (Tabela 5.2).

Perto de metade da superfície drenante situa-se nas areias do campo dunar (vertente poente), de ocupação florestal; a restante área, situada nas areias hidroólicas e dunas da Planície da Gândara (vertente nascente), tem uso essencialmente agrícola (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 - Características morfométricas da bacia hidrográfica da Lagoa da Vela.

Área total	1046	ha
Área drenante	973	ha
uso florestal	52	%
uso agrícola	48	%
Perímetro	12	km
Coeficiente de compacidade	1,04	

a) Período húmido



b) Período seco

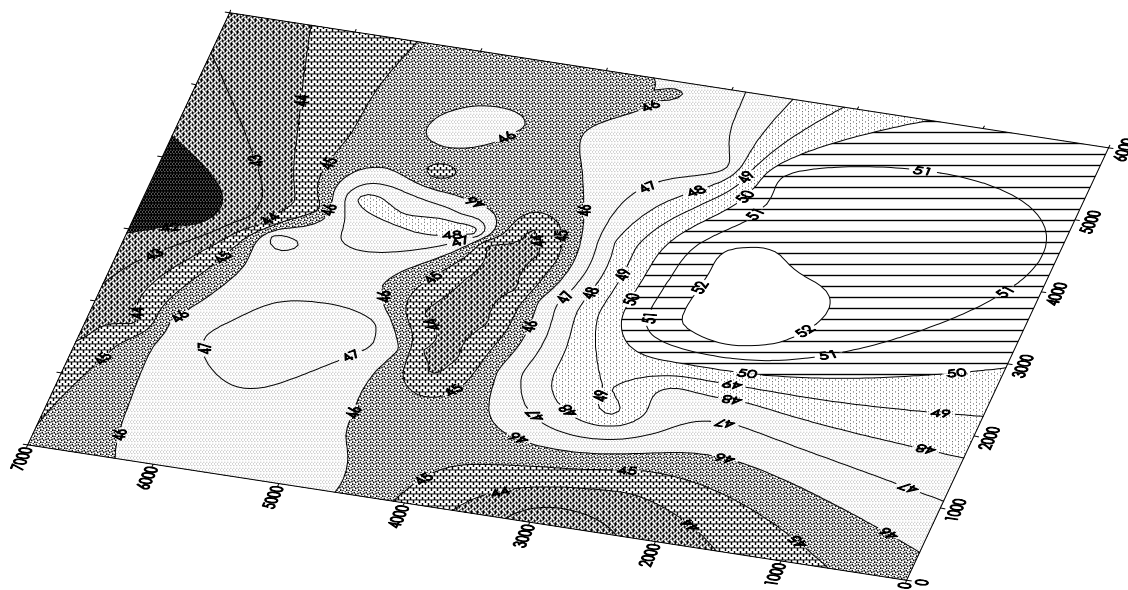


Figura 5.8 - Piezometria na área envolvente da bacia drenante da Lagoa da Vela, em período húmido e período seco (mapa de contornos do modelo matricial de interpolação 3D).

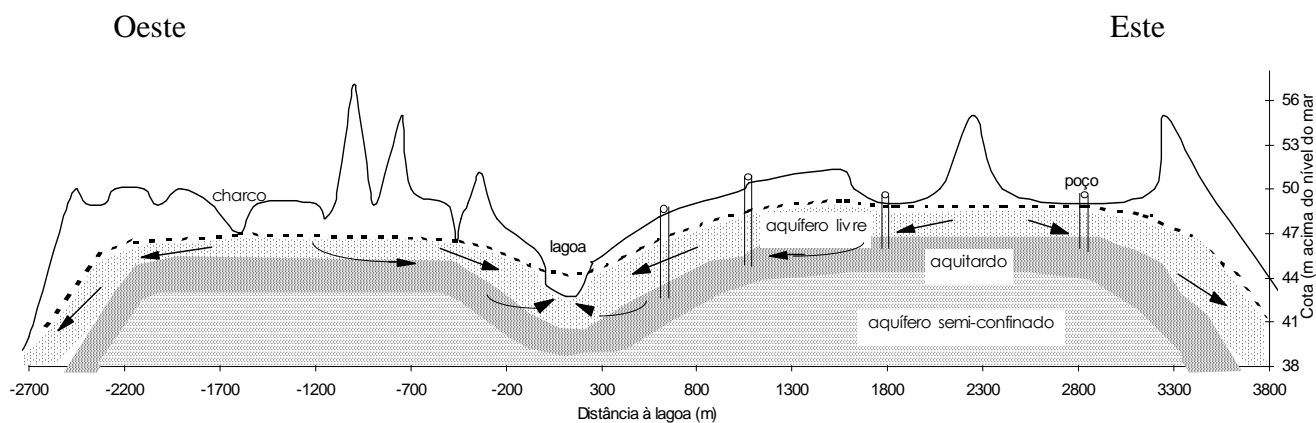


Figura 5.9 - Modelo gráfico da configuração e comportamento do aquífero freático, em corte transversal 2D), na área da bacia drenante da Lagoa da Vela.

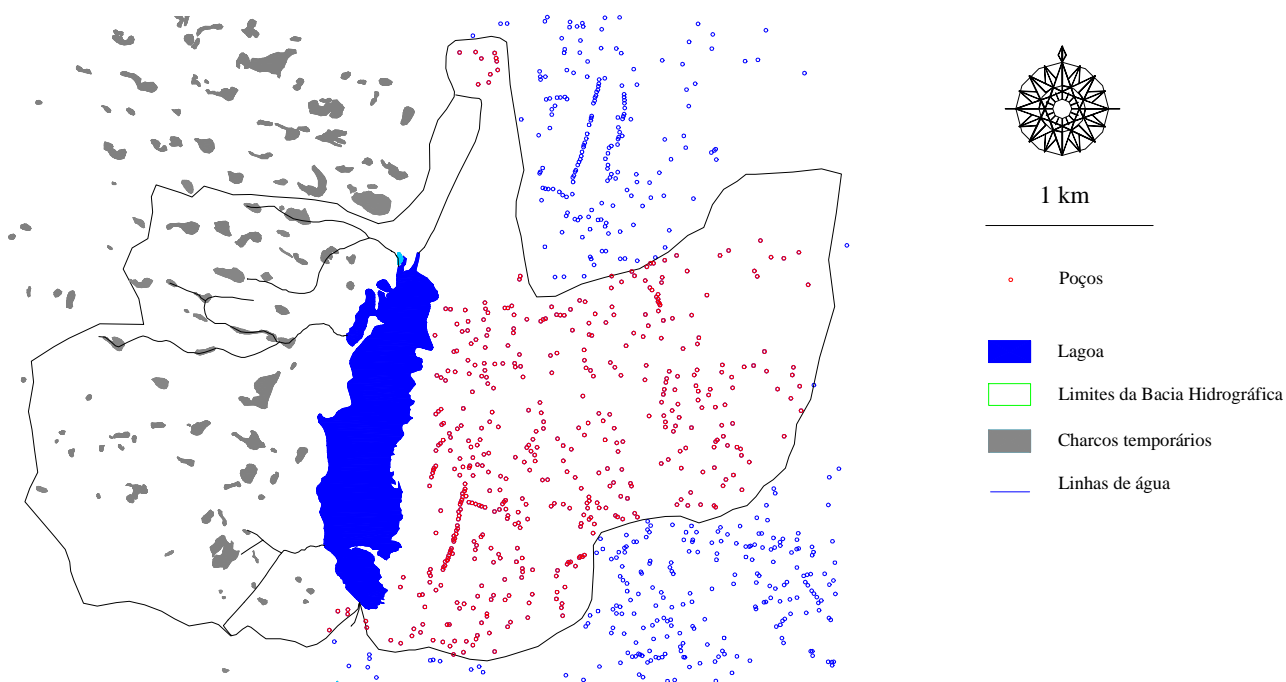


Figura 5.10 - Hidrologia da Lagoa da Vela: limites da bacia drenante, rede de drenagem superficial, charcos temporários, mancha de água da lagoa e poços (cartografia digital georeferenciada - SIG Vela).

5.3.4. ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUBTERRÂNEO

Para além da precipitação que cai directamente sobre a massa de água, a lagoa é alimentada pelo escoamento superficial e subterrâneo gerado na bacia drenante. A variação do nível da água na Lagoa da Vela segue, aliás, um padrão nitidamente sazonal, directamente relacionado com o regime pluviométrico e de trajectória semelhante à do nível freático dos vários poços amostrados na bacia drenante. Também este está estreitamente relacionado com a ocorrência de precipitação. Com evoluções muito semelhantes ao longo do ano - subida no período húmido e queda acentuada no período estival - ambos evidenciam a recarga nos períodos de queda pluviométrica (Figura 5.7).

Na área abrangida pela bacia drenante, a superfície piezométrica encontra-se inclinada no sentido da depressão lacustre. A lagoa serve, pois, de local de descarga do aquífero. Um fluxo subterrâneo dirige-se permanentemente para a lagoa, devido à existência de um gradiente hidráulico, que se estabelece entre as zonas de maior e menor cota freática (o topo e a base das vertentes drenantes) (Figura 5.6). Apesar do seu reduzido valor, o gradiente mantém-se aproximadamente constante ao longo do ano (Figura 5.9). A encosta Este tem um gradiente hidráulico médio de cerca de quatro metros por cada mil, a vertente Norte de dois metros por mil e na vertente dunar Oeste, o gradiente médio é inferior a dois metros por mil.

A simulação da dinâmica do escoamento subterrâneo mostra que o fluxo, apesar de contínuo ao longo do ano, representa um caudal sempre muito baixo (Figura 5.11), pois embora a água circule com facilidade nestas areias e a permeabilidade ou condutividade hidráulica seja, por isso, relativamente elevada (assume-se um valor de 20 m/dia), o aquífero freático tem, como já se viu, espessura reduzida e baixo gradiente hidráulico. No seu conjunto, as vertentes drenantes descarregam, em média, na lagoa, um caudal subterrâneo total da ordem dos 200 m³/dia.

A elevada permeabilidade das areias e o coberto vegetal contínuo resultam numa excepcionalmente elevada taxa de infiltração da água da chuva. A escorrência sobre a superfície do solo tem um significado muito reduzido nesta bacia de substrato arenoso e declive suave. As superfícies impermeáveis, ou pouco permeáveis, têm um significado muitíssimo reduzido; nelas se incluem as próprias valas de drenagem, cujo fundo vasoso, rico em matéria orgânica, lhes confere considerável grau de impermeabilidade. A rede de drenagem que alimenta a Lagoa da Vela é, por isso, formada por linhas de água temporárias, do tipo efémero, pois a sua circulação está limitada aos períodos mais húmidos.

Do lado Oeste, nos solos do campo dunar, a rede hidrográfica é visivelmente marcada. Pequenas linhas de água rodeiam o sopé das dunas e drenam charcos que se formam nas depressões interdunares no período húmido (Figura 5.10). Estas valas

são estreitas e pouco profundas (largura e profundidade entre um a dois metros). O seu regime é de tal modo efêmero que raramente se vê circular água.

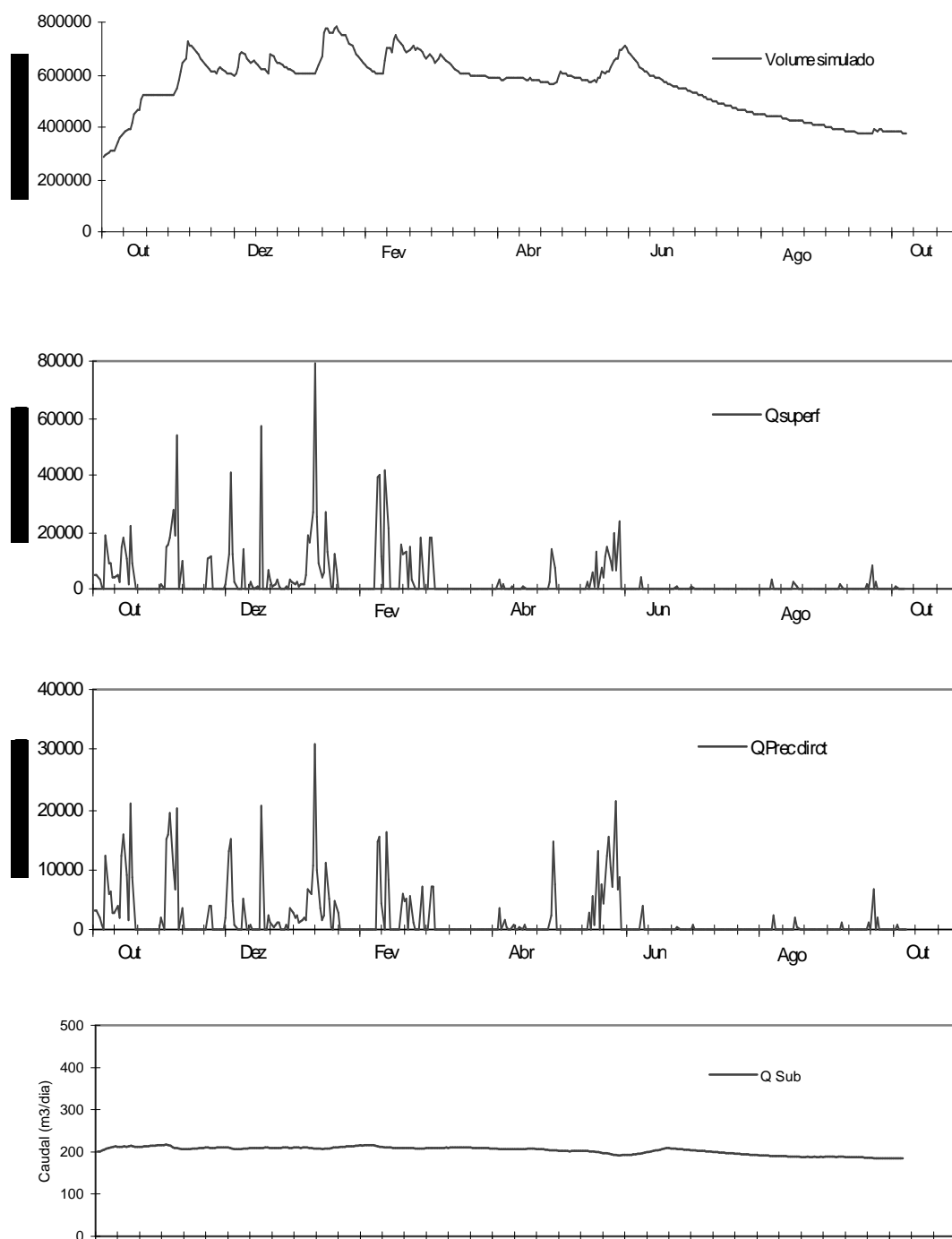


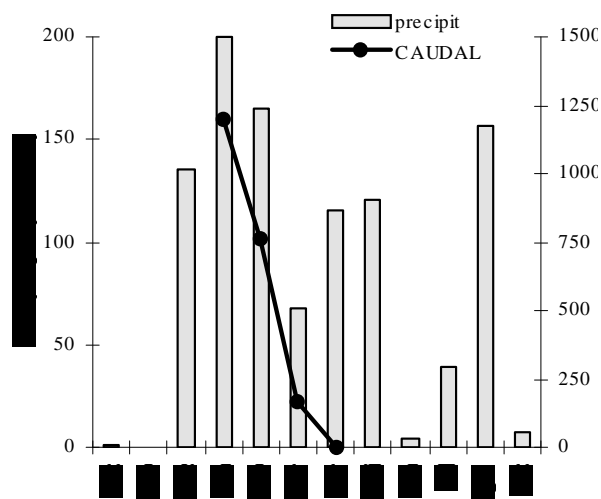
Figura 5.11 - Variação dos fluxos de entrada de água na Lagoa da Vela (resultados do modelo matemático - submodelo hidrológico, para o ano de 1993/94): valores simulados do volume armazenado na lagoa, do caudal superficial, da taxa de precipitação directa e do caudal subterrâneo, diariamente, ao longo do ano.

A Este, pequenas valas criadas artificialmente para drenar os campos de cultivo, formam um fino e denso reticulado. São também linhas de água estreitas, pouco profundas e efêmeras, com circulação de água limitada aos períodos em que ocorre precipitação.

A pequena área que constitui a vertente Norte da bacia, conhecida por Rasos, é atravessada por uma vala de orientação NNE-SSW (Figura 5.10). Apesar de temporária, como todas as outras que constituem a rede de drenagem da lagoa, esta linha de água apresenta um carácter um pouco mais intermitente e menos efêmero que as restantes. A circulação de água nesta vala pode prolongar-se por três ou quatro meses, durante o período de queda pluviométrica mais intensa.

Os caudais produzidos, por esta linha de água, podem atingir os 1200 m³/dia, sendo de 700 m³/dia o valor médio dos quatro meses em que há fluxo efectivo na vala (Figura 5.12).

Figura 5.12 - Vala de entrada na Lagoa da Vela (Vala dos Rasos): variação dos caudais medidos durante o período húmido do ano de 1993/94.



O transporte de água nas valas parece acontecer, sobretudo, quando o solo está muito saturado e a superfície piezométrica se encontra muito próxima da superfície. Como as valas poderão ter, em média, cerca de um metro de profundidade, quando, no período húmido, o nível freático está a cerca de meio metro abaixo do nível do solo, as areias saturadas vão alimentando lateralmente as pequenas linhas de água, enquanto a espessura saturada se mantiver acima do fundo das valas. Assim sendo, o escoamento transportado pelas valas resulta, fundamentalmente, da descarga do aquífero na rede de drenagem. Deste modo, o excesso de água acumulado no solo é descarregado mais rapidamente na lagoa. Na vala dos Rasos mediram-se velocidades da corrente na ordem de 0,15 a 0,2 m/s, o que significa que a água leva apenas algumas horas para ir desde o ponto mais distante da bacia até à lagoa, enquanto o

fluxo subterrâneo se vai deslocando lentamente no sentido da depressão lacustre (permeabilidade aproximada de 20 m/dia).

O coeficiente de impermeabilidade depende da capacidade de infiltração do solo e traduz um conjunto vasto de características, nomeadamente o tipo de solo e a ocupação do mesmo, que determinam a percentagem de precipitação que escoar à superfície. Considera-se aqui que o seu valor varia em função do grau de saturação do solo, ou seja, da profundidade a que se encontra o nível freático. Situa-se entre valores inferiores a 0,1, quando o solo está pouco saturado e a infiltração é máxima e valores superiores a 0,2, quando o solo se encontra muito saturado.

De acordo com os resultados do modelo de simulação matemática, o caudal médio de entrada de água através do escoamento superficial na lagoa é variável, atingindo valores máximos da ordem dos 80000 m³/dia. Ao longo do ano, o escoamento superficial ocorre directamente ligado com a ocorrência de precipitação (Figura 5.11). O volume total transportado pelo escoamento superficial será da ordem dos 1 800 000 m³/ano.

No canto Sul da lagoa, onde se define a secção de referência da bacia drenante (Figura 5.10), nasce a Vala do Zurrão, uma linha de água que encaminha o excesso de água armazenado neste reservatório superficial, para fora da bacia. Maior que as valas de entrada, a Vala do Zurrão tem pouco mais de um metro de profundidade e dois metros de largura e leito muito suavemente inclinado para SE. À semelhança das linhas de água de entrada na lagoa, a circulação de água na vala de saída é temporária (intermitente), podendo, no entanto, prolongar-se por vários meses, com caudais que atingem máximos de 0,2 m³/s, ou seja, cerca de 20000 m³/dia e um total de cerca de 2 milhões de metros cúbicos exportados anualmente. O volume de água exportado pela Vala do Zurrão está directamente relacionado com o volume ou nível de água da lagoa. A altura de água na vala tem variação similar à do nível da água na lagoa, e começa a correr ou seja a drenar a lagoa quando atinge meio metro de profundidade, isto é, quando a água na lagoa se encontra próxima da cota 44,5 metros (Figura 5.13).

5.3.5. BALANÇO HÍDRICO

A variação da capacidade de armazenamento da lagoa é determinada pelo balanço entre as componentes de entrada ou fontes (precipitação que cai directamente na lagoa e escoamento superficial e subterrâneo) e as componentes de saída ou sumidouros (evaporação directa sobre a superfície da lagoa e fluxo de saída de água através da vala que drena a lagoa) (Figuras 5.14). Assumindo que a lagoa é um

sistema homogéneo, o balanço hídrico, na Lagoa da Vela, pode ser calculado pela seguinte expressão:

$$\Delta V = P_{dir} + (Q_{sub} + Q_{sup}) - Q_{vala} - E_{dir}$$

onde ΔV é a variação de volume armazenado na lagoa entre dois períodos de tempo (m^3/ano); P_{dir} a precipitação total que cai directamente sobre a superfície da lagoa; $Q_{sub} + Q_{sup}$ o caudal total de escoamento (caudais superficial e subterrâneo); E_{dir} a evaporação que ocorre directamente do espelho de água e Q_{vala} o volume de água transportado para fora da bacia, através da Vala do Zurrão.

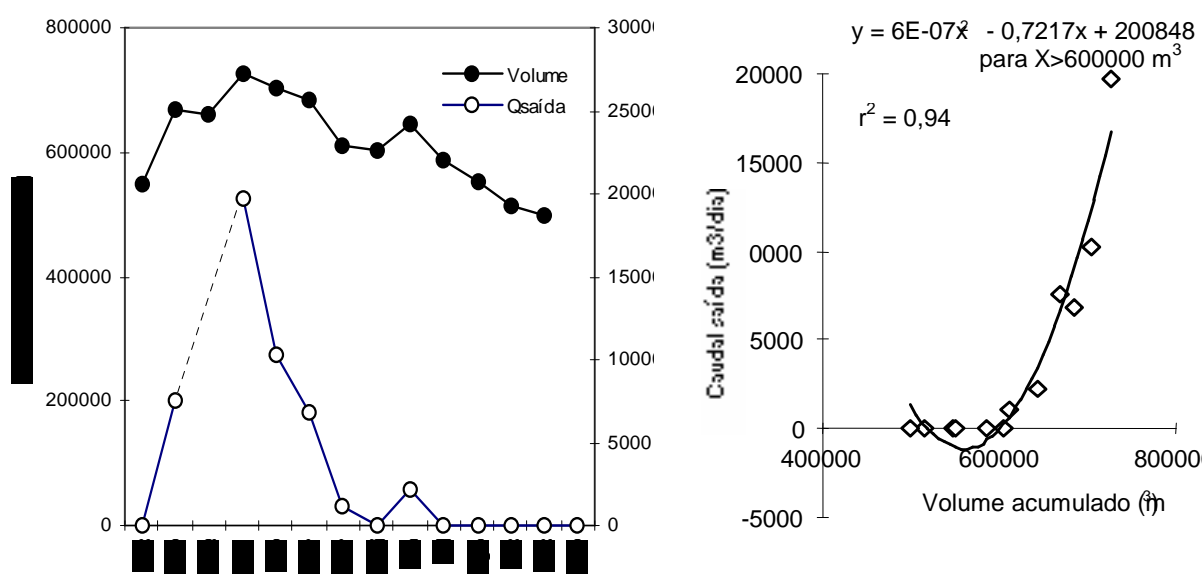


Figura 5.13 - Variação do volume da lagoa e do caudal da vala de saída, entre Outubro de 1993 e Setembro de 1994: valores observados e curva de regressão polinomial.

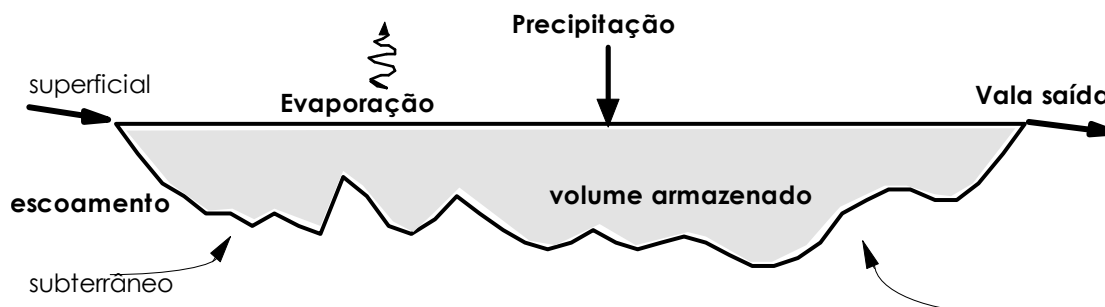


Figura 5.14 - Componentes do balanço hídrico na Lagoa da Vela: diagrama esquemático da lagoa em corte longitudinal.

A simulação da dinâmica anual das componentes (fluxos) do balanço hídrico mostra que a precipitação que cai directamente na superfície da lagoa e a água que aflui, através do escoamento superficial, são as principais responsáveis pelo enchimento da lagoa, enquanto o fluxo subterrâneo, apesar de contínuo, é sempre muito baixo. O volume de água transportado para a lagoa, pelo escoamento superficial, nos dias em que ocorre precipitação, é aproximadamente o dobro daquele que lhe é adicionado através da precipitação directa. A magnitude do caudal subterrâneo diário é cerca de 100 vezes menor que a das outras duas vias de entrada de água na Lagoa da Vela (Figura 5.11).

Quanto aos fluxos de saída, a evaporação, que se efectua directamente da superfície da lagoa, apesar de variável, mantém um efeito regular ao longo do ano, mais acentuado no Verão. A Vala do Zurrão tem um contributo muito variável e intermitente ao longo do ano (corre sempre que o volume de água armazenado sobe acima dos 600000 m³ e deixa de correr abaixo desse valor), mais acentuado no período húmido (Figura 5.15).

Estima-se que o balanço anual entre entradas e saídas de água na lagoa, usando como referência o período entre 1 de Outubro de 1993 e 30 de Setembro de 1994), seja positivo, já que a soma da precipitação directa e escoamento total é superior, em cerca de 85000 metros cúbicos, ao total das saídas (evaporação e Vala do Zurrão). A precipitação directa corresponde a 10% das entradas de água na lagoa, o escoamento superficial a 67% e o escoamento subterrâneo a 23%. A Vala do Zurrão é responsável por 76% das saídas anuais e a evaporação directa pelos restantes 24%. Observa-se, pois, um equilíbrio entre, por um lado, a saída de água pela vala de descarga e as entradas pelo escoamento superficial e precipitação, e, por outro, entre a evaporação e o fluxo subterrâneo (Tabela 5.3).

Tabela 5.3 - Balanço hídrico anual da Lagoa da Vela, no ano hidrológico de 1993/94 (fluxos em m³/ano), tempo de retenção e taxa de renovação.

	Fluxos de entrada	Fluxos de saída
Precipitação	633000	
Evaporação		617500
Escoamento superficial	1800000	
Escoamento subterrâneo	270000	
Descarga da lagoa		2000000
Sub- totais	2703000	2617500
Balanço	85200	
Tempo de retenção	0,35 anos	
Taxa de renovação	2,86/ano	

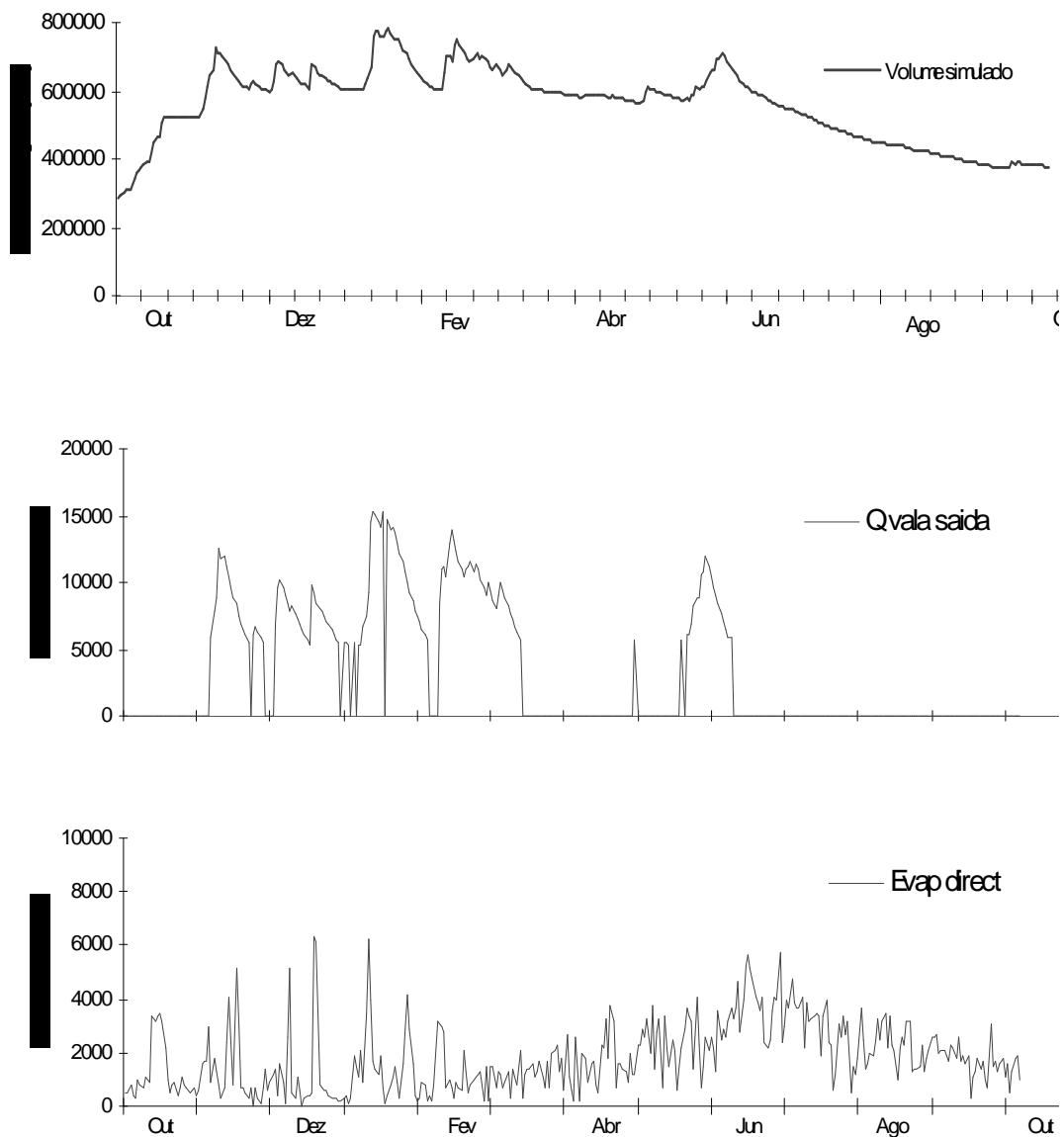


Figura 5.15 - Variação dos fluxos de saída de água na Lagoa da Vela, ao longo do ano (resultados do modelo matemático - submodelo hidrológico, para o ano de 1993/94): valores simulados do volume armazenado na lagoa, taxa de evaporação diária e caudal de saída (vala).

O tempo de retenção da água na Lagoa da Vela (t_r , dado por V/Q , onde V é o volume de água da lagoa e Q o caudal de saída na vala que drena a lagoa), tem um valor médio anual de 0,35 anos (130 dias), e o seu recíproco, a taxa de renovação da água é de 2,8/ano. Incluindo a evaporação na taxa de fluxo da lagoa, o tempo de retenção passa para 0,27 anos (98 dias) e a taxa de renovação para 3,7/ano (Tabela 5.3). Estima-se, ainda, que o tempo de residência da água no aquífero livre seja da ordem dos 8 anos.

5.4. DISCUSSÃO

A sucessão anual dos valores da radiação mensal e da temperatura do ar segue o padrão típico dos climas temperados do hemisfério Norte e apresenta valores que se podem considerar normais para estas latitudes (Barry e Chorley, 1987). O regime de precipitações segue o padrão típico de variação nos climas mediterrânicos, isto é, verões secos e invernos húmidos (Barry e Chorley, 1987). Quer as variações mensais da precipitação, quer os totais anuais registados, encontram-se dentro dos intervalos de valores apresentados como característicos desta faixa do território nacional (Carvalho *et al.*, 1996; I.N.M.G., 1991; Lautensach, 1988; Ribeiro, 1988; C.N.A., 1974). Também os valores de evaporação real anual e a evapotranspiração potencial podem considerar-se normais para a região (Lencastre e Franco, 1984; C.N.A., 1974).

Na Estação Meteorológica das Braças observou-se uma dominância dos ventos que sopram de NW e especialmente dos ventos de sopram do quadrante Este (E, SE e NE). Contudo, a região tem sido caracterizada pela dominância, ao longo de todo o ano, dos ventos que sopram de Norte e Noroeste (C.N.A., 1974). De facto, e de acordo com as normais climatológicas de 1951/80 do I.N.M.G. (1991), o rumo NW é largamente dominante em Coimbra, N e NW dominam em Montemor-o-Velho e o rumo N é preponderante em Mira.

Seguindo vários critérios de classificação, pode dizer-se que a área de estudo se situa na província Luso-Extremadurensis (sector Beirense litoral) do grupo Mediterrâneo-iberoatlântico da região Mediterrânea e, nesta, no piso Mesomediterrâneo e no bioclima subhúmido Rivas-Martínez (1979); na zona edafo-climática Psamo-mediterrânica e na zona fitoclimática Mediterrâneo-atlântica (C.N.A., 1974); no tipo climático mediterrânico húmido (Di Castri, 1981); na Província Atlântica média do Norte de Portugal (Lautensach, 1988) ou no domínio bioclimático Pré-Atlântico, sub-tipo marítimo litoral oeste (Daveau, 1988). Ainda do ponto de vista da classificação de Köppen, toda a faixa litoral atlântica do país pertence ao clima do tipo Csb (Lautensach, 1988).

Caracterizada por verões secos e moderadamente quentes e invernos suaves, um longo período húmido que começa no Outono e se prolonga por todo o Inverno, pode considerar-se que a zona de estudo faz parte da área do país onde a tonalidade atlântica do clima mediterrânico se exprime com maior vigor (Noroeste de Portugal até ao Baixo Mondego), devido à proximidade do oceano (Ribeiro, 1988).

Dada a baixa profundidade da Lagoa da Vela, pode-se considerar que a coluna de água não se encontra estratificada verticalmente. Define-se, assim, como um sistema lacustre polimíctico, com mistura completa e circulação geral durante todo o ano. Nos lagos polimícticos, a baixa profundidade resulta em circulação

continua e na ausência de estratificação térmica vertical, com uma coluna de água relativamente homogênea (Wetzel, 1993), como é o caso do Lago Müggelsee em Berlim (Nixdorf e Hoeg, 1993).

O pressuposto da mistura completa (horizontal e vertical) é muito útil para descrever e estimar o comportamento dos sistemas lacustres, e tem por base que a actuação do vento sobre a superfície de água resulta em mistura interna (Thomann e Mueller, 1987). Apesar da mistura provocada pelos ventos frequentes, há condições para, ocasionalmente, nos dias quentes e calmos de verão, se estabelecer um gradiente térmico. É o que acontece em pequenos lagos duna, que se formam junto ao Lago Michigan, nos quais a efêmera estratificação se dissipa rapidamente à mais pequena brisa (Barko *et al.*, 1977).

No plano horizontal, a massa de água não parece apresentar grande heterogeneidade. Contudo, nalguns pequenos recantos mais abrigados do vento, a água pode ficar temporariamente protegida dos efeitos da circulação geral. Há, ainda, a acrescentar que a depressão lacustre é assimétrica ao longo do seu eixo maior, já que a zona mais profunda da Lagoa da Vela se situa junto a uma das margens, encostada ao cordão dunar. É interessante notar que se trata de uma característica típica dos lagos duna, formados por deflacção de areia em depressões dunares (Wetzel, 1993). Por exemplo, na costa sudeste australiana, pequenos lagos duna permanentes, formados sobre areias pleistocénicas, apresentam os seus pontos mais fundos próximo da duna barreira (Norris *et al.*, 1993). Dos vários tipos de lagos duna, resumidos no trabalho de Norris *et al.* (1993), referem-se aqueles que ocupam depressões permeáveis situadas abaixo de uma toalha freática comum e os afloramentos de toalhas freáticas (*water-table windows*), os que restam sobre camadas impermeáveis, que ficam encaixados em dunas lexiviadas ou a jusante delas. Poder-se-ia incluir a Lagoa da Vela em qualquer um destes tipos de lago duna.

A razão entre as profundidades média e máxima da Lagoa da Vela indica que, em termos de desenvolvimento do volume, a forma geométrica que mais se aproxima desta depressão lacustre, seguindo os critérios de Wetzel (1993), será a cónico-elíptica. O valor elevado do índice de desenvolvimento da linha de costa (DL) reflecte a forma alongada da lagoa, bem como o contorno levemente irregular das margens (Wetzel, 1993; Goldman e Horne, 1983). Pelo contrário, os lagos com DL baixos traduzem ambientes aproximadamente uniformes, como por exemplo os Lagos McKenzie e Windermere, na costa sudeste australiana (Norris *et al.*, 1993).

Segundo Margalef (1983), um verdadeiro lago é aquele cujo fundo não recebe luz suficiente para ficar, todo ele, coberto por macrófitas e no qual acaba por se formar, durante alguma fase do seu ciclo anual, uma termoclina e consecutivo isolamento relativo das camadas mais profundas da coluna de água, o que não acontece na Lagoa da Vela. Também o valor do índice DL, as baixas profundidades

média e máxima e a razão entre elas, são indicadores de que a lagoa apresenta um elevado potencial para o desenvolvimento de comunidades litorais, proporcionalmente ao volume total, típico de ambientes pouco profundos (Wetzel, 1993). Apesar dos critérios de tamanho serem muito variáveis, um lago, protótipo de um ecossistema aquático epicontinental, deve pressupor uma extensão e profundidade mínimas, como acontece com os grandes e profundos lagos que existem um pouco por todos os continentes. Outros lagos são menos profundos mas, ainda assim, extensos, existindo também numerosos pequenos lagos pouco profundos (Phillips *et al.*, 1994; Gleick, 1993). A maioria dos lagos existentes na Biosfera são pequenos e relativamente pouco profundos (Wetzel, 1993). A Lagoa da Vela inclui-se neste grupo.

Os terrenos de uma bacia hidrográfica são delimitados não só pela linha de separação de águas superficial ou topográfica, mas também pela freática ou subterrânea, que dificilmente coincidem com exactidão. Em bacias pequenas, e especialmente em áreas de depósitos muito permeáveis, devido à não coincidência dos dois tipos de linhas de separação de águas, o escoamento entre bacias pode ser um factor importante a considerar (Lencastre e Franco, 1984). Na bacia drenante da Lagoa da Vela definiram-se as linhas de separação freática e topográfica como sendo globalmente coincidentes, uma vez que as superfícies topográfica e freática aparentam ter configurações muito semelhantes, de acordo com as indicações fornecidas pelos modelos espaciais de simulação desenvolvidos neste trabalho. Não se exclui a hipótese de existirem, especialmente nos períodos mais secos, pequenas diferenças entre ambas, que se assumem serem pouco relevantes.

Os modelos espaciais tridimensionais (de interpolação matricial), desenvolvidos para o presente caso de estudo, revelaram-se como ferramentas muito úteis na descrição da geometria das superfícies topográfica e freática, das respectivas vias de fluxo e, conseqüentemente, dos contornos da bacia drenante e do funcionamento hidráulico geral do sistema. O modelo matricial da superfície freática e das respectivas vias de fluxo, está de acordo com os resultados de Serrano *et al.* (1997), sobre o comportamento da superfície piezométrica e do fluxo subterrâneo do subsistema aquífero dunar numa zona do Sistema aquífero quaternário do Vouga, situada ligeiramente a Norte de Quiaios.

O Sistema Aquífero Arenoso do Vouga é referido, na literatura, como sendo constituído por uma unidade superficial, de carácter livre - o aquífero freático, separada da unidade subjacente, com carácter confinado ou semi-confinado, por uma camada impermeável com carácter marcadamente lenticular, espessura variável e acentuada descontinuidade espacial (M.O.P.T.C./L.N.E.C., 1995). Também é referido que as areias hidro-eólicas e as dunas esbatidas da Gândara originam solos evoluídos, nos quais se forma um horizonte iluvial espesso, de acumulação de matéria orgânica e sesquióxidos - surraipa - situado a baixa profundidade sob um horizonte eluvial

(Almeida, 1993; Barbosa *et al.*, 1988). Nos incipientes solos do campo dunar, o horizonte eluvial é mal definido. Nas dunas parabólicas, os solos são mais evoluídos, apresentando, também, um horizonte iluvial bem definido pela acumulação de óxidos de ferro, havendo, nalgumas dunas mais antigas, uma surraipa muito espessa (Almeida, 1993). Horizontes deste tipo costumam formar-se em solos arenosos dunares. Por exemplo, os solos das dunas fixas, estabilizadas, de Doñana (Espanha), povoadas por *Pinus pinea*, situação muito semelhante à do caso em estudo, apresentam horizontes de acumulação de sesquióxidos e concreções ferruginosas muito duras e, por vezes, acumulações turfosas (Novo *et al.*, 1975).

A existência do aquífero freático que se forma nas areias envolventes da Lagoa da Vela deve-se a uma surraipa, por vezes espessa, situada a baixa profundidade, que parece funcionar como camada impermeável.

Nesta bacia drenante, que se estende sobre areias de elevada permeabilidade, a taxa de infiltração da água da chuva no solo é muito elevada, facilitando, deste modo a recarga do aquífero freático local, quando se inicia o período chuvoso (M.O.P.T.C./L.N.E.C., 1994a; M.A.P.T./C.C.R.C., 1992).

Areias bem drenadas e cascalheiras apresentam elevadas taxas de infiltração e muito baixo potencial para produção de escoamento superficial. Solos arenosos, pouco declivosos ou planos, cultivados ou florestados, têm coeficientes de escoamento da ordem de 0,1 ou 0,2 (Novotny e Olem, 1994), ou seja, 80 a 90 % da precipitação infiltra-se directamente no solo.

Como a superfície impermeável, que funciona como aquífero (surraipa), encontra-se a baixa profundidade no perfil do solo e acompanha a inclinação do relevo, o gradiente hidráulico é reduzido. O solo encontra-se muito saturado em água, mas a espessura saturada é de poucos metros, e, apesar da permeabilidade nas areias do subsolo ser considerável (M.O.P.T.C./L.N.E.C., 1995; M.O.P.T.C./L.N.E.C., 1994b; Almeida, 1993; M.P.A.T./C.C.R.C., 1992), os caudais produzidos pelo aquífero e descarregados na lagoa são baixos.

À semelhança do escoamento superficial, o escoamento subterrâneo que alimenta a Lagoa da Vela forma-se por toda a bacia drenante que rodeia a depressão lacustre. A depressão onde se aloja a Lagoa da Vela é o local topograficamente mais baixo da bacia. A existência de um gradiente de pressão hidráulica, motivado pela configuração do relevo, faz com que o aquífero freático local descarregue permanentemente para a depressão lacustre, que se encontra em continuidade hidráulica com a toalha freática. A lagoa apresenta-se, pois, como um afloramento superficial da toalha freática. Estudos existentes referem que na região de Quiaios há indicações de que o aquífero descarrega para as lagoas durante os anos de precipitação média ou muito húmidos (M.P.T.A./C.C.R.C., 1992).

Dada a elevada infiltração, da água da chuva nos solos arenosos, não se observa transporte significativo de água à superfície. Contudo, o caudal médio diário de água transportada para a lagoa por via subterrânea, apesar de se processar a um ritmo contínuo e pouco variável, é cerca de cem vezes inferior ao caudal de escoamento transportado pela rede de drenagem superficial, durante o período húmido. Mesmo num balanço anual, o fluxo superficial continua a transportar muito mais água para a depressão lacustre que o subterrâneo.

Dado que apenas uma fracção muito reduzida da bacia pode ser considerada impermeável, o escoamento superficial aqui gerado explica somente uma pequena parte desta rápida descarga de água na lagoa, que cessa pouco após os episódios de queda de precipitação. O escoamento superficial descarregado pelas valas na lagoa parece resultar, essencialmente, do excesso de água armazenado nas camadas superficiais do solo, nos períodos de intensa recarga do aquífero. À medida que a superfície piezométrica vai subindo, as areias vão ficando saturados de água; quando o nível freático se situa próximo da superfície do solo, o aquífero começa a descarregar para a rede hidrográfica. A água que entra na lagoa através do escoamento superficial parece corresponder, em grande parte, à descarga indirecta do aquífero. Gächter *et al.* (1998) sugerem que, neste tipo de situações, a descarga superficial é provocada pela água da chuva que atravessa, de modo relativamente rápido, o perfil do solo, através de caminhos preferenciais.

Os sistemas de águas superficiais e subterrâneos encontram-se interligados pelos processos conhecidos por recarga e descarga. A recarga de um aquífero ocorre através da infiltração ou da entrada de água proveniente de corpos superficiais. A descarga natural dos aquíferos dá-se para lagos, zonas húmidas, para o oceano ou ocorre através de nascentes. Nalgumas áreas, os aquíferos também descarregam para a rede superficial (Novotny e Olem, 1994). Os sistemas aquíferos do tipo local têm as suas áreas de recarga em zonas topograficamente mais elevadas e descarregam para zonas adjacentes, topograficamente mais baixas, como tudo indica ser o caso de estudo. Contrariamente, os sistemas do tipo intermédio, ou regional, podem ter áreas de recarga e descarga muito distantes e sem aquele tipo de continuidade topográfica (Novotny e Olem, 1994). Vários sistemas aquíferos, que se formam em depósitos arenosos, são descritos na literatura como pertencendo a um sistema interligado por processos de recarga e descarga e vários lagos aparecem descritos como estando em continuidade hidráulica com a toalha freática (Vila *et al.*, 1996; Garnier e Billen, 1994; Anderson, 1993; Norris *et al.*, 1993; Denver, 1989; Barko *et al.*, 1977).

A Lagoa da Vela vai enchendo à medida que se entra no período húmido. Após a queda de chuva, o nível da água sobe devido ao efeito imediato da precipitação que cai directamente na superfície da lagoa (10% das entradas de água) e ao rápido, efêmero, mas significativo escoamento superficial transportado pelas valas de

drenagem (67% das entradas). Enquanto isso, um fluxo subterrâneo de base vai-se dirigindo, lenta mas continuamente, para a lagoa (23% das entradas).

Muitos lagos são alimentados apenas pela precipitação directa e pela escoância superficial. Noutros, o contributo do escoamento subterrâneo para o balanço hídrico pode ser significativo, podendo corresponder a 10 a 50 % das entradas de água (Hongve, 1997; E.P.A., 1977). Num grupo de lagos do Estado de Wisconsin (E.U.A.) verificou-se uma importância variável das entradas de água ao longo de um gradiente da paisagem: nos lagos situados a maior altitude, as entradas de água são dominadas pela precipitação, enquanto os situados a menores altitudes recebem grande parte das entradas através dos fluxos subterrâneos (Stow *et al.*, 1998). Por exemplo, o Lago Banyoles, da costa mediterrânica da Catalunha, e o Lago Crystal, um pequeno lago oligotrófico do estado de Wisconsin, são alimentados unicamente por escoamento subterrâneo e pela água da chuva (Vila *et al.*, 1996; Hurley *et al.*, 1985).

Quando a capacidade de armazenamento da lagoa se aproxima do seu máximo, a depressão lacustre começa a ser drenada pela vala de saída, que durante vários meses encaminha o excesso de água até ao estuário do Rio Mondego. A Vala do Zurrão é responsável por grande parte das saídas de água da lagoa. O volume exportado pela vala de drenagem da lagoa é semelhante ao volume transportado pelo escoamento que alimenta a lagoa.

A evaporação, que se efectua directamente do espelho de água, processa-se continuamente. Encontra-se quase em equilíbrio com a precipitação directa. Traduzindo os ritmos sazonais, o seu contributo para a redução do volume armazenado é mais acentuado no Verão. Este é o período de défice hídrico, quando a quantidade de água transferida para a atmosfera é muito superior à água precipitada (Lautensach, 1988; Ribeiro, 1988). À medida que se entra no Inverno, as condições tornam-se favoráveis à condensação da humidade atmosférica; com irradiâncias e temperaturas baixas, a evapotranspiração fica reduzida a um valor mínimo (Lautensach, 1988).

Enquanto dura o período de recarga, o nível da lagoa mantém-se elevado, produzindo um caudal de saída constante e significativo. Quando, com o aproximar do Verão, a precipitação se torna mais escassa e a evaporação e evapotranspiração mais acentuadas, vai-se dando o rebaixamento do lençol freático e do nível da lagoa. A lagoa é alimentada apenas pelo baixo fluxo subterrâneo de base. No período estival, apenas sujeita ao balanço entre as entradas por via subterrânea e as saídas para a atmosfera, através da evaporação directa sobre o espelho de água, o nível da lagoa vai continuando a baixar, até que as chuvas voltem a cair e o ciclo se reinicie. No Outono caem as primeiras chuvas que refrescam o ar e alimentam, por algumas horas, as ribeiras secas pela longa estiagem; o ar torna-se mais fresco e a precipitação passa a exceder largamente a evapotranspiração (Ribeiro, 1988).

Numa situação de equilíbrio dinâmico de entradas e saídas, que corresponde aproximadamente à observada no ano hidrológico de 1993/94, o tempo de retenção da água na Lagoa da Vela é relativamente baixo. Ou seja, a água fica retida, em média, alguns meses por ano na depressão lacustre, a que corresponderia renovar-se três ou quatro vezes por ano. Por seu lado, o tempo de residência da água no aquífero freático é de vários anos. Os lagos pouco profundos apresentam tempos de retenção baixos, em geral inferiores a um ano ou, por vezes, da ordem dos poucos dias (Hongve, 1997; Park e Uchirin, 1997; Søndergaard *et al.*, 1996; Berg *et al.*, 1994; Garnier e Billen, 1994; Knuuttila *et al.*, 1994; Meijer *et al.*, 1994; Nixdorf e Hoeg, 1993; Moore *et al.*, 1991; Varris, 1989; Thomann e Mueller, 1987; Muraoka e Fukushima, 1986; Brock, 1985; Ikeda e Adachi, 1978; Nyholm, 1978; E.P.A., 1977). Os lagos maiores e mais profundos têm tempos de retenção elevados, que podem ir de poucos a algumas centenas de anos (Thomann e Mueller, 1987; Brock, 1985; Goldman e Horne, 1983; E.P.A., 1977). O fluxo de águas subterrâneas é, geralmente, baixo; o tempo de residência da água em sistemas locais é da ordem dos meses ou anos (Novotny e Olem, 1994).

O índice de Gravelius, ou coeficiente de compacidade (Kc), da bacia drenante da Lagoa da Vela indica a presença de uma bacia pouco irregular, cuja forma equivalente é quase circular, e na qual há tendência acentuada para a ocorrência de cheias ou inundações (Lencastre e Franco, 1984). Este aspecto demonstra claramente a tendência observada nesta bacia, bem como nas zonas envolventes, para o solo ficar muito saturado em água e os locais topograficamente mais baixos ficarem encharcados, durante grande parte do período húmido do ano. A função da rede de drenagem, natural e artificial, de entrada e saída da lagoa, parece ser a de drenar esse excesso de água para fora da bacia.

CAPÍTULO 6. FONTES POLUENTES DA LAGOA DA VELA

6.1. INTRODUÇÃO

A agricultura e a indústria agro-alimentar têm vindo a exercer uma influência crescente sobre a qualidade do ambiente (Wall *et al.*, 1994). Enormes quantidades de fertilizantes são produzidos industrialmente todos os anos. Apesar de, na Europa, o elevado consumo de fertilizantes ter decrescido na última década, em quase todos os outros continentes as taxas de aplicação continuam a aumentar (Kawashima *et al.*, 1996). Considerada como a mais universal fonte de poluição difusa, a agricultura moderna e o incremento da deposição atmosférica ameaçam os solos europeus, desde o Atlântico até aos Urais (Meinardi *et al.*, 1995). A vulnerabilidade do solo à contaminação difusa depende do tipo de uso, das características pedológicas, da precipitação e do tipo de aquífero e de recarga subterrânea. A exposição de longo-prazo a que se encontram sujeitos os solos agrícolas, devido à utilização generalizada de fertilizantes químicos e pesticidas, cria elevado potencial para a contaminação das águas subterrâneas (Burkart e Feher, 1996).

A contaminação de pequenas bacias tem grande impacto na qualidade dos recursos hídricos subterrâneos e na saúde pública (Williams *et al.*, 1998). Nos E.U.A., a contaminação de águas subterrâneas com químicos agrícolas tem vindo a ganhar importância crescente, havendo já, em muitos estados, planos de protecção dos aquíferos (Schock *et al.*, 1993).

Apesar da contaminação de águas subterrâneas com nitratos e pesticidas ser um dos problemas mais comuns associados à agricultura intensiva, a eutrofização das águas superficiais constitui outro dos graves problemas ambientais associados à aplicação de fertilizantes. Por exemplo, na Finlândia as áreas cultivadas perdem dez a vinte vezes mais nutrientes que as áreas naturais, e que a aceleração da eutrofização de lagos finlandeses coincide com o início do cultivo das terras no século VIII (Kauppi *et al.*, 1993).

A produção animal intensiva, e a respectiva utilização de adubos orgânicos nas terras de cultivo, e as fossas sépticas, associadas ao povoamento disperso típico nas áreas rurais, têm vindo a ganhar importância crescente como contaminantes dos recursos hídricos, tanto superficiais como subterrâneos (Pepper *et al.*, 1996).

Não existem estudos sobre as fontes de contaminação da água na área da bacia drenante da Lagoa da Vela, mas apenas algumas referências genéricas ao grau de contaminação das águas subterrâneas nesta zona do país (Serrano *et al.*, 1997; Barbosa *et al.*, 1988). Devido à natureza arenosa dos solos e à baixa profundidade do

aquífero freático, a bacia drenante da Lagoa da Vela é particularmente sensível à contaminação gerada pelas actividades relacionadas com o uso do solo - práticas agrícolas, produção animal em estábulos e fossas sépticas. Além disso, as águas enriquecidas da Lagoa da Vela dirigem-se para o estuário do Rio Mondego, o qual está descrito como um estuário eutrófico, ao qual afluem elevadas cargas de N e P, e onde ocorrem severas limitações de oxigénio dissolvido devido ao colapso de florescências algais e de macrófitas aquáticas (Flindt *et al.*, 1997).

Dada a importância que desempenham os nutrientes na dinâmica e evolução dos ecossistemas lacustres, é necessário dispor de estimativas credíveis das suas entradas de origem externa. A redução da poluição difusa e o estabelecimento de medidas de controle, passa pelo conhecimento das suas origens e mecanismos de transferência (Doriz e Ferhl, 1994). Os processos de enriquecimento contínuo, de longo prazo, dos ecossistemas lacustres resultam na acumulação de grandes quantidades de nutrientes orgânicos e inorgânicos nos sedimentos dos lagos. Mesmo quando cessam, ou se reduzem substancialmente, as cargas externas, os lagos manifestam tendência para se manterem num estado nutricional elevado, devido à libertação de nutrientes do fundo para a coluna de água - as designadas cargas internas, que em muito dificultam as acções de recuperação de qualidade da água e controle da eutrofização.

A descrição dos efeitos da ocupação do solo na qualidade da água, particularmente da actividade agrícola (uso agrícola da terra e produção animal), e do desenvolvimento residencial na bacia drenante da Lagoa da Vela, e o cálculo e análise da importância relativa dos diversos tipos de cargas poluentes externas transportadas para a lagoa, constituem o objectivo geral deste capítulo. Complementarmente, pretende-se avaliar a importância das cargas internas no metabolismo do ecossistema lacustre.

6.2. MÉTODO

A caracterização dos usos do solo na bacia drenante da Lagoa da Vela é baseada na produção de cartografia temática, efectuada por análise de fotografias aéreas e cartografia diversa e apoiada em levantamentos de campo. Todas as características com resolução espacial foram processadas digitalmente e encontram-se numa plataforma comum, georeferenciada - o SIG Vela, desenvolvido em AutoCAD Map 3 (ver Capítulo 4, pág. 71).

A descrição da vegetação, nas zonas de ocupação natural-florestal, foi conduzida através do estudo da composição florística e da estimativa de indicadores semi-quantitativos, ao longo de transectos. A descrição da actividade agrícola e a inventariação das unidades de produção animal fundamentam-se nos levantamentos

de campo, nas conversas com agentes locais (agricultores e autarcas) e nos resultados do inquérito conduzido por Pereira (1997), no Verão de 1995.

O estudo da qualidade da água centrou-se na determinação periódica das concentrações de azoto e fósforo inorgânicos na água dos poços e das valas de entrada e saída da lagoa (ver localização dos pontos de amostragem identificados na Figura 3.1 Capítulo 3, pág. 47), de acordo com os métodos referidos na Tabela 3.3 (ver Capítulo 3, pág. 52). Construiu-se um modelo matricial de interpolação 3D, desenvolvido em SURFER versão 5.00 (Golden Software Inc., 1994) (ver Capítulo 4, pág. 67), da distribuição espacial das substâncias azotadas nas vertentes de uso agrícola (Este e Norte) da bacia drenante da Lagoa da Vela.

Desenvolvido em STELLA® II, versão 3.0.7 para Windows (High Performance Systems, 1996), e calibrado com dados de campo, o modelo matemático, dinâmico e determinístico da Lagoa da Vela (módulo de nutrientes) (ver Cap. 4, pág. 85), permite o cálculo das cargas de nutrientes transportadas para a depressão lacustre. As cargas superficial, subterrânea e da precipitação são calculadas pelo método directo, usando os valores medidos das respectivas concentrações de N e P ao longo do ano e uma determinação pontual na água da chuva e os valores dos caudais simulados pelo módulo hidrológico. As concentração de azoto inorgânico total e de ortofosfatos, registados no poço 21, foram usados como indicadores da qualidade da água na vertente Este (de ocupação florestal). A carga devida à deposição seca é estimada pelo método indirecto, aplicando uma taxa de deposição aos valores simulados da variação da área do espelho de água. Através da simulação das várias componentes do balanço de nutrientes, o modelo possibilita, ainda a análise da importância das cargas internas.

6.3. RESULTADOS

6.3.1. Usos dos solo

Toda a bacia drenante da Lagoa da Vela tem uso rural do solo. Pode-se dizer que cerca de metade da área é de ocupação florestal, onde dominam os matos sob um coberto de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*). Na outra metade predomina a ocupação agrícola do solo, onde a habitação ocorre, em geral, de forma dispersa ou em pequenos núcleos, por entre os verdejantes campos agrícolas, tendo associada a criação de gado bovino, em estábulos familiares (Figura 6.1). Na Lagoa da Vela e nas valas de drenagem, que atravessam a bacia drenante, não são lançados efluentes domésticos ou industriais.

A mancha de ocupação florestal está praticamente confinada à vertente dunar da bacia. Uma parte desta encosta está ocupada com mata, onde, sob o coberto arbóreo de pinheiro bravo, prolifera um mato baixo, misto (Figura 6.1). No coberto arbustivo referem-se como espécies mais frequentes as Ericáceas *Calluna vulgaris*, *Erica* sp., *Halimium calycinum* e *H. halimifolium*, a Cistácea *Cistus salvifolius*, as Leguminosas *Ulex* sp., *Sthauracanthus* sp., *Cytisus* sp., *Acacia* sp., giestas e ainda *Corema album*, *Daphne gnidium* e *Lavandula stoeckas*, que garantem 20 a 30% de cobertura do solo, que pode subir os 70 ou 80% nas zonas de maior proliferação de acácias. Pequenas parcelas de pinhal, que abriga densos matos arbustivos, encontram-se espalhadas por entre os campos agrícolas, sobretudo ladeando as linhas de festo, nas vertentes Norte e Este da bacia (Figura 6.1).

Como consequência do incêndio ocorrido no Verão de 1993, ocupam, agora a restante parte da vertente dunar Oeste, matos mais baixos, menos densos e de menor riqueza florística que aqueles que se encontram sob o coberto de pinheiros (Figura 6.1). Assinala-se a presença de espécies características das dunas secundárias mais próximas do mar, como o estorno (*Amophila arenaria*), observa-se grande proliferação de acácias, menores densidades de *Corema album* e a quase ausência de Ericáceas. A composição florística, fisionomia e abundância de espécies destes matos são semelhantes às dos que se desenvolvem nos pinhais da vertente dunar, mas exibem maior riqueza e cobertura, notando-se, por exemplo, maior abundância de Ericáceas. As acácias distribuem-se largamente por estes espaços, misturadas nos matos e orlas dos pinhais.

Nas depressões interdunares, à volta dos charcos temporários, e nas margens das linhas de água, a vegetação é densa, dominada por espécies ribeirinhas ou aquáticas (vegetação de zonas húmidas), como os salgueiros (*Salix atrocinerea*) e os amieiros (*Alnus glutinosa*), os cariços (*Phragmites australis*), várias espécies de Cyperaceas e muitos musgos e líquenes. Também aqui as acácias proliferam abundantemente, por vezes com porte arbóreo. Próximo das margens da lagoa, no estrato arbóreo, o pinheiro coexiste com algumas das espécies típicas da vegetação ribeirinha e, sobretudo, com espécies exóticas introduzidas (acácias e eucaliptos). No estrato arbustivo e herbáceo misturam-se gradualmente nos matos esclerófitos as espécies mais ribeirinhas que, somente junto à margem da lagoa, passam a dominar. Espécies fixas ao substrato e emergentes, como *Phragmites australis*, *Claudium mariscus* e *Typha latifolia*, colonizam esta zona de interface dos sistemas aquático e terrestre, numa faixa contínua e de largura variável.

A Este, a bacia drenante é quase exclusivamente de ocupação agrícola (Figura 6.1). O espaço é finamente retalhado em pequenas propriedades, onde se semeia essencialmente milho e feijão, em rotação com culturas arvenses, forragens e pastos para o gado.

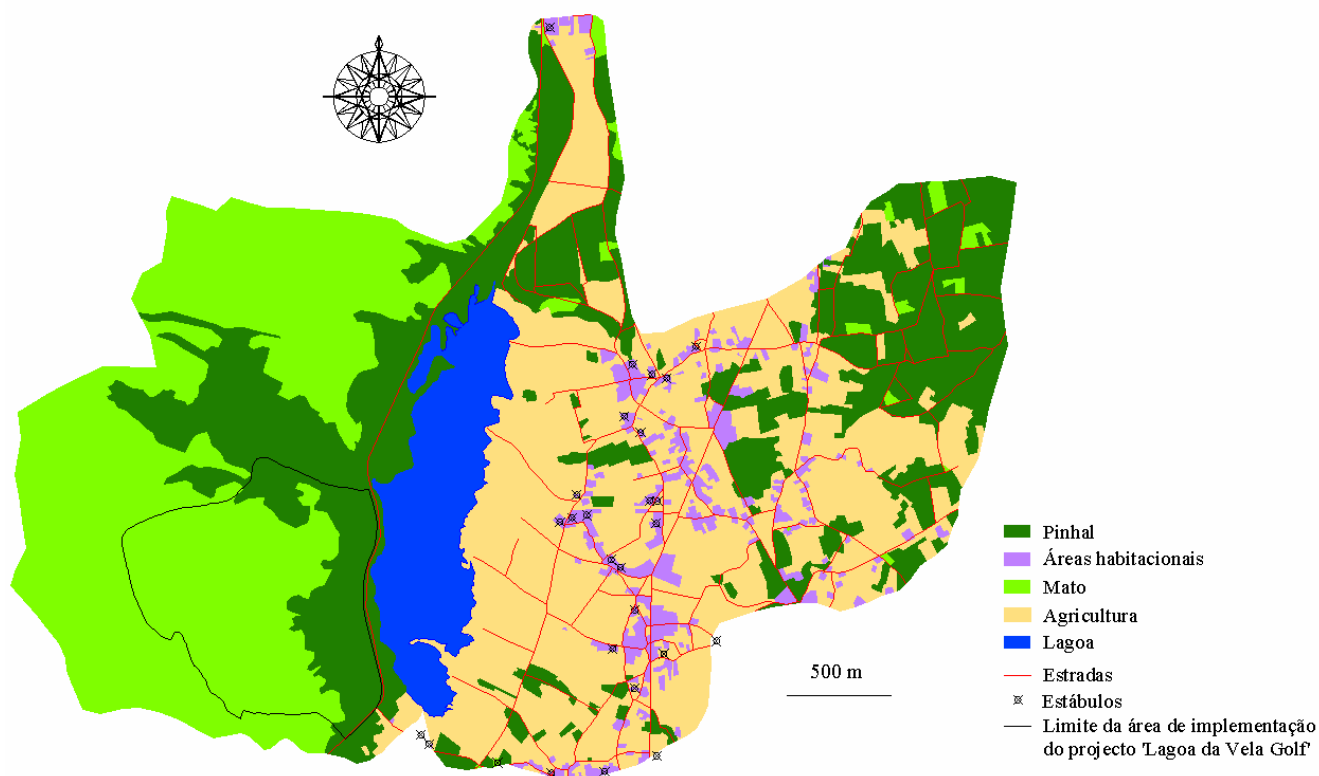


Figura 6.1 - Usos actuais do solo na bacia drenante da Lagoa da Vela (cartografia digital georeferenciada - SIGVela; Fontes: fotografia aérea de 1996; levantamentos de campo de 1996/97).

Dada a natureza pobre dos solos arenosos, os terrenos são intensamente fertilizadas com adubos orgânicos (estrumes dos animais) e químicos (fertilizantes sintéticos). Os resultados dos inquéritos de Pereira (1997), indicam a utilização de fertilizantes, como o Foskamónio 111® e adubos elementares, aplicados normalmente uma vez por mês, entre Abril e Junho e entre Outubro e Dezembro, e ainda o recurso frequente a herbicidas, como o Roundup®, Lasso® e Sulfato de Cobre®. Segundo testemunhos de agricultores locais, as taxas de fertilização serão da ordem dos 150 kg de N/ha.ano, a que corresponde cerca de 20% de adubação orgânica e os restantes a fertilização química, e dos 50-60 kg de P/ha.ano, em que mais de 90% corresponde à aplicação de fertilizantes artificiais.

Nesta vertente Este, da bacia hidrográfica da Lagoa da Vela, encontram-se alguns pequenos lugares - o Castanheiro, o Bom Sucesso, a Lomba do Poço Frio e os Pedros. As zonas de habitação distribuem-se basicamente nas imediações das estradas principais, em plena mancha agrícola, com um padrão de povoamento do tipo disperso ou em pequenos núcleos, e estão localizados a alguma distância da lagoa (mais de 500

m). Apenas um muito reduzido número de habitações, de um total de quase meia centena, se situa mais próximo das suas margens. A criação de gado bovino é uma actividade de grande importância na economia local. As vacas saem por vezes dos estábulos pois continuam, hoje em dia, a ser utilizados nos trabalhos agrícolas, mas não são criadas em pastagens. Para além de algumas dezenas de instalações de pequena dimensão (estábulo familiares com 3-4 animais), que se dispersam acompanhando o padrão de dispersão das habitações, existem duas unidades de maiores dimensões (10-20 efectivos) (Figura 6.1). Não existe rede de saneamento básico, nesta zona. Calcula-se que cerca de 90% das casas estão equipadas com fossas sépticas e que as restantes não dispõem de qualquer sistema de saneamento. Quanto à produção animal, os resíduos sólidos produzidos são depositados no solo e armazenados em pilhas (estrume), para posterior utilização como adubos nos terrenos de cultivo. Os resíduos líquidos, encaminhados para fora dos estábulos, infiltram-se simplesmente no solo.

A rede viária, na bacia drenante, é constituída por três quilómetros de estrada nacional (E.N.109), na qual se observa considerável tráfego de veículos ligeiros e pesados. Existe, ainda, uma densa rede de pequenos caminhos florestais e estradas rurais, onde o tráfego, reduzido, é essencialmente constituído por tractores ou outros meios de transporte rural não motorizado (Figura 6.1).

6.3.2. Qualidade da água

As concentrações de nutrientes N e P no escoamento superficial, que alimenta a rede hidrográfica da bacia drenante da Lagoa da Vela no período húmido, são elevadas. Na vala dos Rasos, que atravessa a vertente Norte, os teores de azoto inorgânico total (nitratos, nitritos e amónia) situam-se entre 1,4 e 3,5 mg N/L e os de fosfatos entre 15 e 183 µg P/L (Figura 6.2). Na vertente Este, estes valores parecem ser ainda mais elevados (12,5 mg N/L e 415 µg P/L, numa amostra pontual recolhida numa das valas temporárias, em Janeiro de 1994).

As águas subterrâneas apresentam, também, concentrações por vezes muito elevadas de azoto inorgânico total e fosfatos, que podem atingir os 40 mg N/L e 500 µg P/L, respectivamente, nos poços situados em zonas de ocupação intensiva do solo (uso agrícola associado à habitação e criação de gado) (Tabela 6.1). A variação temporal do teor de nutrientes na água é bem evidente nas zonas de uso agrícola (P10 e P20) (Figura 6.3). Observam-se importantes oscilações sazonais, com padrões de comportamento aparentemente relacionados com a variação da precipitação e com as épocas de adubação. A heterogeneidade espacial, sobretudo no que se refere ao azoto, sobrepõe-se às variações temporais, mostrando uma clara relação entre as concentrações de nutrientes e os usos do solo. Transversalmente, seguindo um gradiente topográfico decrescente, observa-se que a água dos poços localizados no

cimo da vertente Este é a que apresenta níveis mais baixos de N; os níveis de N aumentam muito na zona central, a meio da vertente, no interior da mancha agrícola e na proximidade de fossas e vacarias (Figuras 6.4 e 6.5).

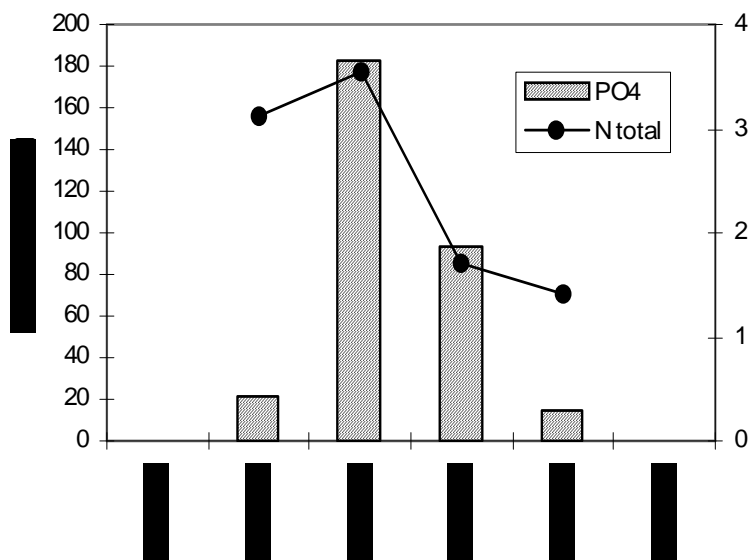


Figura 6.2 - Variação do teor em azoto inorgânico total (mg N/L) e de ortofosfatos (mg P/L), na vala que atravessa a encosta Norte da bacia de drenagem da Lagoa da Vela.

Tabela 6.1 - Valores médios e intervalo de variação (mínimos e máximos) das concentrações em azoto inorgânico total (nitratos + nitritos + amónia) e ortofosfatos na água subterrânea (poços) da bacia drenante da Lagoa da Vela, por tipo de uso do solo.

Uso do solo	n (nº amostras)	poços	NO ₃ +NO ₂ +NH ₄ (mg N/L)		PO ₄ (µg P/L)	
			média	intervalo	média	intervalo
agrícola	14	1 e 4	5,3	0,2 - 11,5	93	13 - 276
intensivo	51	3, 10, 11, 15, 16 e 20	6,4	1,0 - 40,2	61	0 - 475
florestal	13	21	0,32	0,02 - 0,9	45	14 - 80
agrícola + florestal	13	5	1,12	0,05 - 2,5	55	2 - 174
florestal + intensivo	13	12 e 17	7,96	2,0 - 15,8	61	1 - 177
Total da bacia	104		6,22	0,02 - 40,2	63	0 - 475

Os poços situados nas zonas de uso florestal, ou nas suas proximidades, apresentam os valores mais baixos de N (0,3 mg N/L em média no poço 21, situado nas dunas; 1,1 mg N/L no poço 5, situado numa parcela agrícola rodeada de pinhal) (Tabela 6.1 e Figura 6.3). Em áreas de ocupação florestal, na proximidade de casas com estábulos, as concentrações de N são superiores às observadas nas zonas de uso agrícola (média e máximo de, respectivamente, 8 e 16 mg N/L, nos poços 12 e 17). Os

teores de compostos azotados na água, em zonas de uso mais intensivo (próximos de fossas, estabúlos e/ou estradas, dentro da mancha agrícola), representadas pelos poços 3, 10, 11, 15, 16 e 20, são muito elevados (média de 16 e máxima de 40 mg N/L). Nas zonas de ocupação agrícola sem influência de fossas ou estabúlos, os teores em azoto são um pouco mais baixos que nas áreas de uso intensivo (5 e 11 mg N/L para valor médio e máximo respectivamente) (Tabela 6.1 e Figura 6.3).



Figura 6.3 - Variação mensal das concentrações de azoto e fósforo inorgânicos totais em diversos poços da bacia drenante da Lagoa da Vela, e da precipitação diária, entre Outubro de 1993 e Outubro de 1994.

A distribuição espacial de fosfatos, nesta bacia, não apresenta o mesmo grau de heterogeneidade do azoto. As diferenças das concentrações de P não são tão directamente relacionáveis com os usos dominantes do solo, como no caso do azoto. Os valores são, efectivamente, mais baixos nas zonas com influência do uso florestal (45 a 61 $\mu\text{g P/L}$), mas mais elevados nas zonas de uso apenas agrícola, quando comparados com as de uso intensivo (médias de 93 e 61 $\mu\text{g P/L}$, respectivamente) (Tabela 6.1; Figuras 6.3 e 6.5).

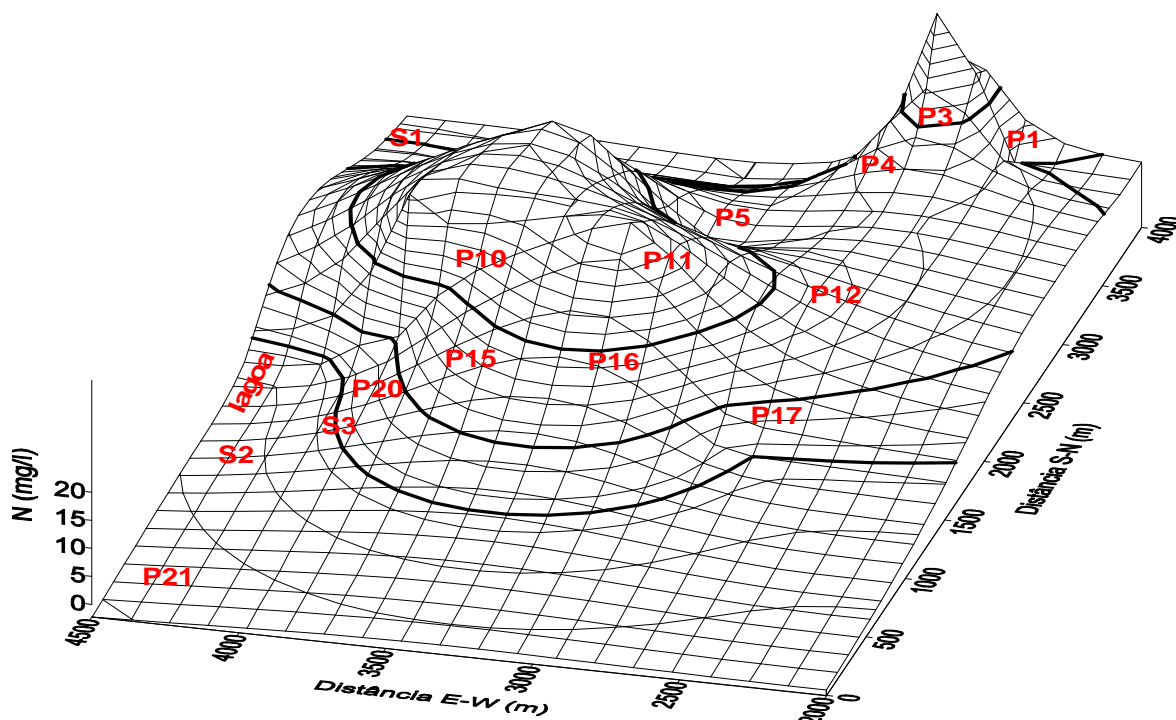


Figura 6.4 - Distribuição espacial da concentração de azoto inorgânico dissolvido total, nas verten Este e Norte da bacia hidrográfica da Lagoa da Vela, na época húmida - modelo matricial da superde interpolação 3D (P - poços; S - valas).

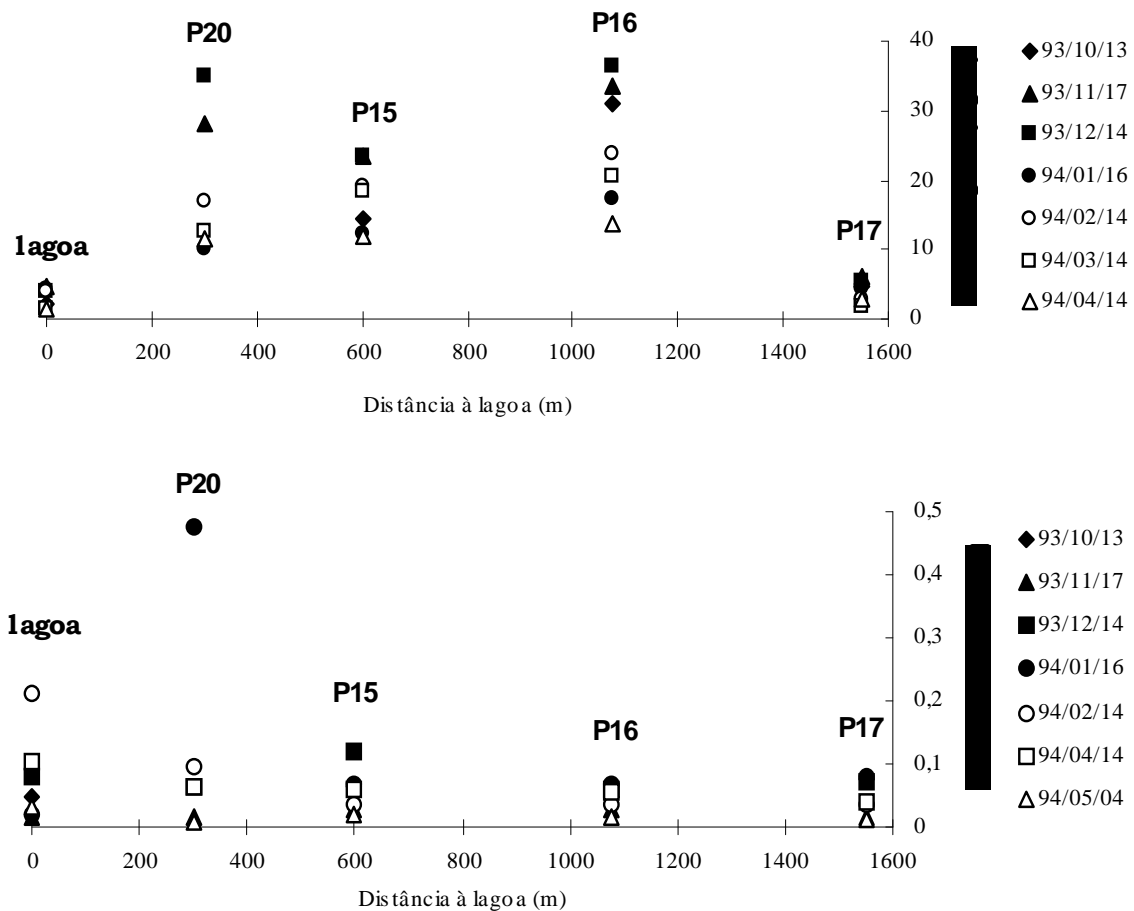


Figura 6.5 - Variação do teor em nutrientes - compostos azotados e ortofosfatos - num transecto que atravessa a vertente Este da bacia, entre o início e o final do período húmido de 1993/94.

6.3.3. CARGAS DE NUTRIENTES

Considera-se que as cargas externas de poluentes que entram na Lagoa da Vela têm três origens distintas (Figura 6.6). Durante as chuvadas entram na lagoa os nutrientes dissolvidos na precipitação, que cai directamente sobre o espelho de água (deposição húmida). Também de origem atmosférica, a deposição seca dá o seu contributo a ritmo constante durante o restante tempo. Gerados na bacia drenante, os nutrientes dissolvidos são transportados para a lagoa pelo escoamento superficial e subterrâneo.

De acordo com os cálculos efectuados com o auxílio do modelo matemático de simulação da Lagoa da Vela, esta recebe, do exterior, cerca de 16 toneladas de azoto na forma inorgânica e de 400 kg de fosfatos, por ano, que corresponde a taxas da ordem das 23 g N/m².ano e 0,6 g P/m².ano (Tabelas 6.2 e 6.3).

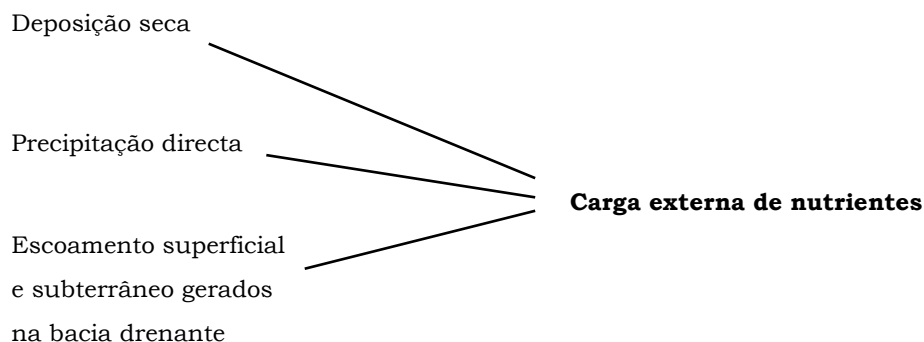


Figura 6.6 - Componentes da carga poluente externa da Lagoa da Vela.

Tabela 6.2 - Balanço anual de nutrientes na Lagoa da Vela, tendo como referência o período entre Outubro 1993 e Setembro 1994.

	Carga azoto inorgânico		Carga fósforo inorgânico	
	kg/ano	%	kg/ano	%
Carga externa	15 880	100	400	100
Chuva	2830	18	5	2
Deposição seca	8640	54	85	22
Bacia drenante	4390	28	310	76
esc. subterrâneo	790	5 (18*)	20	4 (6*)
esc. superficial	3600	23 (82*)	290	72 (94*)
agrícola	3700	24 (94*)	260	65 (85*)
florestal	690	4 (6*)	50	12 (15*)
Carga interna	3100	20 **	80	20 **

* % da carga da bacia; ** % relativamente ao valor da carga externa

O azoto adicionado à lagoa tem origem, principalmente, nos fenómenos atmosféricos (quase 75% da carga externa de N). A deposição seca contribui com a maioria das entradas de azoto, à razão de 12,3 g N/m².ano (54% das entradas externas). A deposição húmida, isto é, a precipitação directa, é responsável por 18% da carga de N (taxa de 4,1 g N/m².ano). Os restantes 25% das entradas externas de azoto têm origem na bacia drenante, a que correspondem taxas de: a) 6,3 g N/m².ano, por unidade de área da lagoa; b) 0,4 g N/m².ano, por unidade de área da bacia; c) 0,6 g N/m².ano, nas áreas de uso agrícola e d) 0,06 g N/m².ano, nas de uso florestal. O escoamento superficial transporta 82% desta carga de N gerada na bacia (que

corresponde a 23% da carga externa total de N) e o escoamento subterrâneo é responsável pelos restantes 18% (5% da carga externa total de N) (Tabelas 6.2 e 6.3).

Tabela 6.3 - Coeficientes ou taxas de exportação de cada um dos componentes do balanço de nutrientes da Lagoa da Vela, tendo como referência o período entre Outubro 1993 e Setembro 1994.

	Coeficiente de exportação de Azoto inorgânico (g N/m².ano)	Coeficiente de exportação de Fósforo inorgânico (g P/m².ano)
Carga externa por unidade de área da lagoa	22,7	0,57
Chuva	4,1	0,01
Deposição seca	12,3	0,12
Bacia drenante	6,3	0,44
Carga externa da bacia por unidade de área da bacia		
média	0,4	0,03
área agrícola	0,6	0,05
área florestal	0,06	0,01
Carga interna por unidade de área da lagoa	4,5	0,11

A situação inverte-se no que se refere ao fósforo, já que as fontes atmosféricas constituem, em conjunto, quase 25% da carga externa e a bacia drenante é responsável pelos restantes pouco mais de 75%. A deposição seca é a principal fonte de fósforo proveniente da atmosfera (22% da carga externa; taxa de 0,12 g P/m².ano), pois o contributo da precipitação afigura-se quase negligenciável (taxas de 0,01 g P/m².ano). O fósforo originado na bacia hidrográfica é quase totalmente transportado para a lagoa pelo escoamento superficial (94% da carga gerada na bacia, que corresponde a 72% da carga externa total de P) e o escoamento subterrâneo tem uma importância reduzida (4% da carga externa de P). As taxas de exportação de P da bacia para a lagoa assumem o valor médio de 0,03 g P/ano, por m² da superfície da bacia, a que correspondem 0,05 g P/m².ano, nas áreas de uso agrícola, e de 0,01 g P/m².ano, nas de uso florestal (Tabelas 6.2 e 6.3).

A variação da grandeza da carga externa de nutrientes, ao longo do ano, parece ser comandada, essencialmente, pela ocorrência de precipitação. Dado os valores relativamente baixos envolvidos, as cargas subterrâneas de N e P funcionam

num patamar baixo e contínuo. O contributo da deposição seca é relativamente uniforme ao longo do ano. Assim, quando chove, a lagoa recebe uma quantidade adicional significativa de nutrientes, não só através da chuva que cai directamente no espelho de água (especialmente no que se refere ao azoto), mas, fundamentalmente, devido ao escoamento superficial que se gera após as chuvas e que transporta grande quantidade de nutrientes dissolvidos (especialmente no caso do fósforo). Tanto no caso do azoto como do fósforo, são as áreas de uso agrícola (vertentes Norte e Este da bacia) que geram a quase totalidade da carga externa transportada pelo escoamento (94% do azoto e 85% do fósforo) (Figura 6.7).

Para além das cargas externas de nutrientes provenientes da atmosfera e da bacia drenante (as duas fronteiras externas do sistema), o modelo do ecossistema considera, ainda, uma componente de cargas internas, que garante a manutenção de um nível mínimo de nutrientes na água da lagoa. Considera-se que os fluxos do sedimento (a fronteira interna do sistema) para a coluna de água só são significativos quando a concentração de nutrientes na água é baixa (durante o Verão) e o tempo de retenção da água na lagoa é elevado. A carga interna, tanto de azoto como de fósforo inorgânicos, é, nestas condições, cerca de 20% do valor da carga externa anual e corresponde a taxas de adição de 4,5 g N/m².ano e 0,11 g P/m².ano.

O tempo de residência médio do fósforo no ecossistema lacustre é de cerca de 30 dias e o do azoto de 20. Estes valores aumentam muito durante o Verão, especialmente o tempo de residência do fósforo.

6.4. DISCUSSÃO

Toda a bacia drenante da Lagoa da Vela tem uso rural do solo e toda a poluição que atinge as águas superficiais e subterrâneas é de origem difusa. Originada sobre superfícies extensas, a poluição difusa consiste em descargas que atingem as massas de água intermitentemente, pois está relacionada com a ocorrência de precipitação. Mas a extensão das emissões difusas está relacionada não apenas com os factores climáticos, especialmente a quantidade e distribuição da precipitação, mas também com os factores geológicos e edáficos e com os usos do solo, termo que descreve o tipo de actividade dominante numa determinada área (Novotny e Olem, 1994).

A relação entre a qualidade da água e a intensidade de uso do solo é muito evidente na bacia drenante da Lagoa da Vela. É na vertente Este, na zona mais intensamente ocupada (campos agrícolas com casas, estábulos e estradas), que o grau de contaminação é mais acentuado.

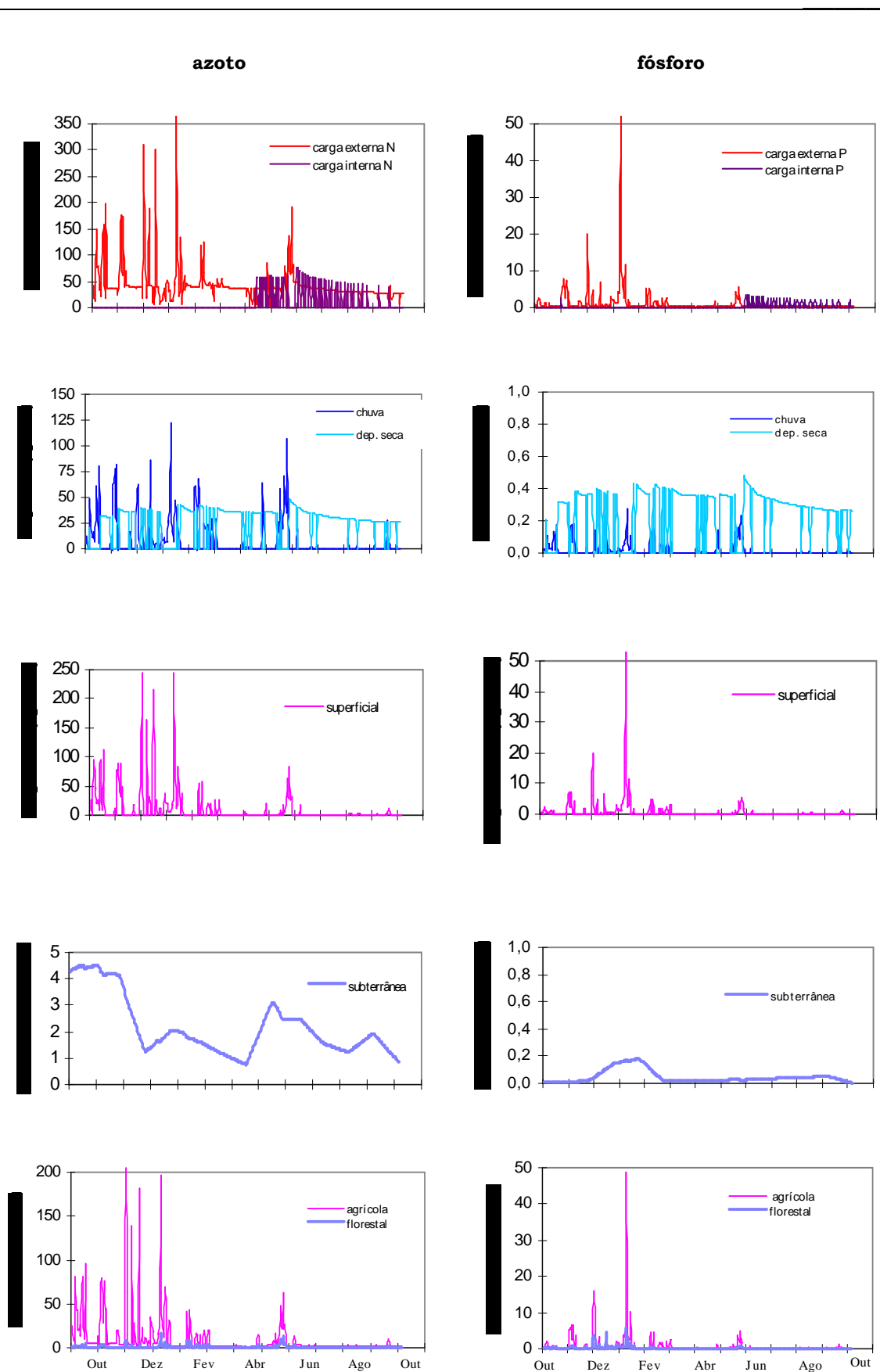


Figura 6.7 - Variação das componentes da carga de nutrientes ao longo do ano na Lagoa da Vela (valores simulados pelo modelo matemático da Lagoa da Vela - módulo de nutrientes).

Na vertente Oeste da bacia, de uso exclusivamente florestal-natural, as concentrações de N e P dissolvidos são baixas, mas variam ao longo do ano, especialmente o fósforo, o que deverá estar relacionado com o incêndio florestal ocorrido no Verão anterior ao período a que respeitam os dados. Durante o período húmido, a intensa lavagem dos solos nas áreas ardidas, ricos em cinzas e, portanto, em nutrientes inorgânicos, terá resultado no aumento das concentrações de N e P no escoamento gerado na vertente dunar. Apesar disso, em termos de carga poluente total transportada para o ecossistema lacustre, o contributo das áreas florestais ou de ocupação natural é muito baixo no caso do azoto, sendo sensivelmente mais alto no caso do fósforo. De facto, as zonas florestais são consideradas pouco importantes como fontes de poluição, apresentando baixas taxas de exportação de nutrientes (Novotny e Olem, 1994; Castro, 1986) e baixas concentrações no escoamento superficial (Begon *et al.*, 1996; Norris *et al.*, 1993; Rekolainen, 1989), ao contrário das bacias de ocupação predominantemente agrícola.

Factores de ordem climática, pedológica e agronómica contribuem para o elevado grau de contaminação da água nesta bacia hidrográfica. Como os solos arenosos são muito permeáveis, a qualidade da água apresenta importante oscilação sazonal, relacionada com a variação da precipitação e com as práticas culturais (épocas de adubação). Nesta zona, onde a precipitação excede largamente a evaporação durante o longo período húmido, a lixiviação é muito efectiva e os nutrientes, aplicados ao solo nos adubos orgânicos e minerais, têm condições muito facilitadas para o transporte e migração no perfil do solo. Atingem com grande facilidade a toalha freática e a rede hidrográfica. As concentrações aumentam a partir do início da época das chuvas, pois devido à infiltração e recarga do aquífero há uma lavagem intensa dos solos, já adubados. Em Janeiro observam-se picos muito acentuados de fosfatos, pois neste período, não só há nova adição de fertilizantes ao solo, como se conjuga a ocorrência de fortes chuvas quando o aquífero já está muito saturado, o que facilita largamente o arraste e transporte de fósforo. Durante a Primavera, com a diminuição da precipitação, infiltração e lixiviação, os teores de nutrientes vão baixando progressivamente. No período mais seco do ano, as culturas são irrigadas intensivamente, facto que contribui para uma lixiviação mais ou menos continuada de nutrientes, apesar do arrastamento até à zona saturada ser muito menos intenso que na época húmida, já que o nível freático se encontra mais baixo. No entanto, nas proximidades de casas e estábulos, o aquífero mantém sempre níveis elevados de nutrientes, pois a infiltração no solo e a lixiviação ocorrem durante todo o ano, nas fossas e efluentes dos estábulos, apesar da lavagem e arrastamento de nutrientes ser mais intensa nos períodos húmidos.

Pode-se, pois, considerar que existem dois tipos de fontes de poluição difusa nesta bacia. Os terrenos agrícolas funcionam como fontes de poluição difusa

intermitente; as casas e estábulos como fontes difusas contínuas (Novotny e Olem, 1994). As fontes intermitentes e contínuas dão origem a diferentes plumas poluentes, que se dispersam e adicionam, devido ao fluxo subterrâneo, produzindo heterogeneidade espacial da qualidade da água na bacia. Explica-se, assim, que próximo da linha de cumeada, na vertente drenante com ocupação mais intensa do solo (vertente Este da bacia), o aquífero esteja pouco contaminado, devido à ausência ou reduzida intensidade de fontes poluentes nesta zona, de uso essencialmente florestal. Na zona central, onde se adensam as fontes poluentes (campos agrícolas, casas, estábulos e estradas), devido à sobreposição e adição de diversas plumas, os teores de nutrientes são muito elevados.

As concentrações de azoto inorgânico na água, especialmente de nitratos, nas zonas onde o solo é mais intensamente explorado, apontam para um elevado grau de contaminação do aquífero local, com valores muitas vezes superiores ao valor máximo admissível (V.M.A.) de nitratos nas águas destinadas ao consumo humano, referido na legislação portuguesa (50 mg NO₃/L ou seja cerca de 11 mg N/L - Dec.-Lei n° 236/98). Em diversos países da Europa, aquíferos contaminados, em áreas de agricultura intensiva, apresentam valores da mesma ordem de grandeza dos observados neste caso (Jurgens-Gschwind, 1989). No sistema aquífero de Ayamente-Huelva a análise factorial revelou uma influência positiva entre a contaminação de origem agrícola (agricultura intensiva de regadio) e a concentração de nitratos na água subterrânea - 12,7 mg N/L (Grande *et al.*, 1996). Também no aquífero arenoso da Planície de Anoka (Minnesota, U.S.A.), a qualidade da água, com valores semelhantes ao do caso de estudo, mostra a influência da agricultura e a presença de fossas (Anderson, 1993). Num aquífero não confinado do SW de Michigan, onde o uso do solo é dominado pela agricultura de regadio, a concentração de nitratos é elevada na parte superior do aquífero e excede, geralmente, os padrões de qualidade (Kehew *et al.*, 1996). Também no Illinois, um estado americano líder na produção de milho e soja, 66% das amostras de águas subterrâneas exibem valores de nitratos superiores aos padrões de qualidade (Schock *et al.*, 1993). Em zonas de culturas de milho continuamente irrigadas, em solos arenosos, as concentrações de nitratos são frequentemente superiores a 10 mg N/L (Townsend *et al.*, 1996).

A lixiviação depende do regime pluviométrico, tanto quanto da capacidade de retenção e drenagem dos solos. Em geral, nos climas temperados, no Outono e no Inverno, a precipitação excede claramente a evaporação verificando-se, neste período, as maiores perdas de nitratos por percolação (Juergens-Gschwind, 1989). Os iões nitrato são facilmente lixiviados pelo escoamento superficial ou transportados para as camadas mais profundas do solo através de fenómenos de percolação. É nos solos arenosos, de textura mais leve e que retêm menos água, que a lixiviação é mais efectiva (Costa, 1985; Keeney, 1986).

O excesso de adubação e o recurso exagerado à rega, estão na origem das contaminações agrícolas (Power e Schepers, 1989). A ocorrência da perda de azoto por lixiviação depende da quantidade de fertilizante utilizado, sendo sensivelmente constante até à aplicação de 160 Kg/ha.ano, valor a partir do qual a taxa de lixiviação aumenta de forma bastante acentuada. Os aquíferos pouco profundos, mais próximos da superfície do solo, são os mais intrinsecamente vulneráveis à contaminação agrícola; a presença de químicos agrícolas é menos frequente nas águas subterrâneas abaixo dos 15 metros de profundidade (Burkart e Feher, 1996). O fósforo é fortemente retido no solo, podendo ser imobilizado através de fenómenos físicos, químicos e biológicos, o que faz com que este nutriente seja pouco lixiviado. Contudo, os solos arenosos têm menor capacidade de adsorção, o que favorece as perdas de fósforo (Novotny e Olem, 1994). Tradicionalmente, considerava-se que as perdas de fósforo resultavam essencialmente dos processos de erosão (Baker, 1985). No entanto, Gächter *et al.* (1998) demonstram que, nas bacias hidrográficas é a lixiviação, e não o escoamento, o mecanismo mais importante de transporte vertical e lateral de fósforo solúvel, reactivo.

As fossas sépticas, mesmo que operando em boas condições, são responsáveis por grande parte da contaminação de origem doméstica, já que os valores de azoto são muito elevados nos efluentes das fossas (Meneses, 1990). O escoamento urbano que se forma durante as chuvadas exporta nutrientes a taxa superiores ao de outros tipos de ocupação do solo. Numa zona de clima árido do Sul da Califórnia, as fossas sépticas constituem a principal fonte de contaminação subterrânea em nitratos (50%), com valores médios que podem atingir os 42 mg N/L (Williams *et al.*, 1998).

As áreas de produção animal, os estábulos e pilhas de forragem e de estrumes, podem ser consideradas como o uso do solo que origina maiores quantidades de cargas poluentes difusas. As águas das zonas de produção pecuária intensiva são geralmente muito contaminadas. Quer as águas de infiltração ou escoamento directo das instalações, quer as geradas em solos adubados com os excrementos, apresentam concentrações elevadas ou muito elevadas de azoto e fósforo (Novotny e Olem, 1994; Anderson, 1993). A percolação de contaminantes com esta origem é rápida em solos porosos e atinge, com grande facilidade, as toalhas freáticas (Pepper *et al.*, 1996). A tradicional utilização de estrumes animais como fertilizantes provoca problemas de poluição, especialmente quando ocorre precipitação após as aplicações no solo (Novotny e Olem, 1994).

No Inverno, quando o solo está mais saturado, especialmente após a adubação dos terrenos agrícolas, o escoamento superficial arrasta grandes quantidades de nutrientes para a Lagoa da Vela, a taxas de exportação que estão de acordo com os valores referidos para diferentes usos do solo (Dorioz e Ferhi, 1994; Mason, 1991; Rekolainen, 1989; Ritter, 1986; Glandon *et al.*, 1981; E.P.A., 1978). Lenta mas

continuamente, os fluxos subterrâneos vão transportando para o sistema lacustre os nutrientes que, lixiviados no perfil do solo, atingem o aquífero freático.

Em geral, os estudos de cargas poluentes revelam que quase todas as actividades construtivas ou agrícolas numa bacia de drenagem resultam no aumento das cargas de nutrientes transportadas pelo escoamento e que as taxas de exportação de nutrientes variam com o tipo de uso do solo. As zonas urbanas e agrícolas exportam cerca de 10 vezes mais nutrientes do que as zonas com ocupação natural (Glandon *et al.*, 1981), como acontece na bacia drenante da Lagoa da Vela. Tem sido demonstrado que existem grandes diferenças nas concentrações de fósforo do escoamento superficial gerado em zonas de pastagens naturais e em zonas ocupadas com vários tipos de culturas agrícolas, (Sharpley e Smith, 1990), nas quantidades de azoto lixiviadas em solos arenosos com diferentes tipos de ocupação agrícola (Skop e Sørensen, 1998) e na qualidade da água (N e P) de aquíferos influenciados por diferentes usos do solo (Anderson, 1993).

As concentrações de fosfatos encontradas em alguns aquíferos e águas de drenagem, na Alemanha, são suficientes para provocar a eutrofização de águas superficiais por eles alimentadas (Driescher e Gelbrecht, 1988). Na Finlândia, a contaminação de águas subterrâneas é pouco comum, constituindo a eutrofização o principal problema associado com a actividade agrícola; as perdas de nutrientes das áreas cultivadas são 10 a 20 vezes superiores aos das áreas naturais; mesmo uma pequena parte de uma bacia drenante cultivada aumenta significativamente as entradas de nutrientes para o respectivo lago (Kauppi *et al.*, 1993). Na Holanda, a agricultura é responsável por 60% das emissões de N e 40-50% das emissões de P para os recursos hídricos superficiais (Boers, 1996).

Apesar do contributo significativo das áreas de ocupação intensiva da bacia drenante para o aporte de nutrientes, de origem externa, à Lagoa da Vela, as fontes atmosféricas desempenham, também, um papel muito importante no balanço de nutrientes, neste ecossistema lacustre. O azoto, por exemplo, tem a sua origem maioritária na deposição seca, sendo também a deposição húmida uma fonte significativa de entrada deste elemento no sistema. Já o fósforo é arrastado para a depressão lacustre essencialmente através do escoamento superficial, tendo as fontes atmosféricas um contributo significativo, mas muito menor que no caso do azoto.

As áreas agrícolas foram identificados como constituindo a principal fonte de cargas nutrientes afluentes aos Grandes Lagos (Novotny e Olem, 1994). No entanto, no Lago Slawa (Polónia), apesar de cerca de 50% da carga de N ser atribuída ao escoamento superficial, 33% são devidos à precipitação atmosférica; no que se refere ao fósforo, 84% são transportados pelo escoamento superficial, 4% pelo subterrâneo e 12% pela chuva (Golowin e Florczyk, 1983). Estes valores são muito semelhantes aos contributos das diversas componentes da carga externa na Lagoa da Vela, no que se

refere ao fósforo, diferindo substancialmente no contributo relativo das cargas atmosféricas e originadas pelo escoamento, no que se refere ao azoto. As entradas atmosféricas de origem antropogénica são muito elevadas em áreas de elevado consumo energético ou de alimentação animal. Na Holanda, a carga atmosférica directa pode atingir valores de 5,2 g N₂/m².ano, sendo a deposição de fósforo mais baixa e mais variável (Aerts e Caluwe, 1999; Lijklema *et al.*, 1992). A circulação de viaturas pesadas nesta área deverá constituir uma fonte de azoto importante para a atmosfera local, pois este tipo de veículos pesados, a *diesel*, contribui grandemente para os níveis atmosféricos de óxidos de azoto (Ramamurthy e Clarck, 1999).

As cargas unitárias de azoto (23 g N/m².ano) e fósforo (0,6 g P/m².ano), de origem externa, estimadas para a Lagoa da Vela, são típicas de lagos eutróficos, segundo os critérios da E.P.A. (1978). Tratam-se de cargas que podem ser classificadas de perigosas do ponto de vista da eutrofização, tanto de N como de P, tendo em conta a profundidade da lagoa (segundo a classificação de Vollenwieder, apresentada por McCabe e Sandretto, 1985).

As cargas internas de nutrientes tornam-se particularmente manifestas com o aumento da eutrofização, durante os períodos de Verão e após redução das cargas externas. Elas são, em última análise, originadas pela acumulação das cargas externas, desempenhando um importante papel no balanço de nutrientes dos lagos pouco profundos. As cargas internas dependem, entre outros factores, do tempo de retenção hidráulica e da profundidade da água (Lijklema *et al.*, 1993).

Existem vários mecanismos através dos quais o fósforo é reciclado dos sedimentos em lagos pouco profundos e não estratificados, e cuja importância relativa varia de lago para lago. Welch e Cooke (1994) referem a ressuspensão de P, a decomposição de P, especialmente na camada superficial de sedimentos, o pH elevado e as condições de anóxia e a senescência de macrófitas, como alguns dos processos mais significativos. Noutros lagos pouco profundos, a ressuspensão de sedimento ocorre regularmente, para determinadas velocidades do vento (Bailey e Hamilton, 1997). Considerando que, nos lagos pouco profundos, a libertação de P dos sedimentos pode variar entre 0,3 e 7,3 g P/m².ano (Welch e Cooke, 1994), a carga interna, que no caso da Lagoa da Vela explica as concentrações observadas durante o Verão, quando as entradas externas são muito reduzidas, pode, assim, considerar-se relativamente pouco elevada (0,11 g P/m².ano). Mas esta carga é suficiente para garantir níveis de N e P que possibilitam o desenvolvimento de florescências de cianobactérias, durante o Verão.

No Lago Frøylandsvatn (Noruega), um lago pouco profundo exposto a ventos fortes, elevadas cargas de nutrientes recebidas durante décadas aceleraram o processo de eutrofização, onde ocorrem agora importantes florescências de cianobactérias, que podem ser fatais para o gado e impedir os usos da água durante determinados

períodos do ano. A elevada produtividade, os valores de pH e a ressuspensão de sedimento induzida pelo vento aumentam significativamente os níveis internos de fósforo. Durante a estação de crescimento, a contribuição das fontes internas para a carga total de nutrientes é até superior à originada na bacia drenante (Bratli, 1994).

A ressuspensão de sedimento pelo vento e pela presença de utentes, a decomposição de matéria orgânica dos sedimentos e a senescência de macrófitas, poderão ser os mecanismos que mais influenciam o balanço de nutrientes na Lagoa da Vela. A presença muito regular de pescadores, a sua acção mecânica sobre o fundo e a matéria orgânica que adicionam ao sistema (iscos e engodos), terão um efeito significativo nas cargas internas da Lagoa da Vela.

CAPÍTULO 7. ECOLOGIA DA LAGOA DA VELA

7.1. INTRODUÇÃO

A implementação de soluções holísticas para os problemas ambientais actuais tem de passar pelo estudo e análise ao mais elevado nível de organização - o do ecossistema, que inclui o ambiente abiótico e os organismos vivos nas suas múltiplas e complexas interacções (Odum, 1971).

Os lagos são ecossistemas-modelo muito convenientes como elementos de estudo em ecologia, na medida em que os seus limites são claramente reconhecíveis e as entradas e saídas facilmente definíveis (Colinvaux, 1986) e o seu metabolismo passível de ser estudado com relativa comodidade (Margalef, 1986).

A radiação solar incidente e as cargas poluentes transportadas para um ecossistema lacustre constituem as principais variáveis externas ou funções motrizes que determinam o comportamento de um sistema lacustre. Um conjunto de componentes abióticas, das quais se destacam a temperatura, a transparência da água, a capacidade de penetração da luz e a concentração de nutrientes são, normalmente, utilizadas para descrever as condições ambientais dominantes num ecossistema aquático. Das componentes bióticas, especial atenção é dada aos produtores primários, essencialmente à composição e densidade da comunidade fitoplanctónica. Definida a composição e estrutura do ecossistema, as características das suas componentes são utilizadas em escalas de classificação do estado trófico, para avaliar o estado de desenvolvimento do ecossistema aquático (grau de eutrofização).

O azoto e o fósforo são componentes fundamentais das células. Considerados os nutrientes mais importantes nos sistemas aquáticos, já que a sua disponibilidade é geralmente inferior às necessidades biológicas, normalmente regulam ou limitam a produtividade dos ecossistemas lacustres, *i. e.*, a taxa de crescimento e o tamanho máximo das populações de fitoplâncton (Bierman e Dolan, 1981; Thomann e Mueller, 1987) e apresentam acentuado dinamismo nestes ecossistemas. Os nutrientes orgânicos e inorgânicos são continuamente transportados para o fundo dos lagos por sedimentação. Através de vários processos mecânicos, físicos, químicos e biológicos, parte de certos nutrientes podem voltar à coluna de água. Os ciclos de nutrientes entre sedimento e coluna de água dependem do tipo de lago, da sua morfologia, regime térmico, nível trófico e tipo de sedimentos (Forsberg, 1989). As fontes e mecanismos que regulam as cargas internas em lagos pouco profundos e eutróficos são menos

conhecidas que no caso dos lagos profundos e estratificados, mas podem desempenhar um papel fundamental na regulação do metabolismo de um lago.

A estrutura dos produtores primários nos sistemas aquáticos é altamente dinâmica; a composição das espécies e a distribuição da biomassa mudam constantemente ao longo do ano e à medida que evolui o ecossistema. As alterações na composição e grandeza das comunidades fitoplanctónica e de plantas aquáticas afectam, por exemplo, a predação e a composição química da água (nutrientes, oxigénio, matéria orgânica, pH, etc.), e os usos humanos dos sistemas aquáticos.

Neste capítulo, descrevem-se a composição, a estrutura e o comportamento dinâmico do ecossistema da Lagoa da Vela. Com base nos resultados dos estudos experimentais, caracterizam-se as variáveis ou funções motrizes do ecossistema (radiação solar e cargas poluentes externas e internas), as principais componentes abióticas (parâmetros físico-químicos) e a comunidade de produtores primários (fitoplâncton e macrófitas aquáticas). Como ferramenta de síntese utiliza-se a modelação ecológica (modelo matemático desenvolvido e calibrado para o caso de estudo), na medida em que este permite a descrição das interacções entre diversas componentes do ecossistema lacustre e a compreensão do seu dinamismo integrado. Estima-se a importância das cargas internas no metabolismo deste ecossistema lacustre pouco profundo e procura-se, ainda, à luz das classificações disponíveis, definir o estado evolutivo ou grau de eutrofização da Lagoa da Vela.

7.2. MÉTODO

Foi programada uma campanha de amostragem, na Lagoa da Vela, que decorreu mensalmente entre Outubro de 1993 e Janeiro de 1995. Recolheram-se amostras de água em dois locais subsuperficiais da lagoa (V1, no sector Norte e V3, no sector Sul) (Figura 3.1). Foram determinados, no local, parâmetros como a profundidade da coluna de água, a profundidade de visão do disco de Secchi, o pH, a condutividade eléctrica específica e a temperatura da água.

Foram determinadas, em laboratório, as concentrações em clorofila *a*, em oxigénio dissolvido, em azoto inorgânico ($N-NH_4 + N-NO_2 + N-NO_3$) e em fósforo inorgânico assimilável ($P-PO_4$). Foram igualmente estudadas a produção primária, a composição e a estrutura da comunidade fitoplanctónica (densidade e biomassa). Fizeram-se ainda determinações sazonais da capacidade de penetração da radiação solar na coluna de água, para cálculo do coeficiente de extinção da luz em profundidade. Os métodos de amostragem e procedimentos experimentais, respectivos, estão descritos no Capítulo 3 (pág. 51 a 55).

A análise dos dados revelou que as diferenças entre os dois pontos de amostragem não foram significativas ($p > 0.05$), tendo-se calculado os respectivos valores médios de cada parâmetro em cada dia de amostragem, excepto para o parâmetro profundidade de visão do disco de Secchi.

Desenvolvido em STELLA® II versão 3.0.7 para Windows (High Performance Systems, 1996) e calibrado com dados de campo, o modelo matemático, dinâmico, determinístico da Lagoa da Vela (ver Capítulo 4, pág. 75), permite simular vários processos ecológicos que ocorrem no interior do sistema lacustre. O modelo é aqui utilizado, essencialmente, como ferramenta de análise da importância dos factores limitantes do crescimento fitoplanctónico na dinâmica da comunidade algal - módulo de fitoplâncton - e no comportamento geral do ecossistema - módulo de nutrientes.

A caracterização da vegetação aquática foi conduzida através do estudo da composição florística e da estimativa de indicadores quantitativos (biomassa aérea e cobertura) ao longo de transectos (ver Capítulo 3, pág. 55). A descrição da vegetação da Lagoa da Vela foi baseada: 1) na elaboração de perfis longitudinais de vegetação (modelo conceptual), por análise de material fotográfico, levantamentos de campo e resultados da amostragem, utilizando técnicas de ilustração científica (ver Capítulo 4, pág. 66); e 2) na produção de cartografia temática (modelo espacial 2D), efectuada por análise de fotografias aéreas, apoiada em exaustivos levantamentos de campo, processadas digitalmente numa plataforma comum, georeferenciada - o SIG Vela, desenvolvido em AutoCAD Map 3 (ver Capítulo 4, pág. 71).

7.3. RESULTADOS

7.3.1. COMPONENTES ABIÓTICAS

A Lagoa da Vela é um lago com temperatura amena da água ao longo de todo o ano (mínimos de 10-12°C no Inverno e máximos de 23-25°C no Verão). Inferior à temperatura do ar, em média, dois a três graus Centígrados, a temperatura da água da lagoa segue o mesmo tipo de padrão sinusoidal de variação anual da temperatura do ar (Figura 7.1).

O pH da Lagoa da Vela apresenta em geral valores alcalinos (entre 7,6 e 9,5) e a condutividade é sempre elevada (valores sempre superiores a 600-700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 7.1).

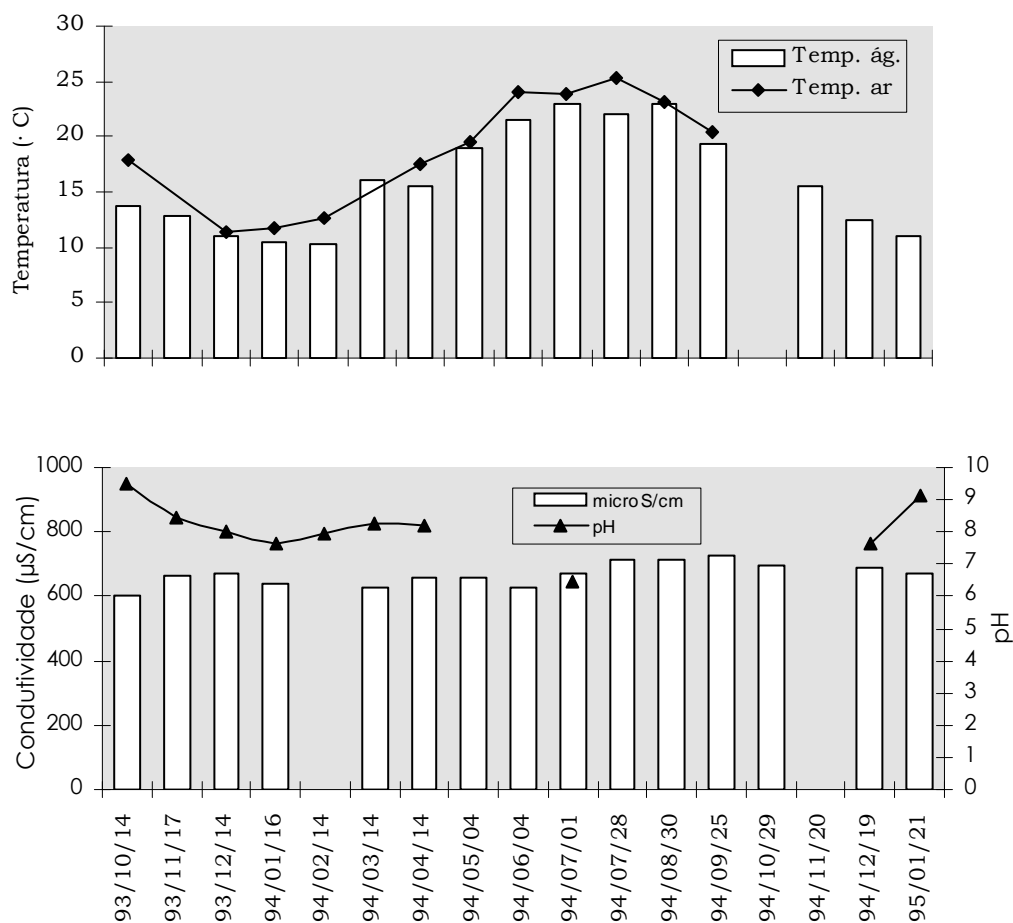


Figura 7.1 - Variação média mensal dos parâmetros temperaturas do ar e da água, condutividade e pH, na Lagoa da Vela, entre Outubro 1993 e Janeiro 1995.

A transparência da água (profundidade de visão do disco de Secchi), na Lagoa da Vela, é elevada durante o Inverno e a Primavera. Neste período em que a coluna de água é mais profunda, a profundidade de visão do disco de Secchi coincide, em geral, com a profundidade total da coluna de água. No Verão e no Outono a transparência da água é tão reduzida, que o disco de Secchi deixa de ser visível a cerca de meio metro abaixo da superfície (0,5 - 0,7 m), apesar da baixa profundidade da coluna de água (0,8 - 1m) durante este período. No sector Sul (V1) da lagoa, a água é, em geral, menos transparente que nos sectores Norte (V3) e central (Figura 7.2).

A luz extingue-se rapidamente em profundidade nesta massa de água. No Verão e início do Outono, cerca de 50% da radiação incidente à superfície da água é absorvida nos 10 cm que constituem a camada mais superficial e a cerca de meio metro de profundidade já não existe, praticamente, luz disponível, especialmente no sector Sul da lagoa (V1). Neste período, à medida que a transparência da água diminui, a taxa de extinção da luz torna-se progressivamente mais alta, atingindo-se valores muito elevados (4,6/m e 12,61/m) e acentuando-se as diferenças entre os

sectores Norte e Sul da lagoa. No Inverno, quando a coluna de água é mais profunda e há maior transparência, a radiação diminui quase linearmente com a profundidade e o coeficiente de extinção é relativamente baixo (1,3/m - V1 e 1,8/m - V3) (Figura 7.3).

A concentração de nutrientes dissolvidos na água da lagoa apresenta uma variação muito significativa ao longo do ano. O padrão geral de comportamento do ciclo anual é semelhante para o azoto (N) e fósforo (P) inorgânicos: as concentrações baixam progressivamente da Primavera para o Verão, quando se atingem os valores mínimos vestigiais (18 - 151 $\mu\text{g N/L}$ e 12 - 25 $\mu\text{g P/L}$ nos meses de Verão); no Outono os níveis vão subindo até se alcançarem, no Inverno, concentrações elevadas (cerca de 4000 $\mu\text{g N/L}$ e um máximo de 200 $\mu\text{g P/L}$). Apesar de existir grande disponibilidade de azoto proporcionalmente ao fósforo, desde o Outono até à Primavera (N:P entre 30 e 300), na passagem para o Verão a razão N:P diminui abruptamente, chegando o fósforo a estar mais disponível que o azoto durante parte do Verão (N:P entre 0,42 e 13,5), devido à diferença muito mais acentuada do azoto que do fósforo entre os períodos húmido e seco (Figura 7.4).

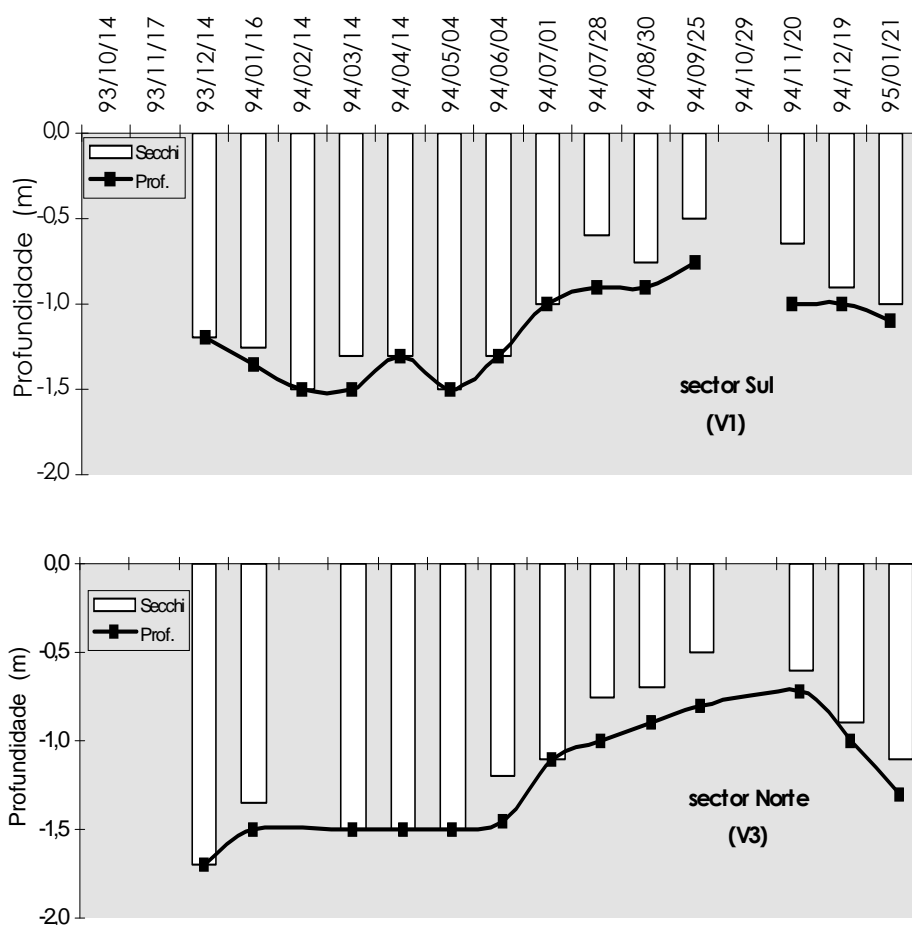


Figura 7.2 - Variação média mensal das profundidades da coluna de água e de visão do disco de Secchi, em dois locais da Lagoa da Vela, entre Outubro 1993 e Janeiro 1995.

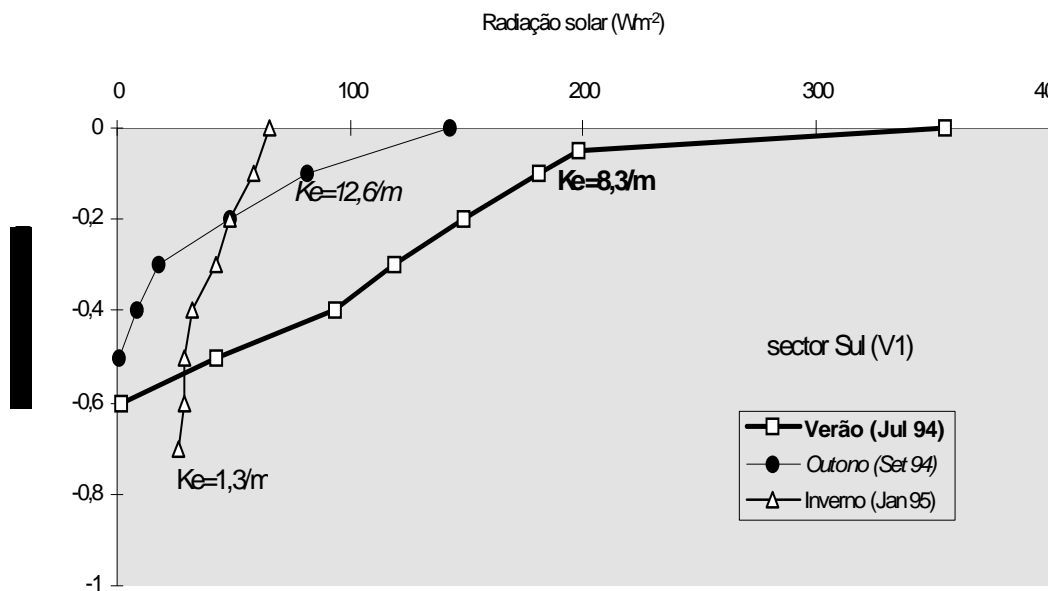
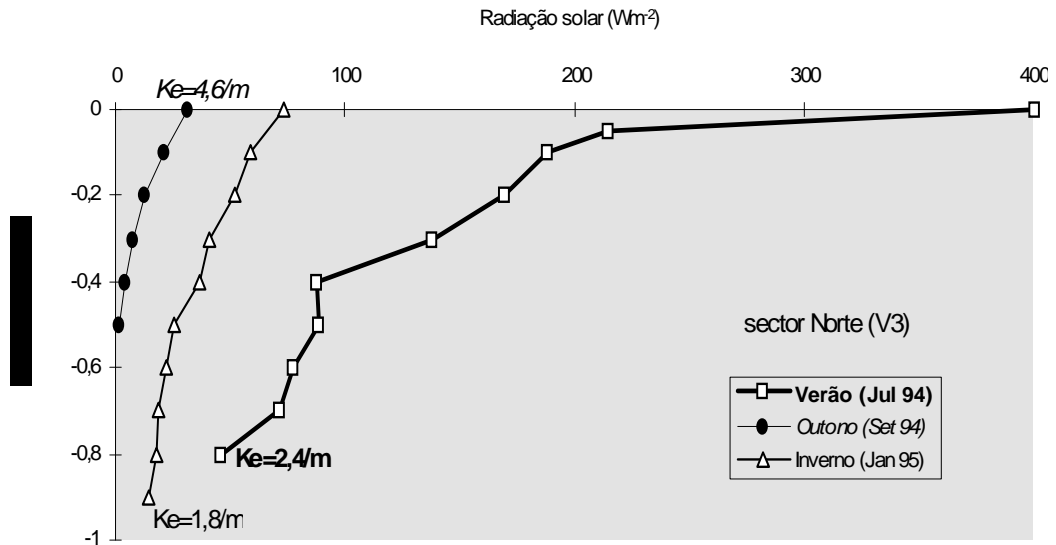


Figura 7.3 - Diminuição da radiação solar ao atravessar a coluna de água e coeficiente de extinção da luz em profundidade (K_e), em diferentes épocas do ano, em dois locais da Lagoa da Vela.

A Lagoa da Vela é um lago bem oxigenado durante todo o ano (Oxigênio dissolvido entre 14,2 e 8,3 mg O_2/L), pois encontra-se quase sempre sobressaturado em oxigênio (91 a 142% de saturação) (Figura 7.5).

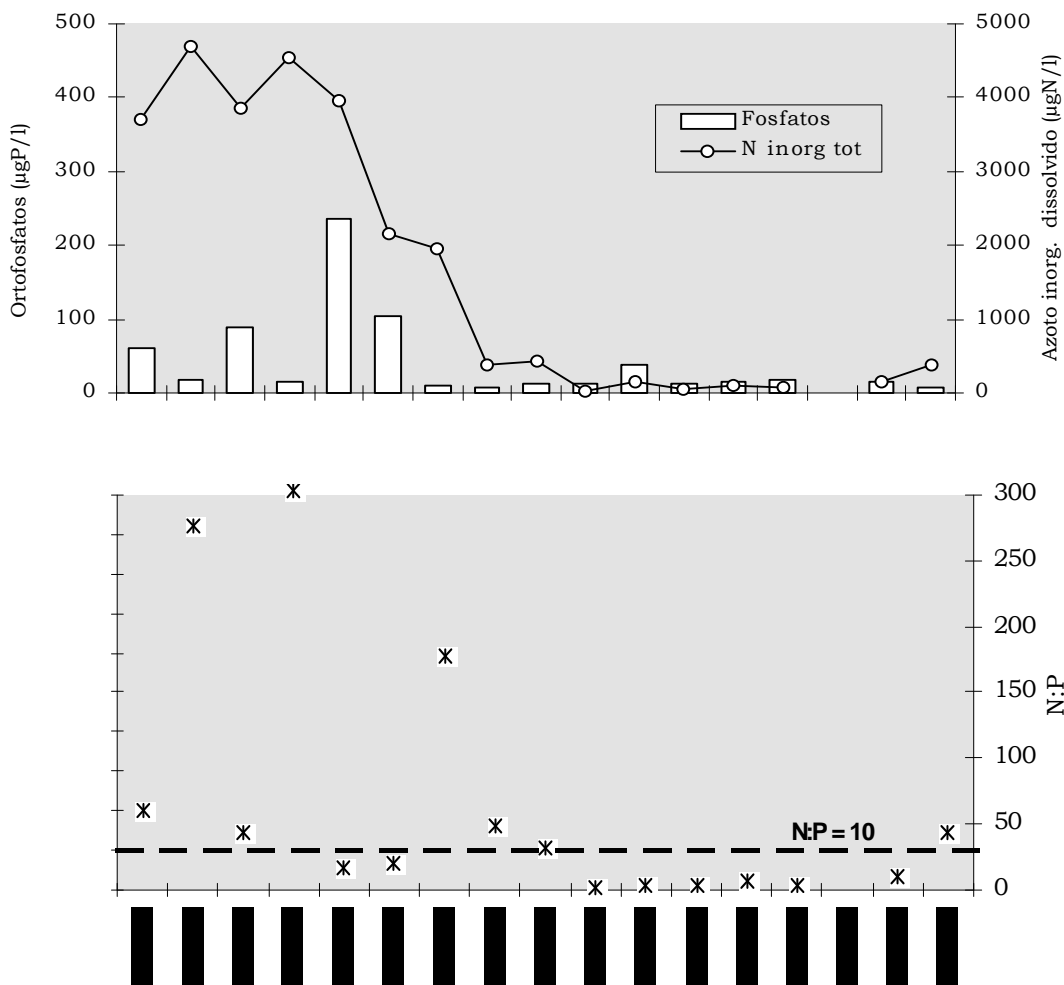


Figura 7.4 - Variação média mensal das concentrações em azoto inorgânico dissolvido e ortofosfatos, e da relação N:P, na água da Lagoa da Vela, entre Outubro 1993 e Janeiro 1995.

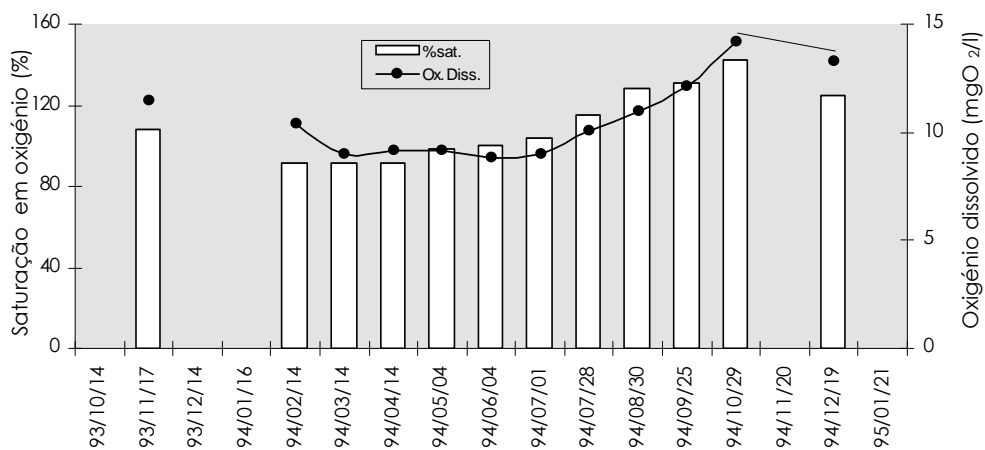


Figura 7.5 - Variação média mensal da concentração em oxigénio dissolvido e da respectiva percentagem de saturação, na água da Lagoa da Vela, entre Outubro 1993 e Janeiro 1995.

7.3.2. FITOPLÂNCTON

A comunidade fitoplanctônica é abundante na Lagoa da Vela, durante praticamente todo o ano. No ciclo anual observam-se dois picos de fitoplâncton (florescências fitoplanctônicas) - uma no Inverno e outra no Verão (Figura 7.6).

A clorofila *a* mantém-se elevada durante todo o Verão e Outono, registrando-se um pico excepcionalmente elevado no Inverno (cerca de 40 mg/m³, em Janeiro de 1994). Após uma queda acentuada no final do Inverno, a clorofila volta a subir lentamente da Primavera para o Outono (Figura 7.6).

A biomassa apresenta, também, um pico excepcionalmente elevado no Inverno (7,6 mg/L), valores moderados durante a Primavera (entre 1 e 2 mg/L), seguidos de um novo pico, mais baixo que o de Inverno, durante o Verão (3,2 mg/L), para voltar a baixar no Outono (biomassas inferiores a 1 mg/L). A densidade é baixa durante o período de Outono e Inverno (1200 a 7 000 células/ml) e começa a aumentar na Primavera, para alcançar valores muito elevados durante o Verão (> 80 000 células/ml) (Figura 7.6).

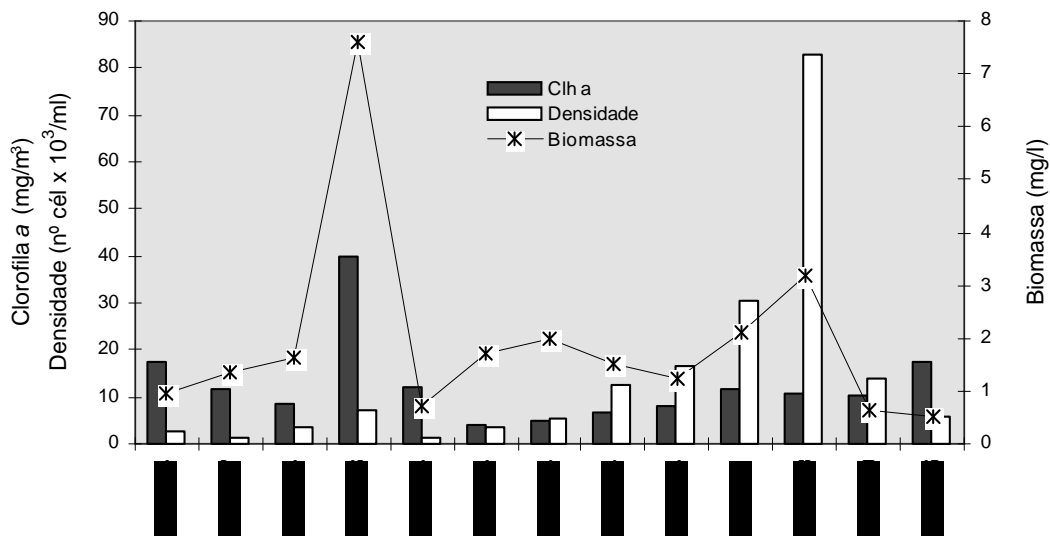


Figura 7.6 - Evolução quantitativa do fitoplâncton na Lagoa da Vela, ao longo do ano (Outubro 1993 e Outubro 1994): teor em clorofila *a*, densidade e biomassa fitoplanctônicas.

O ciclo anual da produção primária fitoplanctônica segue uma dinâmica semelhante à acima descrita. Apesar da ausência de dados respeitantes a um dos períodos de forte desenvolvimento fitoplanctônico - o da florescência de Inverno - a tendência geral da evolução da Produção Primária Bruta (PPB) e da Produção Primária Líquida (PPL) parece ser a de baixarem até meados da Primavera (PPL da ordem das 100 mg C/m².dia), aumentando durante o Verão, quando se atingem os valores máximos (PPL da ordem das 600 mg C/m².dia), para começarem a baixar com a chegada do Outono. A respiração mantém-se variável durante o ano, mas

proporcionalmente mais elevada até ao final da Primavera, chegando a ser superior à PPL (Março 1993), apesar dos valores absolutos aumentarem durante o Verão e poderem atingir valores de 160 a 180 mg C/m².dia (Figura 7.7).

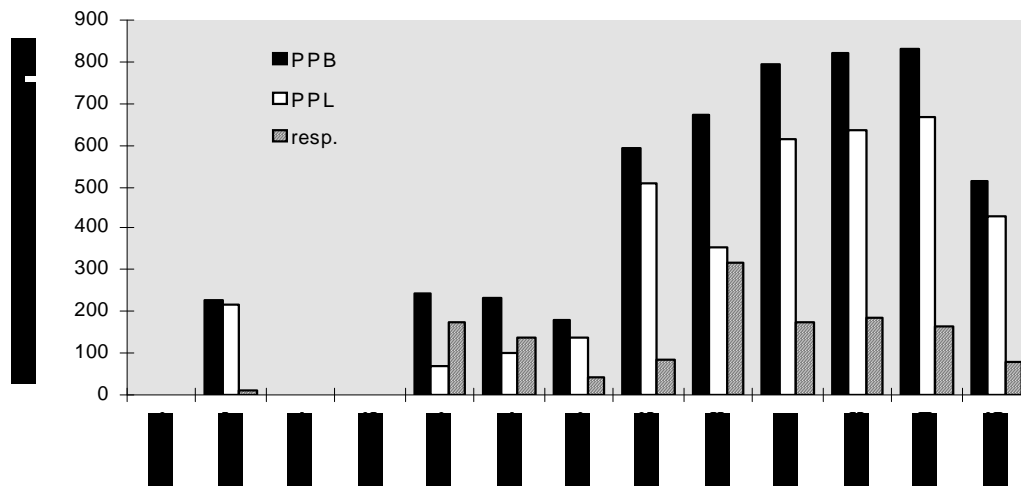


Figura 7.7 - Evolução da produção primária fitoplanctónica e da respiração na Lagoa da Vela, ao longo do ano (PPB - Produção Primária Bruta; PPL - Produção Primária Líquida; resp. - respiração).

A comunidade microalgal da Lagoa da Vela é representada por sete grupos taxonómicos - Clorofíceas, Diatomáceas, Criptofíceas, Crisofíceas, Dinofíceas, Euglenofíceas e Cianofíceas - num total de 49 géneros (ver Anexo II). Em termos de densidade, os grupos taxonómicos que apresentaram maior abundância são as Diatomáceas, nos meses de Inverno, as Clorofíceas, na Primavera e as Cianofíceas, largamente dominantes nos meses de Verão. Os restantes grupos apresentaram baixo valor numérico (Figura 7.8).

Em termos de biomassa, as Diatomáceas, representadas essencialmente pela população de *Cyclotella* sp., dominam no Outono e no Inverno, e as Cianofíceas, especialmente a população de *Microcystis aeruginosa*, no Verão. As Clorofíceas, cujas espécies dominantes são *Tetrastrum komarekii*, *Oocystis lacustris*, *Tetrachlorella alternans* e *Sphaerocystis schroeteri*, assumem expressão de relevo na Primavera. É, ainda, neste período que alguns dos restantes grupos fitoplanctónicos, geralmente muito pouco abundantes, apresentam maiores densidades: as Euglenofíceas, representadas por *Phacus* sp. e *Traquetomonas* sp.; as Dinofíceas, representadas apenas pela espécie *Ceratium hirundinella*; as Criptofíceas, representadas por *Cryptomonas* sp. e *Rhodomonas* sp., e as Crisofíceas, cujo grupo é o menos representado ao longo do ano. Para além de *Microcystis aeruginosa*, é ainda de referir que entre as cianobactérias encontram-se outras espécies potencialmente tóxicas,

como sejam *Oscillatoria* sp., que apresenta um pequeno pico de biomassa na Primavera, e *Anabaena* sp.. Verifica-se, pois, que o fitoplâncton nesta lagoa é dominado essencialmente pela dinâmica de duas populações - a da diatomácea *Cyclotella* sp., e a da cianoficea *Microcystis aeruginosa* (Figura 7.8).

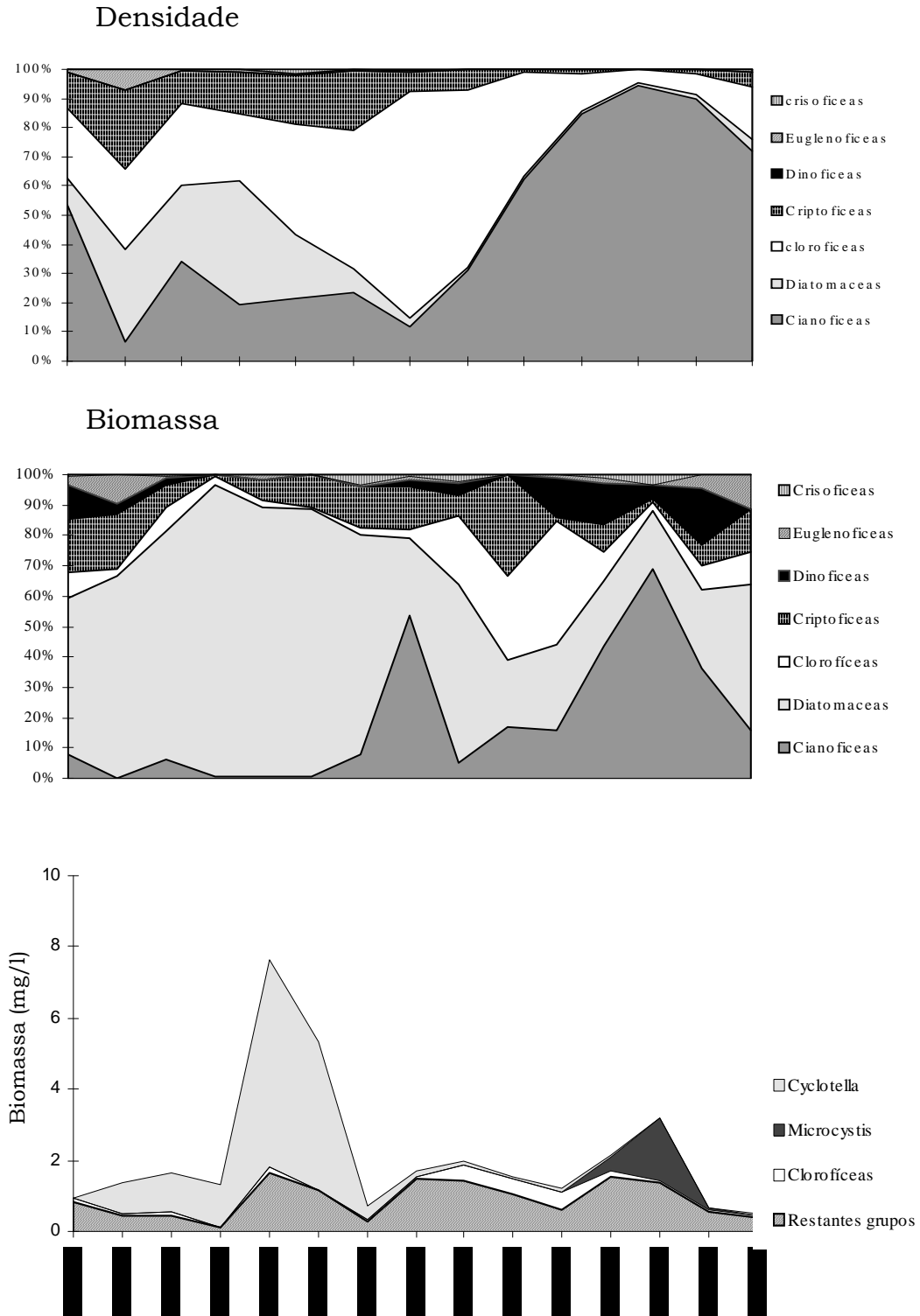


Figura 7.8 - Distribuição percentual da densidade e da biomassa fitoplanctônica, por grupos taxonômicos, e variação da concentração da biomassa dos grupos mais abundantes, ao longo do ano (Outubro de 1993 a Setembro de 1994), na Lagoa da Vela.

Na Lagoa da Vela, em determinadas alturas do ano, são observáveis espumas e massas algais junto às margens. Especialmente no final do Verão e no Outono, na sequência das florescências de *Microcystis aeruginosa*, as massas algais envelhecidas, empurradas pelo vento, acumulam-se nalguns recantos mais abrigados das margens, fenómeno visível sobretudo na margem Este.

7.3.3. VEGETAÇÃO AQUÁTICA

A Lagoa da Vela é rica em vegetação aquática, ao longo de todo o ano. Num total de cerca de 50 espécies, as macrófitas aquáticas, identificadas neste sistema lacustre, distribuem-se por 25 famílias, pertencentes a quatro divisões taxonômicas: Carófitas, Clorófitas, Pteridófitas e Angiospérmicas (ver Anexo II). As margens da lagoa, incluindo nestas a zona imediatamente acima da linha de costa (eulitoral) e o talude até próximo da zona mais profunda (infralitoral), encontram-se intensamente colonizadas por plantas aquáticas. Apesar de grande parte da superfície da lagoa ser um espelho de água onde a vegetação está ausente (80 - 90%), existem, nalguns locais da zona central da lagoa, manchas de macrófitas submersas.

A vegetação da Lagoa da Vela apresenta uma evidente variação espacial. A composição florística e a densidade (cobertura e biomassa) diferem entre as margens Este e Oeste, e entre estas e as manchas que povoam a zona mais central do espelho de água. As espécies de macrófitas dominantes têm tendência a aparecer em manchas, por vezes monoespecíficas outras vezes claramente dominadas por uma ou duas espécies, formando um padrão espacial em mosaíco. Observa-se, paralelamente, uma zonação da vegetação, ao longo de uma linha perpendicular à linha de costa, desde a zona eulitoral até à zona mais profunda (Figuras 7.9 a 7.12).

Do lado Oeste, as plantas emergentes, sobretudo *Claudium mariscus*, formam uma barreira quase contínua, muito densa (a biomassa pode atingir os 2,5 kg p.s./m²), ao longo da margem, ocupando a zona eulitoral e litoral superior, numa faixa variável, em média, entre 5 a 20 metros de largura. São acompanhadas por um conjunto diverso de outras plantas aquáticas e ribeirinhas, de acentuado dinamismo sazonal. Como o declive do talude oeste é acentuado, a zona litoral média é relativamente estreita e a vegetação, relativamente pouco densa (biomassa máxima de 500 g p.s./m²), confina-se a uma faixa reduzida, contígua à referida barreira de plantas emersas. Aqui se podem encontrar diversas espécies, nomeadamente as

submersas *Utricularia gibba* e *Elodea* sp., algumas ranunculáceas, potamogetonáceas, ciperáceas e juncáceas de pequeno porte e gramíneas. Nos recantos abrigados do vento, que a linha de costa descreve ao longo desta margem ocidental, durante a Primavera e o Verão, a vegetação estende-se mais na direcção do centro da massa de água (até cerca de 30 a 40 metros de distância da linha de costa, até próximo da zona mais profunda da lagoa). Esta mancha é constituída por um povoamento monoespecífico, muito denso (a biomassa máxima pode atingir valores superiores a 500 g p.s./m²), de uma planta vivaz de folhas flutuantes, *Nymphaea alba* (nenúfar ou golfão branco) (Figuras 7.9 a 7.11).

A vegetação emergente que coloniza a margem Este não forma o mesmo tipo de barreira contínua encontrada na margem Oeste. Na zona litoral superior, acompanhando a linha de costa, encontram-se pequenas manchas de *Claudium mariscus* (onde a biomassa pode atingir os 3 Kg p.s./m²), outras Cyperaceas do género *Scirpus*, e também *Thypha latifolia* (espadana), *Phragmites australis* (caniço) e *Juncus heterophyllus* (junco). Para o interior da depressão lacustre, a zona litoral média oriental é larga e de declive suave; a vegetação é, aqui, geralmente muito pouco densa (biomassa média inferior a 50 g p.s. /m²), sendo constituída essencialmente por gramíneas e *Scirpus*, que formam por vezes pequenas manchas mais densas, no sector Norte da lagoa. Na extensa zona eulitoral, a faixa de largura variável, que pode ser superior a 50 metros, de interface com os campos agrícolas, inundada ou encharcada durante grande parte do ano, a biomassa atinge valores médios superiores a 1Kg p.s. /m². Nesta zona, dominada por gramíneas (*Panicum refens*), podem encontrar-se espécies ribeirinhas e aquáticas diversas. Refere-se, especialmente, a presença comum de infestantes, como *Myriophyllum* sp., cuja biomassa pode alcançar valores superiores a 500 g p.s. /m², e *Lemna minor* (biomassas superiores a 50 g p.s. /m²), que podem, nalguns locais, formar manchas muito densas, associadas à presença de *Azolla* sp. (Figuras 7.9 a 7.11).

A zona mais profunda é praticamente desprovida de vegetação. Contudo, no sector Sul da lagoa, durante o Verão, uma vasta mancha de macrófitas aquáticas submersas liga, praticamente em contínuo, a vegetação das margens Oeste e Este. Apresentando um pico de biomassa elevado no final do Verão (média de cerca de 300 g p.s. /m²), esta mancha é composta por *Chara* sp., *Ceratophyllum* sp. e *Najas* sp. (Figuras 7.9 a 7.11).

Em termos de biomassa, a ciperácea *Cladium mariscus* domina claramente a vegetação lacustre durante todo o ano (abundância relativa entre 30 a 50 %). Também as gramíneas, especialmente *Cynodon dactylon*, que abundam na zona eulitoral e litoral superior, e *Panicum refens* no litoral médio e inferior, apresentam valores de abundância relativa elevada ao longo do ano (10 a 45%). *Nymphaea alba* é uma das

espécies mais abundantes durante a Primavera e o Verão (abundância relativa entre 10 a 25%). Neste período, outras espécies assumem, também, significado, em termos de biomassa, como sejam *Myriophyllum* sp. (abundância relativa 10 a 20%) e *Chara* sp. (cerca de 5% a 10%, no final do Verão).

Todas as restantes espécies têm abundâncias relativas muito baixas, apesar das densidades ou biomassas elevadas que pontualmente (espaço/tempo) possam apresentar, como são os casos de *Scirpus* spp., *Ceratophyllum* sp., *Utricularia gibba*, *Poligonum* spp., *Ranunculus* spp., *Lemna minor*, *Elodea* sp., *Spirogyra* sp. e *Azolla* sp.. Para além das variações de carácter espacial, a biomassa de macrófitas evidencia apreciável variação sazonal neste ecossistema lacustre. De um modo geral, a biomassa aumenta da Primavera para o Verão, decrescendo depois até ao Outono (Figura 7.12). Atingem-se os valores máximos entre Junho e Agosto, nas margens superiores (eulitoral e litoral superior) colonizadas por plantas emersas e nas zonas dominadas por nenúfares. Nos sectores onde há forte influência de bancos de macrófitas submersas, a biomassa apresenta um pico no final do Verão. A Este, nas zonas onde na margem superior proliferam plantas infestantes, as biomassas médias aumentam a partir dos meados do Verão, e mantêm-se elevadas até ao Outono. Especialmente as zonas dominadas por plantas infestantes manifestam acentuada variação sazonal, como é o caso das manchas de nenúfares. Neste local estimou-se uma produtividade primária líquida máxima de 700 g p.s/m².dia, no início do Verão. A biomassa baixa rapidamente após os máximos de Julho-Agosto, sendo visível grande quantidade de material vegetal morta junto ao fundo, já em notório processo de degradação no início do Outono.

7.3.4. DINÂMICA DO ECOSISTEMA

As componentes principais do ecossistema lacustre, como sejam os níveis de nutrientes na água e a quantidade de produtores primários (fitoplâncton e plantas aquáticas), relacionam-se entre si através de vários processos, condicionados por um conjunto de factores ambientais, onde se destacam a temperatura e a radiação solar.

Os nutrientes são consumidos essencialmente na actividade fotossintética fitoplanctónica (assimilação), já que a maioria das macrófitas aquáticas presentes na Lagoa da Vela são enraizadas. Os nutrientes provêm da reciclagem directa na coluna de água, das trocas que se processam com os sedimentos (cargas internas) e das entradas externas (bacia drenante e atmosfera). Como a quantidade de nutrientes disponível na água controla o crescimento fitoplanctónico, conjugada com o efeito da temperatura e da radiação, nos períodos de intenso crescimento a quantidade de fitoplâncton aumenta. Assim, aumentam proporcionalmente os processos de

sedimentação e morte natural, que contribuem para aumentar a matéria orgânica disponível no sistema. Deste modo, aumentam os fluxos internos de nutrientes: a reciclagem directa na coluna de água e a libertação de nutrientes dos sedimentos - Figura 7.13 (ver também Figura 4.8, Capítulo 4, pág. 87).

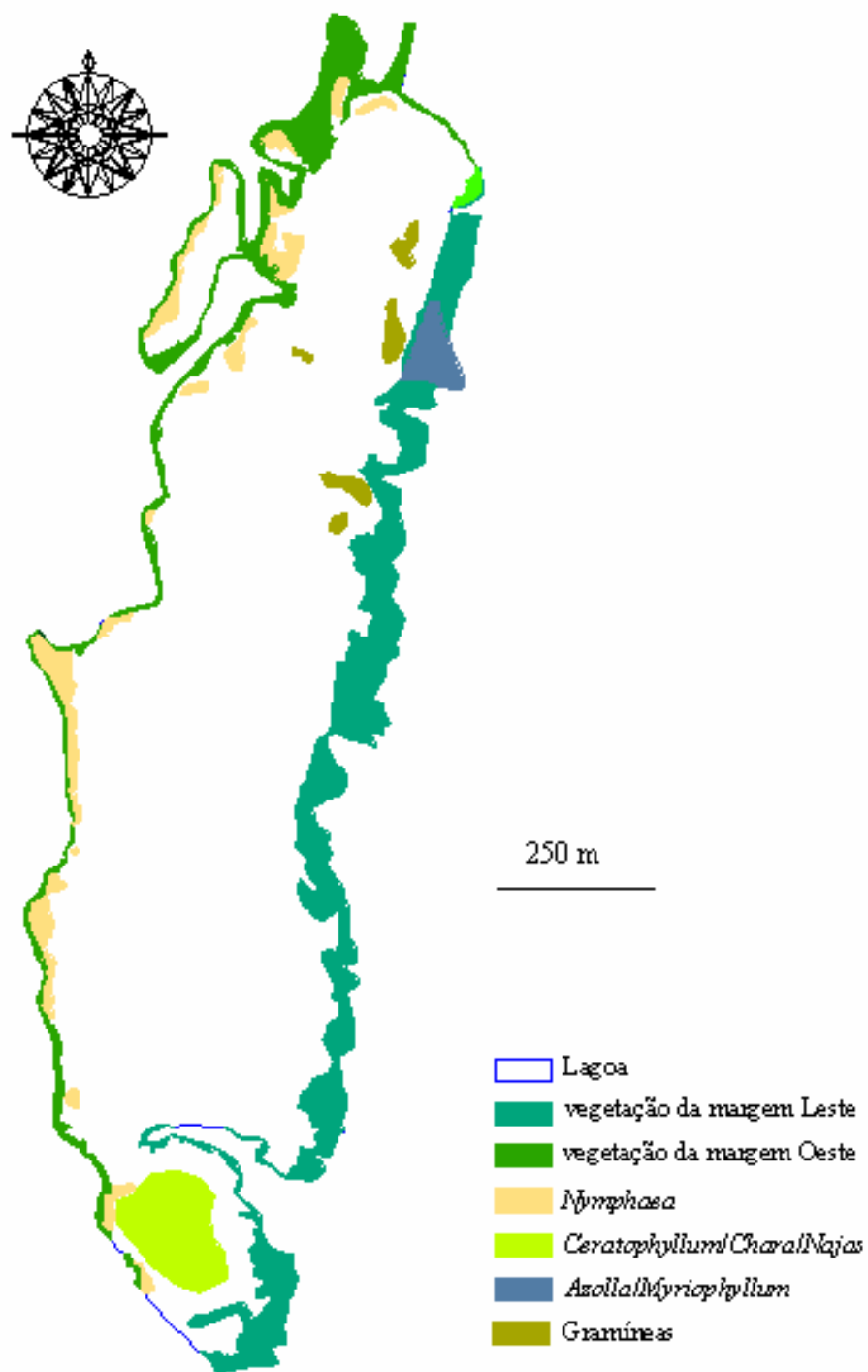
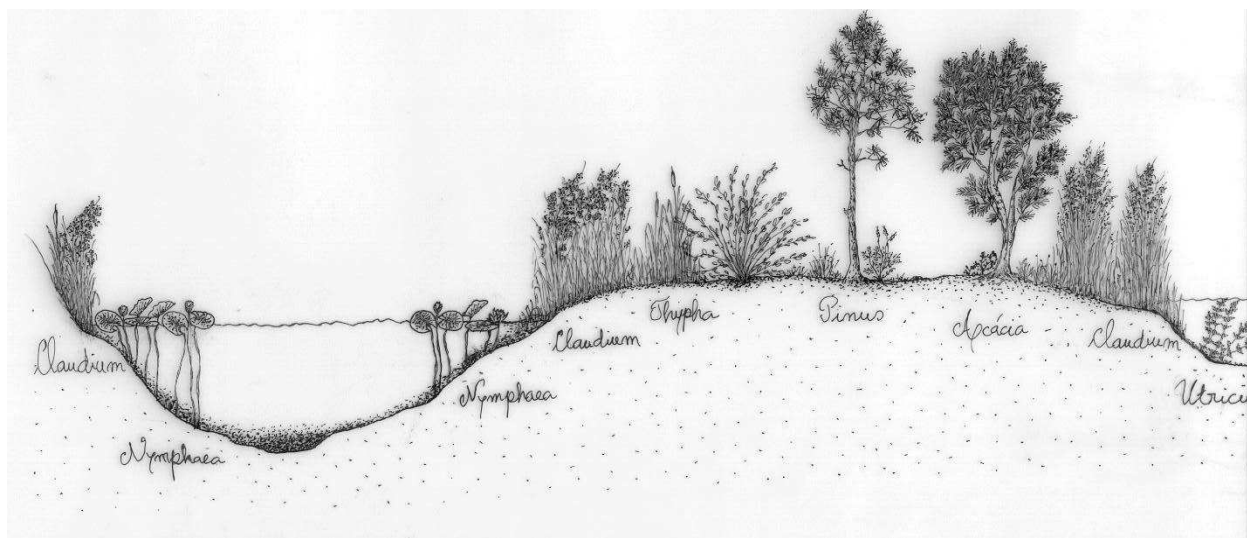
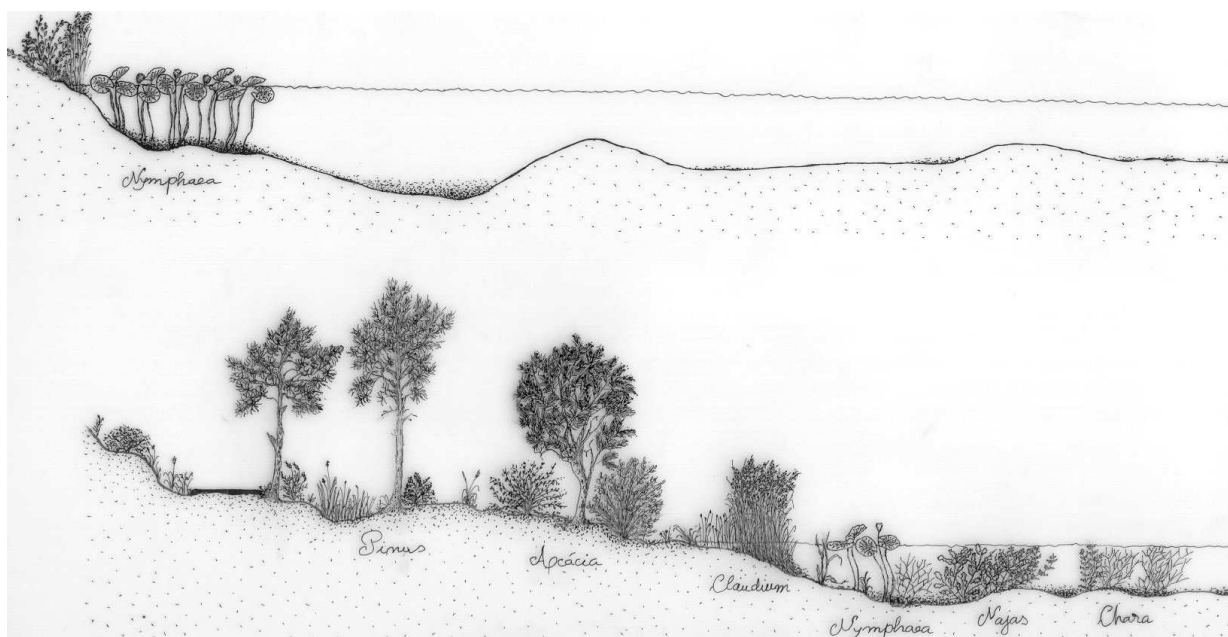


Figura 7.9 - Cartografia da vegetação aquática na Lagoa da Vela: principais manchas de macrófitas (georeferenciada no SIG Vela; fontes: fotografias aéreas de 1993 e 1996, levantamentos de campo de 1993/94 e 1996/97).

Perfil da zona Norte da lagoa



Perfil da zona central da lagoa



Perfil da zona Sul da lagoa

Figura 7.10 - Zonação da vegetação aquática na Lagoa da Vela - perfis longitudinais dos sectores Sul, centro e Norte da lagoa (Fonte: fotografias aéreas de 1996, material fotográfico diverso recolhido em levantamentos de campo de 1993/94 e 1996/97 e resultados da amostragem, em transectos, realizada em 1994; cartas batimétricas da Lagoa da Vela).

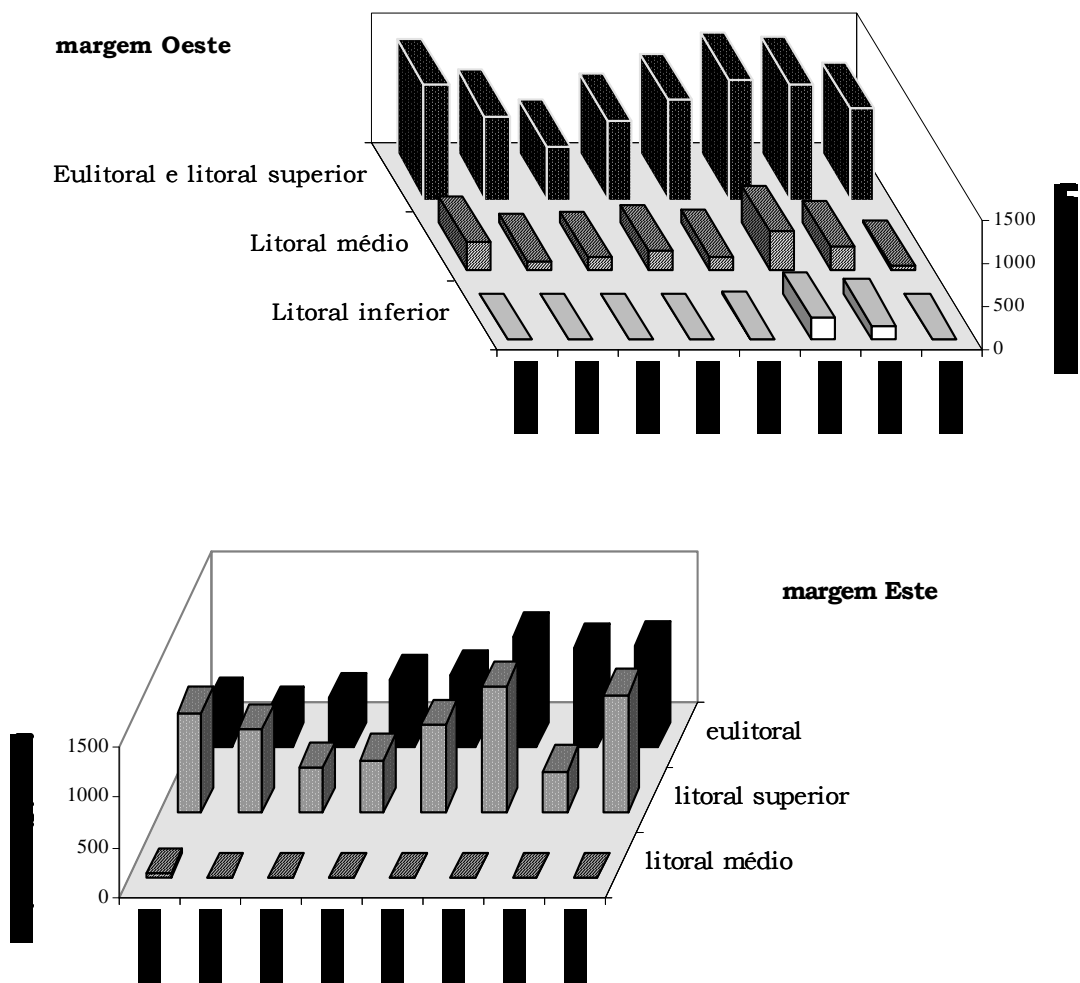


Figura 7.11 - Zonação da biomassa de macrófitas aquáticas da Lagoa da Vela (valores médios por zona), em dois locais de amostragem (margem Oeste - transecto 3; margem Este - transecto 4), entre Abril e Outubro de 1994.

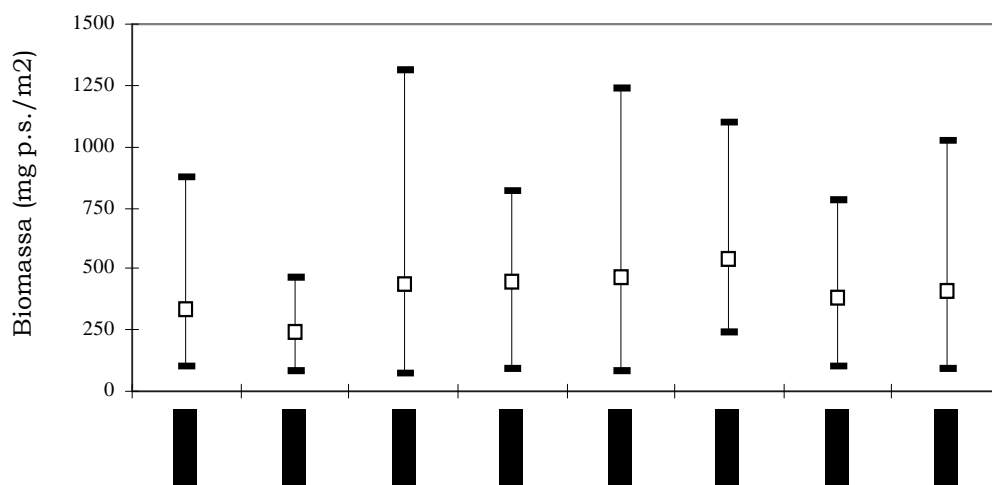


Figura 7.12 - Variação da biomassa de macrófitas aquáticas da Lagoa da Vela, entre Abril e Outubro de 1994 (valores médios, máximos e mínimos mensais de parcelas distribuídas ao longo de quatro transectos).

Na Lagoa da Vela as concentrações de nutrientes dissolvidos (N e P) são elevadas durante o período húmido (Outono e Inverno). De acordo com os resultados do modelo matemático de simulação, nos meses de Outubro a Janeiro, do balanço positivo entre as perdas (assimilação pelo fitoplâncton) e os ganhos (reciclagem directa na coluna de água e elevados contributos das cargas externas), resultam teores elevados de ambos os nutrientes, especialmente de azoto inorgânico. De meados do Inverno ao início da Primavera, as concentrações de azoto mantêm-se elevadas, e as de fósforo aumentam acentuadamente, pois a assimilação é reduzida neste período e as cargas de origem externa continuam a transportar para o sistema lacustre grandes quantidades de nutrientes. Com o aumento progressivo da assimilação, a partir da Primavera, conjugado com a redução quase drástica do aporte de cargas externas, o balanço entre ganhos e perdas de nutrientes passa a ser negativo e as concentrações de N e P baixam acentuadamente. Os teores de nutrientes na água mantêm-se baixos durante todo o período estival, já que, apesar deste ser o período em que as cargas internas contribuem significativamente para o balanço de nutrientes, esta libertação de nutrientes dos sedimentos e a reciclagem directa na coluna de água, equilibram aproximadamente a assimilação (Figura 7.14).

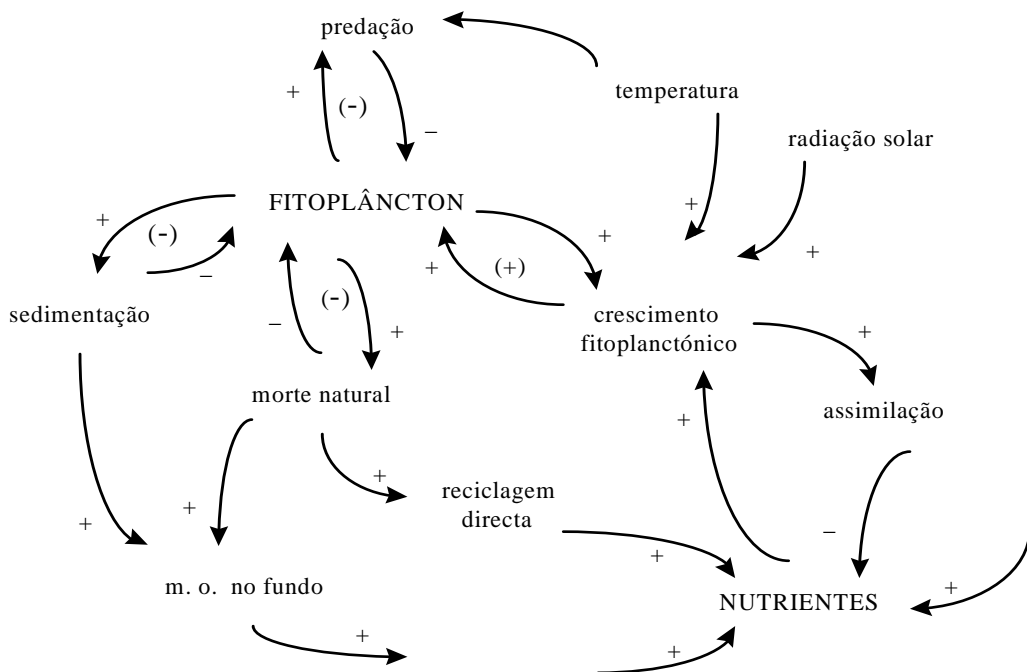


Figura 7.13 - Diagrama causal evidenciando as relações existentes entre os nutrientes, o fitoplâncton e os principais processos e factores ecológicos associados ao seu dinamismo no ecossistema lacustre.

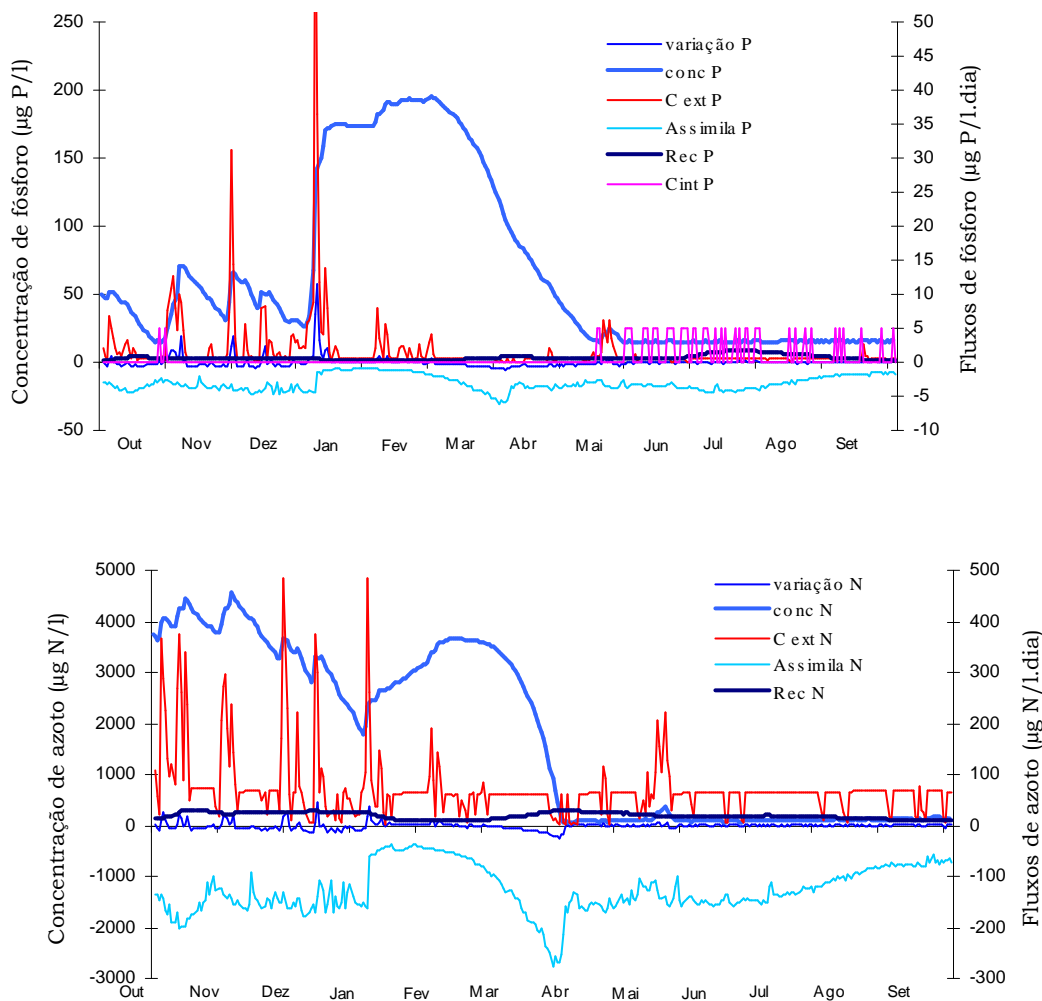


Figura 7.14 - Comportamento do fósforo e azoto dissolvidos na Lagoa da Vela, ao longo do ano, e variação dos respectivos fluxos de entrada e saída (valores simulados usando o modelo matemático da Lagoa da Vela).

O tamanho da comunidade fitoplanctónica depende, em cada momento, do balanço entre os ganhos (crescimento bruto) e perdas (respiração e morte natural, sedimentação e predação) de cada uma das populações ou grupos taxonómicos que a compõem - Figura 7.13 (ver também Figura 4.6, Capítulo 4, pág. 80). O crescimento populacional, ou Produção Primária Bruta (PPB), depende do potencial de crescimento (tamanho da população) e da resistência ou efeito limitante exercido pelos factores ambientais. Considerando que cada factor afecta o crescimento numa escala de zero (0) a um (1), sendo tanto mais limitante do crescimento quanto mais próximo de 0, e que o efeito global dos principais factores - radiação, temperatura, azoto e fósforo dissolvidos - é multiplicativo, descreve-se, seguidamente, a dinâmica dos diversos grupos que compõem a comunidade fitoplanctónica da Lagoa da Vela, com base nos resultados simulados pelo modelo matemático.

A cianobactéria que domina o fitoplâncton durante o Verão apresenta crescimento fortemente controlado pela temperatura. Assim, é neste período do ano que as condições de crescimento de *Microcystis aeruginosa* são mais favoráveis. Tratando-se de uma espécie com baixas exigências nutritivas, o seu crescimento é pouco limitado pelos nutrientes, observando-se os valores mais baixos de N e P dissolvidos durante a fase de crescimento desta população. O fósforo apresenta uma disponibilidade elevada para esta espécie durante todo o ano; é o azoto, o nutriente que mais limita o seu crescimento durante o Verão. A partir do final do Verão, a temperatura torna-se progressivamente mais limitante, o crescimento reduz-se e a variação da biomassa desta população passa a ser negativa, face às elevadas perdas em respiração e sedimentação. Deste modo, *M. aeruginosa* quase desaparece da coluna de água durante praticamente todo o resto do ano (Figura 7.15).

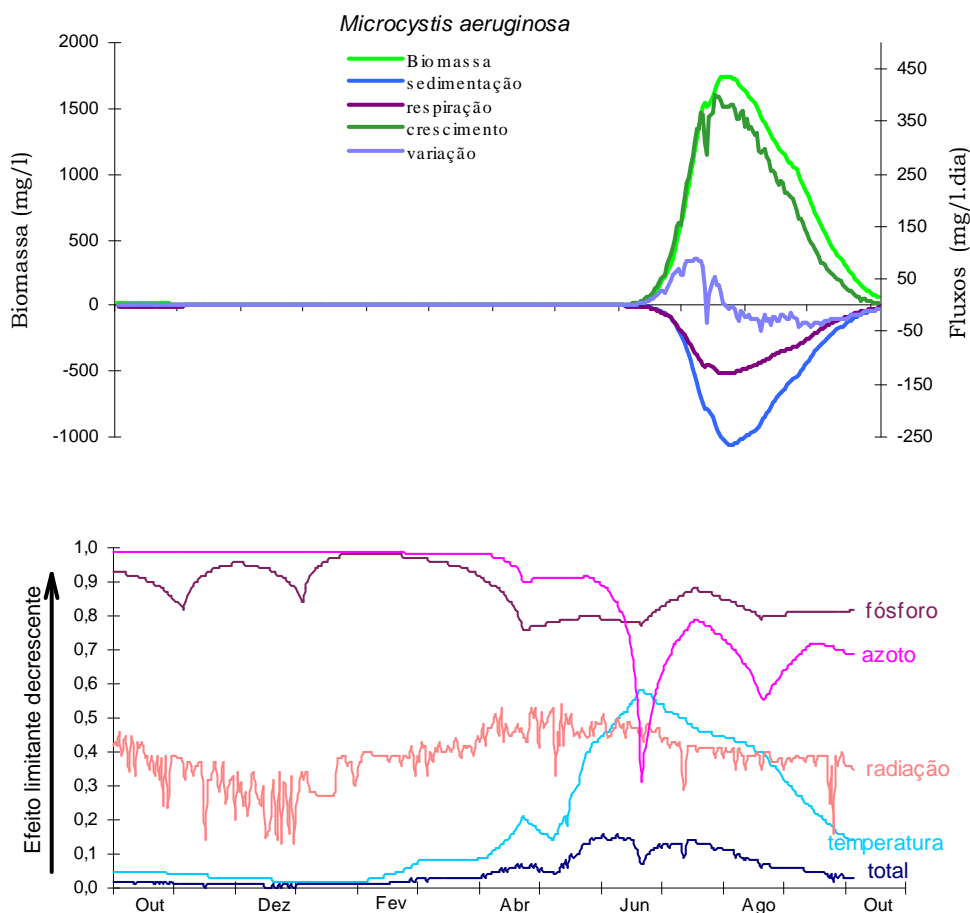


Figura 7.15 - Evolução diária das principais variáveis que determinam o desenvolvimento da população de *Microcystis aeruginosa* na Lagoa da Vela, ao longo do ciclo anual: biomassa e respectivos fluxos de entrada e saída, efeito dos factores limitantes no crescimento da população (resultados do modelo matemático de simulação da Lagoa da Vela).

Pelo contrário, a diatomácea *Cyclotella* sp. é muito limitada pela disponibilidade de nutrientes, não parecendo ser afectada pela temperatura. Assim, é durante o Inverno, quando as temperaturas são demasiado baixas para o desenvolvimento da maioria das espécies que constituem a comunidade fitoplanctónica, e as concentrações de nutrientes são muito elevadas, bem como a relação N:P, que as condições do meio são mais favoráveis ao crescimento desta espécie. O tamanho da população aumenta acentuadamente entre Outubro e Janeiro, quando são atingidos valores máximos anuais de biomassa fitoplanctónica, dado o balanço francamente positivo entre o crescimento e as perdas por morte e sedimentação. Quando baixam as concentrações de N e P (e a relação N:P), os nutrientes tornam-se fortemente limitantes do crescimento desta diatomácea. Então, o conjunto das perdas por respiração e sedimentação é superior ao crescimento, a taxa de variação da biomassa torna-se negativa e a população decresce continuamente, para manter níveis muito baixos durante o resto do ano (desde a Primavera até ao Outono) (Figura 7.16).

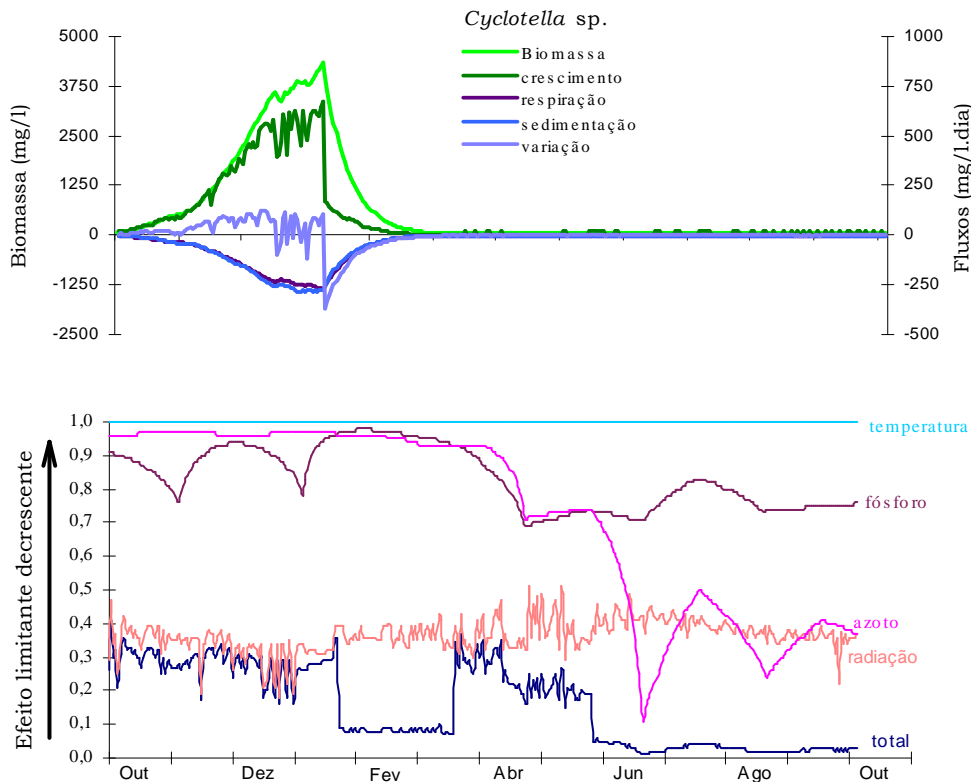


Figura 7.16 - Evolução diária das principais variáveis que determinam o desenvolvimento da população da diatomácea *Cyclotella* sp. na Lagoa da Vela, ao longo do ciclo anual: variação da biomassa e dos respectivos fluxos de entrada e saída, e variação do efeito dos factores limitantes no crescimento da população (resultados do modelo matemático de simulação da Lagoa da Vela).

As Clorofíceas apresentam o seu máximo na Primavera, constituindo-se como um grupo fitoplanctónico importante apenas neste período do ano, quando o efeito limitante dos factores do meio se torna menos severo para o crescimento deste grupo taxonómico (existência de taxas de radiação e temperaturas moderadas e considerável disponibilidade de nutriente). O restante fitoplâncton, grupo que inclui todas as espécies que não estão contidas nos três grupos anteriormente referidos (*Cyclotella*, *Microcystis* e Clorofíceas), apresenta biomassa e crescimento variável ao longo do ano. Tratando-se de um conjunto muito heterogéneo de organismos, o efeito limitante global dos factores ambientais no crescimento deste grupo é muito variável, observando-se dois períodos de condições mais favoráveis: durante os meses de Inverno, quando a grande disponibilidade de nutrientes favorece o desenvolvimento de, por exemplo, outras espécies de diatomáceas (para além de *Cyclotella sp.*); no Verão e Outono, quando as temperaturas e a radiação favorecem o desenvolvimento de, por exemplo, outras espécies de cianobactérias (para além de *Microcystis aeruginosa*). Ao contrário das populações que dão origem às florescências, a dinâmica das Clorofíceas e do grupo formado pelas restantes espécies é, ainda, bastante afectada pela predação - Figura 7.17.

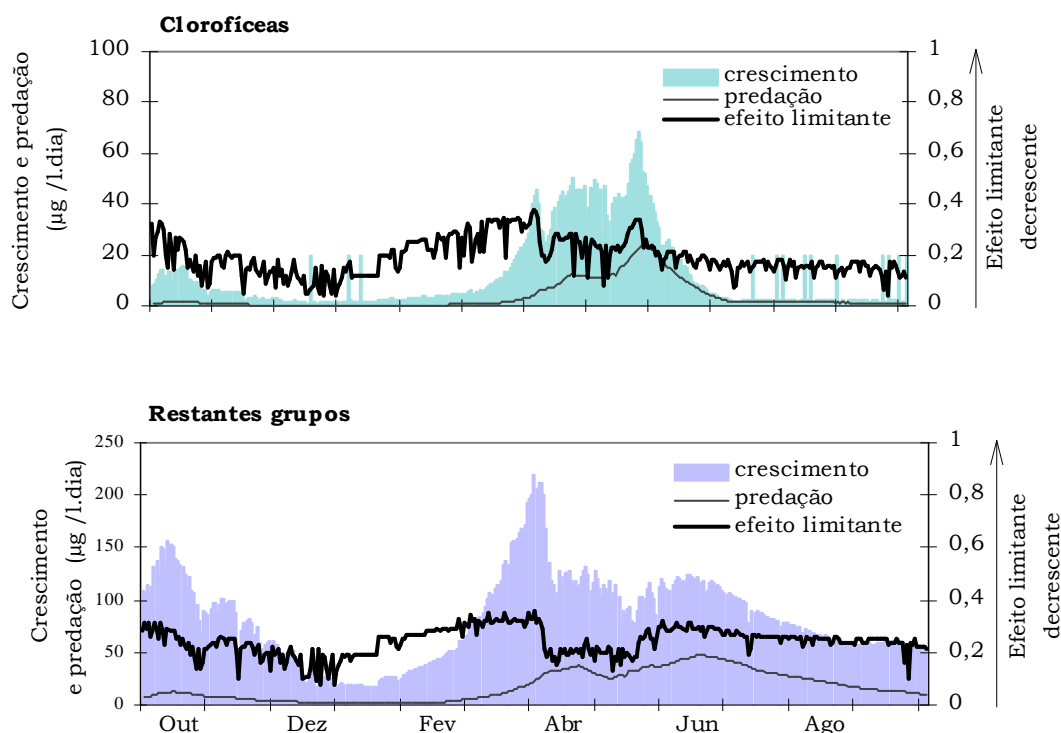


Figura 7.17 - Variação do efeito global dos factores limitantes, no crescimento das Clorofíceas e dos Restante grupos fitoplanctónicos, na Lagoa da Vela (valores simulados usando o modelo matemático da Lagoa da Vela; 1 - não há efeito limitante; 0 - limitação máxima).

A Lagoa da Vela apresenta oscilações acentuadas da transparência da água, ao longo do ano. Acompanhando a diminuição da transparência, a extinção da luz na coluna de água apresenta uma tendência muito acentuada para aumentar do Inverno para o Verão, à medida que aumenta a temperatura e se reduz a profundidade da coluna de água. A temperatura estimula o desenvolvimento do fitoplâncton e o crescimento de macrófitas submersas, que interferem com a transparência da água e a penetração da luz. Também com a redução da profundidade, no Verão, o efeito do sedimento é muito pronunciado, não só devido à mais eficaz acção do vento sobre uma coluna de água pouco profunda, como também à acção de revolvimento do sedimento, provocada pela presença assídua de utentes. Como o coeficiente de extinção da luz tem um efeito retroactivo na taxa de crescimento fitoplanctónica, são favorecidas, no período de menor transparência da água, as espécies com estratégias de adaptação a baixas intensidades luminosas, de que é exemplo *Microcystis aeruginosa* (Figura 7.18).

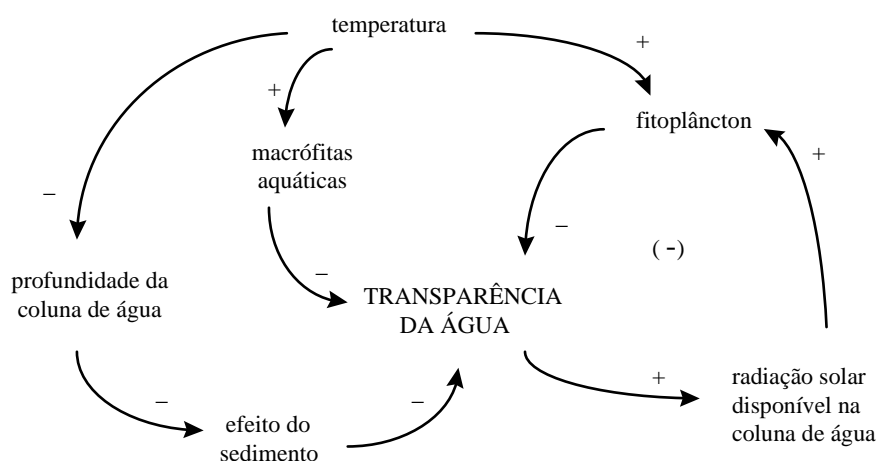


Figura 7.18 - Diagrama causal evidenciando a relação entre os diversos processos que afectam e são afectados pela transparência da água, na Lagoa da Vela.

7.4 DISCUSSÃO

Situada numa zona de clima moderado, a temperatura da água na Lagoa da Vela segue, ao longo do ano, a variação da temperatura do ar, apresentando sempre temperaturas amenas em toda a coluna de água. Dada a baixa profundidade da coluna de água e os ventos frequentes, a lagoa funciona, em geral, como um sistema de mistura completa, sem estratificação térmica. Segundo Vasconcelos (1990), as diferenças de temperatura entre a camada de água que se encontra mais junto ao

fundo e aquela mais próxima da superfície não são significativas. De facto, a distribuição de calor numa massa de água, resultante da acção do vento, provoca a mistura sobre a superfície da água, originando correntes proporcionais à velocidade do vento (Wetzel, 1993). No entanto, na Lagoa da Vela podem ser identificadas algumas situações que traduzem um certo grau de estratificação da lagoa.

A penetração da luz na coluna de água, traduzida pela profundidade de visão do disco de Secchi e pelo coeficiente de extinção da luz, apresenta diferenças entre pontos de amostragem (V3 - sector Norte e V1 - sector Sul), especialmente durante o período estival. As propriedades ópticas da água, das quais resulta uma maior ou menor penetração da luz em profundidade, apresentam um considerável dinamismo sazonal (Wetzel e Likens, 1991). A absorção de luz pelo fitoplâncton modifica a composição espectral, observando-se, em geral, uma relação linear entre a concentração de clorofila *a* e o coeficiente de extinção da luz (Vila *et al.*, 1996). As variações sazonais da transparência da água, na Lagoa da Vela, podem, em parte ser explicadas pela variação da densidade fitoplanctónica. Especialmente a reduzida transparência dos meses de Verão, poderá ser devida ao ensombreamento causado pela cianoficea colonial *Microcystis aeruginosa*, que, nesse período, apresenta elevadas densidades, pois esta espécie tem tendência a acumular-se à superfície da água (Humphries e Lyne, 1988; Zohary e Robarts, 1990). No entanto, a diferença registada entre os sectores Norte (e central) e Sul da lagoa não será explicada por esse motivo.

Em lagos pouco profundos o efeito do sedimento é mais pronunciado que nos lagos profundos. Por acção do vento, a proximidade do fundo resulta em importante ressuspensão de sedimentos, que faz aumentar a quantidade de matéria em suspensão na água e reduzir a capacidade de penetração da luz. Num lago eutrófico, pouco profundo, da Dinamarca, Kristensen *et al.* (1992) verificaram que a concentração de sólidos suspensos e fósforo total aumentam marcadamente durante as tempestades. Cristofor *et al.* (1994) também encontraram interferências indirectas entre a transparência da água (e o coeficiente de extinção da luz em profundidade) e a velocidade do vento. Estes autores indicam que velocidades do vento de 3,2 - 5,4 m/s podem gerar turbulência até uma profundidade de 1 a 3 m, afectando o ambiente luminoso dos lagos pouco profundos do Delta do Danúbio. Na Lagoa da Vela, durante o Verão, é frequente o vento soprar, no final da tarde, do quadrante N-NW, com velocidades superiores aos 3,2 m/s, que podem atingir os 4,8 m/s. No sector Sul da lagoa o efeito do vento parece ser mais marcado, dado tratar-se de uma zona muito pouco profunda e menos protegida pelo pinhal.

O sector Sul é, também, a zona da lagoa mais densamente colonizadas por macrófitas submersas, que entram em senescência no final do Verão, período em que se regista maior presença de utentes na lagoa (banhistas, pescadores e praticantes de outras actividades recreativas aquáticas). Por um lado, as macrófitas interferem com a

penetração da luz e, por outro, a acção do pisoteio parece ter uma forte influência sobre a ressuspensão de sedimento, especialmente das partrículas de matéria vegetal morta, recém depositada, numa coluna de água tão pouco profunda.

Este conjunto de factores explica a variação sazonal e as diferenças espaciais da transparência da água e da capacidade de penetração da luz. Para além desta estratificação horizontal, é de esperar que possam surgir situações de estratificação térmica vertical, da coluna de água, durante o dia, neste período mais quente do ano. Patterson e Wilson (1995) observaram padrões diurnos de estratificação num lago pouco profundo dominado por *M. aeruginosa*, e consideram que estes foram, provavelmente, acentuados pela elevada turvação da água e consequente atenuação rápida da energia solar em profundidade. São igualmente prováveis a ocorrência de padrões de variação temporal e espacial do oxigénio dissolvido na água da lagoa.

O oxigénio dissolvido é uma das variáveis fundamentais dos lagos. Por um lado, controla o metabolismo do ecossistema e, por outro, depende dele, já que é afectado pelas actividades respiratória, fotossintética e de degradação da matéria orgânica (Wetzel, 1993). Fornece informação muito válida sobre os processos químicos e bioquímicos que têm lugar no seio da massa de água, consistindo num dos parâmetro de qualidade da água que mais afectam a vida e a capacidade regenerativa nos sistemas aquáticos (Wetzel e Likens, 1991). A Lagoa da Vela parece ser um lago bem oxigenado todo o ano e em toda a sua extensão, confirmando as observações de Barros (1994) e Vasconcelos (1990). A actividade fotossintética produz importantes quantidades de oxigénio e a baixa profundidade e a circulação provocada pelo vento facilitam as transferências de oxigénio da atmosfera e a mistura da massa de água.

Os valores baixos a moderados de CBO₅ encontrados por Barros (1994), sugerem que pequenas quantidades de oxigénio são geralmente consumidas na degradação da matéria orgânica existente no sistema. Contudo, estes valores tornam-se mais significativos nos meados do Verão. Neste período do ano, junto ao fundo, nalguns sectores mais ricos em matéria orgânica, nomeadamente sector Sul da lagoa, há condições potenciais para se atingirem valores muito baixos de oxigénio dissolvido.

Também não será de excluir a hipótese de que a coluna de água situada sob as manchas de macrófitas de folhas flutuantes (nenufares), apresente forte oscilação da concentração em oxigénio entre o dia e a noite. A actividade fotossintética das plantas aquáticas resulta em variações típicas de oxigénio dissolvido, cujos mínimos nocturnos podem criar situações potenciais de mortalidade em peixes (Thomann e Mueller, 1987). Moore *et al.* (1991) observaram que a canópia de uma macrófita de folhas flutuantes - *Nymphaea odorata* - pode prevenir a difusão de oxigénio para os sedimentos, inibindo quer as trocas com a atmosfera quer a transferência de energia do vento para a coluna de água e, assim, desenvolverem-se condições de anaerobiose nestas zonas. No presente caso de estudo, a probabilidade deste fenómeno ocorrer

parece considerável, já que as manchas de nenufares apresentam valores da ordem dos 100% de cobertura, e ocupam, na sua maior parte, os cantos mais abrigados das zonas da lagoa onde a linha de costa é mais recortada e abrigada por uma barreira protectora de plantas emersas, seguidas de árvores ribeirinhas e pinhal, que lhes conferem, ainda, maior protecção da acção do vento.

A Lagoa da Vela é um ecossistema de água doce, de pH alcalino. A baixa salinidade da água encontrada por Barros (1994) e Vasconcelos (1990), é típica dos sistemas dulciaquícolas (Margalef, 1983). Não se registaram grandes oscilações dos valores de pH, confirmando o registado por Gonçalves *et al.* (em publicação), pois a alcalinidade da água da lagoa é elevada e indicadora de grande capacidade de tamponização (Barros, 1994). Também a condutividade elevada revela a abundante presença de sais em solução na água da lagoa.

As concentrações da maioria dos nutrientes obedecem normalmente a um ciclo sazonal. Na Lagoa da Vela, o azoto e fósforo inorgânicos dissolvidos apresentaram flutuação sazonal semelhante, com valores mais elevados na Primavera e mais baixos no Verão, como o verificado nos lagos de zonas temperadas (Margalef, 1983). Durante o Outono e Inverno, a precipitação e as entradas naturais (escoamento superficial e subterrâneo) transportam para a lagoa grande quantidade de nutrientes, que aumentam as concentrações de azoto e de fósforo inorgânicos na água da lagoa. Como o crescimento intensivo de fitoplâncton na Primavera causa normalmente depleção de fosfatos em lagos (Goldman e Horne, 1983), na Lagoa da Vela a concentração de nutrientes reduz-se progressivamente até atingir valores que, apesar de muito baixos, se mantem aproximadamente constantes durante o Verão. A produção primária e, consequentemente, a assimilação de nutrientes permanecem relativamente elevadas, neste período, e as cargas geradas na bacia drenante são insignificantes. Neste sistema aquático, são, por um lado, a deposição seca (no que se refere especialmente ao azoto) e, por outro, a existência de cargas internas (especialmente no caso do fósforo), que justificam que os nutrientes não atinjam a depleção, durante o Verão.

O fósforo dos sedimentos superficiais, em lagos pouco profundos, pode constituir uma importante fonte deste elemento para a zona eufótica. Um conjunto de causas que parece operar simultaneamente neste tipo de lagos, favorece a libertação de nutrientes do fundo. O baixo tempo de retenção, na medida em que promove os processos oxidativos, e a temperatura mais ou menos uniforme da coluna de água que facilita a actividade microbiana são os principais mecanismos que condicionam as cargas internas de fósforo em vários lagos pouco profundos; também o pH elevado e condições que favoreçam a redução do ferro, promovem a libertação de fósforo pelos sedimentos (Welch *et al.*, 1988).

Em 32 lagos pouco profundos, da Dinamarca, situados entre a mesotrofia e a hipertrofia, o fósforo total nos sedimentos mais superficiais está positivamente

correlacionado com a carga externa de fósforo e com a quantidade de ferro. Nestes lagos, os gradientes de fósforo residual e de fósforo extractável nos sedimentos indicam que a maior parte do fósforo orgânico dos primeiros 10-20 cm de sedimento é eventualmente mineralizado e dissolvido (Søndergaard *et al.*, 1996). Shaw e Prepas (1990) indicam existirem relações significativas entre o fósforo móvel da água intersticial e o fósforo solúvel na água situada na camada mais próxima do sedimento e entre estes e o fósforo disponível na água da zona eufótica. O estado nutritivo de um lago depende, então, dos nutrientes disponíveis, quer na água, quer na camada mais superficial de sedimento (Molen *et al.*, 1998).

A camada superficial de sedimentos de um lago consiste numa mistura de material morto e organismos, que desempenham um importante papel no ciclo de nutrientes, como sejam as bactérias que promovem a mineralização, e os invertebrados bênticos (Forsberg, 1989). No Verão, há maior quantidade de matéria orgânica junto ao sedimento, resultante da sedimentação de fitoplâncton e do decaimento das macrófitas, e melhores condições de degradabilidade (temperatura elevada), que favorecem a decomposição. Van Luijn *et al.*, (1999) verificaram que, num lago pouco profundo, eutrófico (Lago Nuldernauw, Holanda), a temperatura e a presença de matéria orgânica, recentemente sedimentada no fundo e facilmente degradável, têm grande influência na taxa de libertação de NH_4 e NO_x dos sedimentos.

Apesar das taxas de decomposição de macrófitas serem mais lentas que as de fitoplâncton, nos lagos poucos profundos a circulação contínua facilita a exposição dos restos vegetais a águas ricas em oxigénio, acelerando a sua degradação, o que liberta nutrientes dissolvidos (Engel, 1985). Como a decomposição provoca a redução do oxigénio junto ao fundo, podem originar-se condições de anaerobiose. Se bem que as macrófitas de folhas flutuantes e submersas tenham taxas de decomposição relativamente rápidas, as macrófitas emergentes têm taxas de decomposição marcadamente reduzidas. Quando massas detriticas, formadas pelos tecidos em decomposição, atingem o sedimento, este ambiente de agregados rapidamente se torna anaeróbico e a taxa de decomposição decresce (Wetzel e Likens, 1991). Quando baixam as concentrações de oxigénio dissolvido, a libertação de fósforo dos sedimentos aumenta (Ravera, 1984), já que, deste modo, desenvolvem-se processos biogeoquímicos que resultam na alteração dos estados de oxidação do ferro e do manganês e, conseqüentemente, na libertação de fosfatos para a coluna de água (Brock, 1985). Nestas condições há carência de oxigénio para a oxidação do azoto e a sua libertação dos sedimentos reduz-se substancialmente (Van Luijn *et al.*, (1999).

A reciclagem interna de nutrientes constitui-se como um factor importante da produtividade fitoplanctónica. Gardner *et al.* (1998), concluíram que, apesar das baixas concentrações de azoto observadas na água, as elevadas taxas de reciclagem

interna de amônia, são um dos processos fundamentais de fornecimento de nutrientes, num lago tropical hipertrófico.

Estas evidências sugerem que, na Lagoa da Vela, os processos internos desempenhem um papel de relevo no balanço de nutrientes, durante o Verão. Resultado de um complexo conjunto de factores, entre os quais se destacam as condições favoráveis, por um lado, à ressuspensão de sedimento e à decomposição da matéria orgânica e, por outro, à formação de condições localizadas de baixos teores de oxigênio, é provável que as diferenças entre as concentrações de fósforo na água intersticial do sedimento e na água da lagoa, sejam suficientes para produzir um fluxo, deste elemento, do sedimento para a coluna de água. Este balanço positivo entre a libertação e a sedimentação de nutrientes, poderá explicar a manutenção de concentrações no período estival, que apesar de baixas, possibilitam o desenvolvimento de florescências de cianobactérias não fixadoras.

A sucessão de espécies na comunidade fitoplanctónica é considerada como um resultado combinado da competição pelos nutrientes e, também, da selectividade da herbivoria (Wetzel, 1993). A temperatura e a luminosidade também condicionam a presença e o desenvolvimento de cada espécie. Nos lagos eutróficos de zonas temperadas, as cianobactérias vêm substituir as populações de diatomáceas e de clorofíceas, quando os compostos de azoto se esgotam (Wetzel, 1993). Apesar das florescências de diatomáceas não serem muito comuns no Inverno, o Lago Müggelsee, em Berlim, pouco profundo, polimictico, eutrófico, é, à semelhança daquilo que acontece na Lagoa da Vela, caracterizado por densos e irregulares desenvolvimentos de cianofíceas (géneros *Microcystis*, *Aphanizomenon* e *Anabaena*), que dominam geralmente no Verão e Outono, e por florescências de diatomáceas solitárias centrais (como *Cyclotella radios*a e *C. meneghiniana*), no Inverno (Nixdorf e Hoeg, 1993).

Apesar de na Lagoa da Vela as concentrações de silicatos serem geralmente baixas, especialmente no Outono-Inverno (Barros, 1994), a existência, neste período, de azoto e fósforo dissolvidos, resulta na ocorrência de elevadas biomassas fitoplanctónicas, dominadas pela diatomácea *Cyclotella* sp.. Com o aumento da temperatura e a diminuição das concentrações de nutrientes, na Primavera a presença de diatomáceas diminui e as clorofíceas tornam-se abundantes. De facto, as diatomáceas têm o seu crescimento óptimo a temperaturas relativamente baixas, em situações de disponibilidade de nutrientes (Wetzel, 1993), mas de baixas concentrações de sílica (Goldman e Horne, 1983). Por exemplo, no Lago Biwa a concentração de silicatos é baixa durante a dominância de uma diatomácea (Miyajima *et al.*, 1995). Apesar da abundância de silicatos (sólidos) no sedimento, a concentração nunca atinge a saturação devido aos fenómenos de diluição, adsorção, assimilação e sedimentação. O destino das frústulas das diatomáceas determina a intensidade da contribuição destas algas na remoção de silicatos da água; algumas diatomáceas,

como *Cyclotella*, sofrem rápida dissolução na presença de bactérias hidrolíticas. Assim, a regeneração da sílica, ou seja, a libertação de sílica dos sedimentos e a dissolução das frústulas podem constituir importantes fontes de entrada de sílica na água dos lagos (Hurley *et al.*, 1985; Miyajima *et al.*, 1995).

Na Primavera, ao contrário do Verão, a herbivoria, pelo zooplâncton, sobrepõe-se à limitação pelos nutrientes. As espécies de fitoplâncton susceptíveis de herbivoria pelo zooplâncton tendem a ser mais comuns na Primavera e as mais resistentes no Verão. As alterações na composição do fitoplâncton podem resultar, precisamente, da forte herbivoria no final da Primavera, favorecendo o desenvolvimento das espécies mais resistentes no Verão. Deste modo, no período estival, as espécies menos edíveis ao aprisionarem os nutrientes, reduzem a capacidade de carga das espécies edíveis (Murdoch *et al.*, 1998). Na Lagoa da Vela, a flutuação sazonal de fitoplâncton parece indicar a predominância do cladóceros *Daphnia longispina* quando as criptófitas, diatomáceas e clorófitas dominam a comunidade fitoplanctónica e o predomínio de rotíferos e pequenos cladóceros, descritos como mais resistentes ou mesmo como podendo utilizar com sucesso as cianobactérias, quando aumenta a densidade destas na lagoa (Barros, 1994; Vasconcelos, 1990).

As cianobactérias coloniais dominam a comunidade fitoplanctónica de muitos lagos temperados durante o Verão e Outono. Na Lagoa da Vela, a densidade fitoplanctónica é máxima no Verão, devido ao acentuado crescimento de cianobactérias neste período, já verificado anteriormente por Barros (1994) e Vasconcelos (1990). O aumento da população de *Microcystis aeruginosa*, a espécie potencialmente tóxica responsável pela florescência no Verão de 1994 e que já se apresentara como dominante nalguns períodos do ano de 1992 (Barros, 1994), apesar de ser menos abundante no Verão de 1988 (Vasconcelos, 1990), coincidiu com o aumento da radiação e, sobretudo, da temperatura da água. O crescimento observado é similar ao apresentado por outras populações de *Microcystis* em lagos eutróficos de zonas temperadas (Zohary e Robarts, 1990). Durante a fase de maior desenvolvimento desta população, na Lagoa da Vela, o azoto e o fósforo encontravam-se pouco disponíveis e observavam-se os mais baixos valores da razão N:P. As cianobactérias crescem com razões N:P mais baixas do que o restante fitoplâncton, o que constitui uma vantagem competitiva para as cianobactérias não fixadoras de azoto atmosférico, em sistemas ou situações em que o azoto pode condicionar o crescimento do restante fitoplâncton. Fujimoto *et al.* (1997) confirmaram, em experiências de laboratório e observações de campo no Lago Kasumigaura, que *Microcystis aeruginosa* apresenta uma vantagem competitiva notória relativamente a outra cianobactéria, para condições de baixos valores da razão N:P (=11) e altas temperaturas (25°C). Suttle e

Harrison (1988) referem que o valor óptimo de razão N:P para *Microcystis* sp. é de sete.

Além disso, controlando a profundidade a que se encontram, através de mecanismos de regulação da flutuação (produção e colapso de vacúolos gasosos), as cianobactérias tornam o seu crescimento mais ou menos independente dos gradientes luminosos e da disponibilidade de luz em profundidade (Mur e Schreurs, 1995). Devido a esta capacidade, as cianobactérias tendem a formar massas superficiais que lhes conferem grande vantagem competitiva, pois provocam ensombramento nas restantes espécies. O factor dominante do sucesso de *M. aeruginosa* parece, aliás, ser a sua capacidade em permanecer nas zonas iluminadas à superfície (Humphries e Lyne, 1988), enquanto mantém baixas perdas por sedimentação (Okada e Aiba, 1983a) e por herbivoria (Harris, 1986). A formação de colónias (Zohary e Robarts, 1990) e a baixa edibilidade destas populações reduzem as perdas por herbivoria zooplanctónica, o que resulta em mais uma vantagem competitiva.

Uma análise baseada na relação N:P revela que, na Lagoa da Vela, o fósforo pode ser considerado o nutriente limitante durante quase todo o ano (razão N:P>12), excepto durante o Verão (razão N:P<5) e, também, nalguns meses de Inverno (razão N:P<30), alturas em que o azoto passa a estar menos disponível que o fósforo relativamente às necessidades globais do fitoplâncton. Esta condição é comum em climas temperados, quando o fósforo e a sílica estão presentes em quantidades relativamente elevadas devido à erosão natural ou à poluição (Goldman e Horne, 1983). Tradicionalmente considerado o elemento químico limitante do crescimento algal, o fósforo passou a estar disponível em maiores quantidades no meio aquático; em muitos lagos, o azoto desempenha agora o papel de elemento limitante da produção primária (Jørgensen, 1994). A análise da limitação pelo azoto e pelo fósforo parece suficiente para explicar a variação das populações que constituem a comunidade fitoplanctónica no ecossistema em estudo. O crescimento da diatomácea *Cyclotella*, durante o Inverno, parece ter sido mais condicionado pelo azoto que pelo fósforo, dada a redução drástica da razão N:P, para valores inferiores a 30, nos meses que se seguiram ao máximo da sua biomassa, altura em que as concentrações de ambos os nutrientes eram, ainda, relativamente elevadas. À semelhança do que acontece com a diatomácea *Cyclotella*, o crescimento de *Microcystis aeruginosa* na Lagoa da Vela parece ser limitado especialmente pelo azoto, pois nos meses de Verão a razão N:P atinge valores muito baixos.

Quanto aos restantes grupos taxonómicos, as criptofíceas desenvolveram-se no período de transição Inverno-Primavera, de fraca luminosidade e baixas temperaturas, como referido por Wetzel (1993), e, provavelmente, desapareceram devido à herbivoria selectiva (Harris, 1986). O desenvolvimento de espécies de Dinofíceas e Crisofíceas, pouco relevante na Lagoa da Vela, está associado a

concentrações relativamente baixas de nutrientes, já que estas microalgas são particularmente abundantes em águas oligotróficas (Likens, 1975). As euglenofíceas, características de ambientes muito produtivos e eutrofizados (Likens, 1975), não representam um grupo de abundância significativa na lagoa da Vela.

A comunidade fitoplanctônica é responsável pela quase totalidade da produtividade primária em lagos profundos. Nos lagos pouco profundos, que possuem uma elevada proporção de zona litoral colonizada por macrófitas, relativamente à zona pelágica, as macrófitas aquáticas produzem significativas quantidades de matéria orgânica (Ravera *et al.*, 1984). As macrófitas são responsáveis por mais de 70% da produção anual, nos lagos Marion, Lawrence, Char e em charcos do Ártico (Barko *et al.*, 1977).

As espécies de macrófitas dominantes na Lagoa da Vela têm tendência a aparecer em manchas, por vezes monoespecíficas, o que sugere que a área na qual uma espécie cresce é dificilmente colonizada por um potencial competidor, donde resulta a tendência para a formação de padrões de vegetação aquática em mosaico (Ravera *et al.*, 1984). Este tipo de distribuição espacial das macrófitas traduz--se, transversalmente, numa zonação que corresponde à zonação típica de um lago pouco profundo (Wetzel, 1993).

Cladium mariscus, uma das espécies mais abundantes neste ecossistema lacustre, apresentou a zonação típica de uma macrófita emersa (Wetzel, 1993). Desenvolvendo-se em solos saturados de água e/ou submersos, apresenta valores de abundância relativa máximos na zona litoral superior. O seu sistema radicular, com 20-30 cm de profundidade, permite-lhe estabelecer-se também na zona eulitoral (Fossati e Pautou, 1989). As plantas enraizadas não têm, geralmente, a necessidade de desenvolver mecanismos específicos para assegurar a nutrição, uma vez que estando fixas ao substrato podem absorver nutrientes dos sedimentos litorais e da coluna de água (Goldman e Horne, 1983).

Nymphaea alba, uma espécie anual com grande capacidade de crescimento e propagação em águas estagnadas ricas em nutrientes, aparece na forma de tapete contínuo, com elevados valores de biomassa na zona litoral média, junto à margem Oeste da Lagoa da Vela, sobretudo nas zonas mais abrigadas do vento. Por ser anual e pouco sujeita a herbivoria e não ser recolhida pelo Homem, contribui com elevadas cargas de matéria orgânica para o sedimento aquando do seu decaimento. As macrófitas de folhas flutuantes estão enraizadas nos sedimentos submersos na zona litoral média e flutuam livremente sobre ou dentro de água, estando geralmente restritas às zonas abrigadas, sem turbulência (Wetzel, 1993). A capacidade de flutuação constitui uma resposta adaptativa às variações do nível de água e à competição pela luz; possuem, também, vários mecanismos para assegurar a nutrição. *Utricularia* sp., por exemplo, é parcialmente heterotrófica, podendo alimentar-se de

organismos zooplanctónicos que captura dentro de pequenas vesículas unidas na base das folhas (Lacroix, 1992).

Myriophyllum sp. é geralmente considerado como planta submersa (Polunin, 1982), mas na Lagoa da Vela apresentou-se como uma macrófita fixa ao substrato, com folhas emersas e/ou flutuantes, aparecendo apenas na zona eulitoral e no litoral superior. As variações da sua abundância relativa sugerem uma relação directa com variação da profundidade da coluna de água ao longo do ciclo sazonal. Este facto deverá corresponder a uma adaptação ao habitat, pois *Myriophyllum* apresenta um polimorfismo acentuado das folhas, tendo capacidade para produzir rapidamente folhas flutuantes ou aéreas, consoante as circunstâncias (Wetzel, 1993).

Na Lagoa da Vela a biomassa de macrófitas aquáticas começa a aumentar na Primavera e atinge o seu máximo no Verão. Todas as espécies de macrófitas, na ausência de intervenção humana, crescem rapidamente durante a Primavera, alcançando o máximo de biomassa no Verão (Westlake, 1975). Os valores médios de biomassa registados no Verão de 1994, neste ecossistema, confirmam os anteriormente registados por Alface (1996), no Verão de 1993 e são da ordem de grandeza dos referidos por outros autores (Engel, 1987, 1988; Ravera *et al.*, 1984). Os elevados valores médios observados, devem-se a que as biomassas das zonas eulitoral e litoral superior são dominadas por espécies emersas, pois algumas plantas litorais batem todas as marcas de produtividade (Margalef, 1986). Em ecossistemas férteis, a região emergente da zona litoral apresenta os valores máximos de produtividade primária, enquanto a zona submersa regista os valores mínimos (Wetzel e Hough, 1973). Por exemplo, nos lagos duna adjacentes ao Lago Michigan, as macrófitas emergentes compreendem a quase totalidade da biomassa, enquanto as macrófitas submersas correspondem a uma pequeníssima parte do total (Barko *et al.*, 1977). A produtividade primária líquida anual, estimada na Lagoa da Vela, é característica de lagos e águas correntes, podendo ser comparável à produtividade média de uma pastagem das zonas temperadas (Lieth, 1975).

As plantas aquáticas além de conferirem estabilidade aos sedimentos, armazenam nutrientes, retardando a florescência de fitoplâncton (Engel, 1990b). As suas folhagens providenciam substrato para invertebrados, comida para aves aquáticas e abrigo para peixes juvenis e desovas. Também alguns animais, que são terrestres durante, pelo menos, parte da sua vida, procuram estas zonas litorais produtivas (Margalef, 1986).

Em 1993 foram identificadas 11 espécies de anfíbios e dez de répteis na zona das lagoas das Braças e da Vela (IAV, dados não publicados); algumas, espécies estritamente protegidas pela Convenção de Berna e outras de interesse comunitário, exigindo medidas de protecção rigorosas (Pereira, 1997). A comunidade piscícola da Lagoa da Vela é composta por oito espécies, quatro das quais nativas e as restantes

introduzidas. As espécies nativas têm baixo número de efectivos; o achigã (*Micropterus salmonoides*) é a espécie mais abundante, seguida da carpa (*Cyprinus carpio*), que se distribuem preferencialmente ao redor da zona litoral, onde a abundância de plantas aquáticas providencia alimento e abrigo (Ferreira, 1997). A distribuição das espécies está associada à ocorrência de determinadas manchas de vegetação, como sejam achigã e gambúzia às manchas de *Cladium mariscus*, onde abundam larvas de insectos que servem de alimento para estas espécies, e a verdemã (*Cobitis marocaana*), espécie piscícola com hábitos bênticos, à zona litoral média coberta por *Nymphaea alba*.

Na Lagoa da Vela, durante o Inverno, já foi registada a presença de patos-reais (*Anas platyrhynchos*), galinhas-de-água (*Gallinula chloropus*), negrinhas (*Aythya fuligula*), zorros-comuns (*A. ferina*), piadeiras (*Anas penelope*), patos trombeteiros (*A. clypeata*) e, especialmente, de galeirões (*Fulica atra*). Várias destas espécies têm estatuto de raras ou vulneráveis, de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados Portugueses; outras são consideradas como espécies de interesse comunitário. A Lagoa da Vela, apesar de ser muito procurada para a prática de actividades recreativas, o que reduz a suas potencialidades como local de passagem para espécies migratórias ou como habitat para espécies sedentárias, não deixa de ser um importante local de passagem e descanso de aves aquáticas (Pereira, 1997). Algumas manchas de vegetação aquática, como é o caso de *Cladium mariscus*, constituem locais de abrigo preferencial para espécies ornitológicas, nomeadamente para a nidificação dos galeirões.

As macrófitas impedem a passagem de luz e retardam os movimentos da água, originando gradientes verticais de temperatura. A sua respiração e fotossíntese causam flutuações diárias de pH, alcalinidade, concentração de oxigénio e dióxido de carbono dissolvidos (Engel, 1990a). Ocupando, sobretudo, a zona de interface entre a bacia de drenagem e o sistema aquático, a produtividade das macrófitas constitui uma das principais fontes de matéria orgânica na maioria dos lagos do mundo (Wetzel e Likens, 1991). Mas as plantas aquáticas, ao entrar em decomposição após a senescência e morte, contribuem, assim, para o enriquecimento nutritivo dos lagos, incrementando as taxas de sedimentação e acelerando o processo de sucessão ecológica dos sistemas lacustres (Ravera *et al.*, 1984). A elevada densidade de macrófitas pode, ainda, impedir alguns usos humanos dos ecossistemas lacustres, nomeadamente a navegação, a pesca e a natação.

As taxas de libertação e de retenção de nutrientes pelo zooplâncton e outros consumidores, podem afectar largamente a disponibilidade de nutrientes na água. Urabe *et al.* (1995) concluíram que, no Lago Biwa, o zooplâncton pode promover a limitação de fósforo ao fitoplâncton, fixando uma larga fracção deste na sua biomassa e reciclando uma quantidade significativa de azoto dissolvido. Vadstein *et al.* (1995)

estimaram que as taxas de libertação de fósforo de *Daphnia galeata* podem contribuir com quase um terço das necessidades de fósforo das algas e bactérias, num lago eutrófico. Persson (1997) calculou que o fósforo libertado pela comunidade ictiológica de um lago eutrófico pode ser da mesma magnitude das cargas externas e representar quase metade das cargas internas, sugerindo que esta pode constituir uma importante fonte de nutrientes para as algas. Não se sabe em que extensão a comunidade de consumidores afecta o balanço de nutrientes na Lagoa da Vela; o seu papel é, por certo, significativo e assume-se, neste trabalho, que o seu contributo, bem como o das macrófitas aquáticas, está incluído na variação sazonal das cargas internas globais (i.e. as cargas internas consideradas são o balanço líquido de todos os processos de troca de nutrientes entre o sedimento e a coluna de água, incluindo o balanço de componentes não explícitas no modelo).

De acordo com as categorias tróficas apresentadas pela O.C.D.E. (1982), os valores médios de clorofila *a*, de fósforo e a profundidade de visão do disco de Secchi, a Lagoa da Vela pode ser classificada como eutrófica. O intervalo de valores encontrados para a produção primária fitoplanctónica situa-se na gama dos lagos mesotróficos (Colinvaux, 1993); os valores obtidos do índice de estado trófico (TSI) situam-se a meio da escala proposta por Carlson (1977), o que corresponde ao limiar entre o estado mesotrófico e eutrófico. Outros indicadores biológicos de estado trófico confirmam o avançado estado trófico da Lagoa da Vela. Segundo Likens (1975), a dominância de cianofíceas caracteriza um sistema de água doce como eutrófico. Margalef (1983) realça que o género *Microcystis* é cosmopolita em águas doces muito nutritivas e classifica como eutrófico um lago temperado em que as comunidades de cianofíceas se alternem ao longo do ano com o desenvolvimento de comunidades de diatomáceas. A presença constante de cianofíceas, ao longo do ano, e o seu desenvolvimento acentuado no período Primavera-Verão, assim como a florescência de *Microcystis aeruginosa*, corroboram, pois, o avanço do estado de eutrofização da Lagoa da Vela. Mas a abundância relativamente baixa de euglenofíceas, características de ambientes muito produtivos e eutrofizados, parece indicar que este ecossistema não atingiu, ainda, um estado trófico muito avançado.

O intervalo em que se situam os valores da produtividade primária líquida de macrófitas da Lagoa da Vela é típico dos ecossistemas aquáticos férteis. *Nymphaea alba* (espécie abundante na Lagoa da Vela), *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor* e *Myriophyllum* sp. (comuns na lagoa) são descritas como tendo grandes exigências nutritivas e como características e abundantes em águas eutróficas (Schmider e Ottow, 1984). Muito tolerantes à contaminação orgânica, turvação e assoreamento, *Ceratophyllum*, *Myriophyllum* e *Potamogeton*, são os géneros mais comuns e abundantes na parte portuguesa do Rio Tejo (Ferreira e Carreiro, 1996). *Cladium mariscus*, muito abundante neste ecossistema lacustre, é uma espécie característica

de turfeiras e pântanos (Polunin, 1982). Na Lagoa da Vela, os bancos de *Cladium mariscus* apresentam evidentes sinais de acumulação de matéria orgânica e de retenção de sedimentos, o que deverá contribuir para a diminuição da profundidade da água e acelerar a evolução do ecossistema.

Nesta lagoa registou-se a presença de apenas três espécies de macrófitas submersas, que aparecem, sobretudo, juntas, numa mancha extensa ocupando a parte mais meridional da lagoa. As macrófitas submersas, que podem aparecer em todas as profundidades da zona eufótica, dominam os fundos dos lagos pouco profundos durante o Verão (Engel, 1990b). Vários estudos documentam a redução (ou eliminação) de macrófitas submersas em lagos que sofrem um aumento do seu estado trófico (Simons *et al.*, 1994; Brown, 1987; Ravera *et al.*, 1984).

Na comunidade zooplanctónica da Lagoa da Vela, os rotíferos (zooplanctontes de menores dimensões) constituem o grupo largamente dominante, registando-se, ainda, a presença de copépodes e cladóceros (Pereira, 1997; Barros, 1994; Rodrigues *et al.*, 1993; Vasconcelos, 1990). Esta maior representatividade dos rotíferos, situação característica dos sistemas eutrofizados, constitui mais uma indicação do avançado estado trófico da Lagoa da Vela. A abundância significativa de quironomídeos e a reduzida representação de oligoquetas na comunidade de macroinvertebrados bênticos, indicam um estado de eutrofização moderado (Pereira, 1997).

Em estudos anteriores a lagoa tinha sido classificada como eutrófica (Barros, 1994). Contudo, verificaram-se diferenças acentuadas em alguns parâmetros fundamentais, entre os resultados das campanhas de amostragem dos anos de 1988 (Vasconcelos, 1990), 1992/93 (Barros, 1994; Pereira, 1997) e 1993/95 (presente estudo). Nos meses húmidos de 1993/94 (Outubro de 1993 a Abril de 1994), tanto o azoto como o fósforo dissolvidos na água da lagoa apresentaram valores excepcionalmente elevados, quando comparados com o período correspondente em 1992/93 (Outubro de 1992 a Janeiro de 1993, e Fevereiro a Abril de 1992) ou mesmo com os meses húmidos do final do ano de 1994 e início de 1995 (Outubro de 1994 a Janeiro de 1995). Do mesmo modo, a Clorofila *a* e a densidade fitoplanctónica atingiram concentrações excepcionalmente elevadas no Inverno de 1993/94. Mesmo no Verão de 1994, o azoto e o fósforo dissolvidos, bem como a Clorofila *a* e a densidade fitoplanctónica atingiram valores mais elevados que os observadas por Barros (1994) e Vasconcelos (1990) no mesmo período do ano, apesar das diferenças interanuais não serem tão acentuadas no Verão como no Inverno.

Duas razões parecem explicar este incremento do estado nutricional do sistema lacustre no ano hidrológico a que se reporta o presente estudo. Por um lado, quando se iniciou o período húmido, a lavagem dos solos das zonas da bacia drenante afectadas pelo incêndio que teve lugar no Verão de 1993 (imediatamente antes do início da campanha de amostragem), terá, certamente, arrastado maior quantidade de

lixiviados (nutrientes inorgânicos) no escoamento superficial e subterrâneo que nos anos precedentes. Por outro lado, o ano hidrológico de 1993/94 foi um ano húmido, que se seguiu a um ciclo de anos secos. A maior quantidade de precipitação já seria, por si só, suficiente para se verificar uma lavagem mais eficiente dos solos da bacia drenante que justificasse uma subida nos teores de nutrientes transportados para a lagoa. Mas a maior disponibilidade de elementos minerais, em formas facilmente solúveis, resultantes da acção do fogo, conjugada com a ocorrência de precipitação abundante, parece justificar a brusca subida do estado nutritivo da Lagoa da Vela durante o ano de 1993/94. A diminuição relativa das concentrações (nutrientes e clorofila) no Outono e Inverno do ano seguinte, vêm aliás comprovar o efeito que o fogo teve na dinâmica deste ecossistema. Alterações naturais na vegetação da bacia de drenagem, originadas por fogos, resultam, normalmente, num aumento de nitratos na água (Goldman e Horne, 1983).

CAPÍTULO 8. SÍNTESE E PROPOSTAS

8.1. O SISTEMA “LAGOA DA VELA E RESPECTIVA BACIA DRENANTE”

A Lagoa da Vela, situada nas areias litorais da região centro do país, na zona de interface entre as dunas de Quiaios e a planície gandarense, pode ser definida como pequeno lago natural, pouco profundo (profundidade média de cerca de um metro e profundidade máxima de 2,5 metros), que se encontra em continuidade hidráulica com o aquífero freático local.

As areias que rodeiam a Lagoa da Vela dão origem a solos evoluídos, que apresentam um horizonte iluvial espesso, de acumulação de matéria orgânica e sesquióxidos, situado a baixa profundidade. Por esse motivo, apresentam elevado grau de saturação em água, já que esta surraipa espessa funciona como aquífero, ou seja, como camada impermeável ou semi-permeável que separa o aquífero freático, que se desenvolve nas areias superficiais, do aquífero semi-confinado, que se desenvolve nas areias e cascalheiras mais profundas. A recarga do aquífero freático tem origem exclusiva na precipitação atmosférica, que cai directamente sobre a superfície e se infiltra rapidamente nos solos muito permeáveis.

Como o lençol freático tem uma geometria espacial muito semelhante à do relevo superficial, na bacia drenante da Lagoa da Vela as linhas de separação freática e topográfica aparentam ser globalmente coincidentes, apesar das diferenças pouco pronunciadas que possam existir, especialmente no período de estiagem. A existência de um gradiente de pressão hidráulica permanente, mas de baixo valor, dada a configuração semi-horizontal da superfície freática, faz com que o aquífero local se encontre em equilíbrio hidroestático com a lagoa. Dada a elevada taxa de infiltração dos solos arenosos, e a tendência, no período húmido, para o solo ficar muito saturado em água, devido à existência da camada semi-impermeável, situada a baixa profundidade no sub-solo, o escoamento transportado pela rede de drenagem superficial resulta, essencialmente, do excesso de água armazenado nas camadas superficiais do solo. O aquífero freático descarrega, assim, para a lagoa, directamente, através do fluxo subterrâneo, e, indirectamente, através da rede hidrográfica.

Numa análise dinâmica do balanço hídrico, verifica-se que, durante o período húmido, recarregado o aquífero, a rede hidrográfica contribui para o rápido enchimento da lagoa. Esta, por sua vez, alimenta uma vala de drenagem que, através de uma rede de afluentes, encaminha o excesso de água, acumulado na bacia, até ao Rio Mondego. Com o aproximar do Verão, quando a precipitação se torna mais escassa e a evaporação e evapotranspiração mais acentuadas, vai-se dando o rebaixamento do nível freático e da lagoa. O tempo médio de retenção da água na Lagoa da Vela é

relativamente baixo, ou seja, a água parece renovar-se três a quatro vezes por ano, enquanto o tempo de residência da água no aquífero é de quase oito anos.

Toda a bacia drenante da Lagoa da Vela tem uso rural do solo, distribuído entre a ocupação florestal-natural na vertente dunar Oeste, onde dominam os matos, por vezes sob um coberto de pinheiro bravo, e a ocupação agrícola nas vertentes Este e Norte. Nestas áreas de uso agrícola, a habitação dispersa-se em pequenos núcleos e associa-se à criação de gado bovino, geralmente em estábulos familiares. Nos campos agrícolas pratica-se uma agricultura de regadio (essencialmente, o milho e as forragens), com recurso à adubação orgânica e mineral, aplicadas ao solo em duas épocas do ano. A primeira coincide com a época húmida (Outono - Inverno), a segunda tem lugar nos finais da Primavera, altura em que também é frequente a ocorrência de precipitação.

Como não existe rede de saneamento básico, considera-se que as fontes de poluição, nesta bacia, são, essencialmente de natureza difusa. Os campos agrícolas funcionam como fontes difusas intermitentes, pois quando há recarga do aquífero, na sequência das chuvadas, a lixiviação e lavagem do solo são intensas, e a quantidade de poluentes arrastada para o aquífero e para as linhas de água é elevada, especialmente nos períodos de adubação das culturas. As fossas sépticas, as pilhas de estrume e os estábulos, dispersos pela bacia, funcionam como fontes difusas contínuas, pois os efluentes infiltram-se continuamente no solo e acabam por atingir a toalha freática. O seu efeito é mais acentuado no período húmido, não só porque o transporte de poluentes é facilitado pela queda de precipitação, como, também, porque a toalha freática se situa a muito baixa profundidade, no sub-solo. Em profundidade, as respectivas plumas poluentes dispersam-se, devido ao efeito da componente horizontal do fluxo subterrâneo, e sobrepõem-se, resultando em valores excepcionalmente elevados de nutrientes na água, em especial nas zonas topograficamente mais baixas e durante o período húmido do ano. O grau de contaminação do aquífero local, por exemplo em nitratos, é muito alto (concentrações muitas vezes superiores aos valores máximos admissíveis nas águas para consumo humano, segundo a legislação portuguesa). Durante o Verão, o grau de contaminação do aquífero é mais baixo, mas os teores de azoto e fósforo inorgânicos mantêm-se elevados nos poços situados em zonas de uso agrícola, especialmente nas proximidades de casas e estábulos.

Factores de ordem climática, pedológica e humana (agronómica) contribuem para o elevado grau de contaminação da água nesta bacia hidrográfica. Como os solos arenosos são muito permeáveis, a qualidade da água apresenta uma importante oscilação sazonal, relacionada não só com a variação da precipitação, mas também com as práticas culturais (épocas de adubação). Assim, no Inverno, o escoamento superficial arrasta grandes quantidades de nutrientes para a depressão lacustre e o

fluxo subterrâneo é muito contaminado. Apesar de contínuo, este escoamento contribui pouco para a carga externa de nutrientes. As zonas de mato e pinhal são pouco relevantes como fontes de poluição. Representam baixas taxas de exportação de nutrientes para a lagoa, ao contrário das zonas da bacia com ocupação agrícola, que apresentam elevadas taxas de exportação de nutrientes. As fontes atmosféricas desempenham, também, um papel muito importante, ao longo de todo o ano, no balanço de nutrientes, neste ecossistema lacustre, especialmente no que se refere ao azoto. As cargas totais de azoto e fósforo, de origem externa, estimadas para a Lagoa da Vela, são típicas de lagos eutróficos.

Na Lagoa da Vela, o azoto e fósforo inorgânicos dissolvidos apresentam uma flutuação sazonal semelhante. Durante o Outono e Inverno, as concentrações são muito elevadas, pois o escoamento originado na bacia drenante transporta, para a lagoa, grande quantidade de nutrientes. Com o aumento da actividade fotossintética e, conseqüentemente, da assimilação, a partir da Primavera a concentração de nutrientes reduz-se progressivamente, até atingir valores muito baixos durante o Verão. No período estival, a deposição seca, no que se refere especialmente ao azoto, e a existência de cargas internas, no caso do fósforo, justificam que os níveis de nutrientes não atinjam a depleção.

As cargas internas de fósforo parecem desempenhar um importante papel no balanço de nutrientes durante o período de Verão. Resultado de um complexo conjunto de factores, onde se destacam as condições favoráveis, por um lado, à ressuspensão de sedimento, pelo vento e devido à presença de utentes, e à decomposição da matéria orgânica e, por outro, à formação de condições localizadas de baixos teores de oxigénio, é provável que as diferenças entre as concentrações de nutrientes na água intersticial do sedimento e na água da lagoa, sejam suficientes para produzir um fluxo significativo de nutrientes do sedimento para a coluna de água, durante o Verão. Este balanço positivo, entre a libertação e a sedimentação de nutrientes, poderá explicar a manutenção de concentrações que, apesar de baixas, possibilitam o desenvolvimento de florescências estivais de cianobactérias não fixadoras.

Dois florescências caracterizam a dinâmica da comunidade algal da Lagoa da Vela - a cianofíceia colonial, potencialmente tóxica, *Microcystis aeruginosa*, no Verão, e a diatomácea solitária central *Cyclotella* sp., no Inverno, quando há grande abundância de azoto e fósforo dissolvidos. No que se refere aos nutrientes, a análise da limitação pelo azoto e pelo fósforo parece ser suficiente para explicar a variação destas populações. O crescimento da diatomácea *Cyclotella* parece ter sido mais condicionado pelo azoto que pelo fósforo; o crescimento de *Microcystis* também parece ser limitado pelo azoto.

A Lagoa da Vela apresenta sempre temperaturas amenas em toda a coluna de água. Dadas a baixa profundidade e os ventos frequentes, pode considerar-se, por simplificação, que, na Lagoa da Vela, não há estratificação térmica, tratando-se de um sistema lacustre polimíctico, com mistura completa e circulação geral durante todo o ano. Apesar disso, podem ser identificadas algumas situações que traduzem um certo grau de estratificação. Por exemplo, a penetração da luz na coluna de água, traduzida pela profundidade de visão do disco de Secchi e pelo coeficiente de extinção da luz, apresenta diferenças entre os sectores Norte-centro e Sul da lagoa.

A baixa transparência da água, observada nos meses de Verão, poderá ser explicada pelo ensombreamento causado pela cianofícea colonial *Microcystis aeruginosa* e pela proximidade do fundo, que resulta em importante ressuspensão de sedimentos devido à acção do vento e à presença de utentes. Estes factores parecem contribuir fortemente para a ressuspensão do sedimento na lagoa e, deste modo, para reduzir a capacidade de penetração da luz no período estival. Também as macrófitas aquáticas interferem com a penetração da luz na coluna de água.

As macrófitas na Lagoa da Vela têm tendência a aparecer em manchas e a apresentar uma zonação perpendicular à linha de costa, que corresponde à zonação típica de um lago pouco profundo. Na zona de interface do sistema aquático com a bacia terrestre, a zona litoral superior, *Cladium mariscus*, uma das espécies mais abundantes neste ecossistema lacustre, apresenta valores de abundância relativa máximos. Entre a Primavera e o final do Verão, *Nymphaea alba* aparece na forma de tapete, quase contínuo, numa faixa de largura variável, na zona litoral média do lado Oeste. *N. alba* apresenta elevados valores de biomassa, especialmente nalguns recantos, abrigados do vento, que a margem da lagoa descreve. Na parte Sul, uma mancha de macrófitas submersas desenvolve-se durante o Verão, cobrindo praticamente toda a extensão entre as margens Este e Oeste. Há, ainda, a referir a presença de algumas infestantes, para além de *N. alba*, como *Myriophyllum* e *Azolla*, que tendem, também, a formar manchas monoespecíficas, muito densas, mas mais confinadas. Algumas das manchas de vegetação constituem locais de abrigo preferencial para espécies ictiológicas e ornitológicas que povoam este ecossistema lacustre.

A Lagoa da Vela parece ser um lago bem oxigenado todo o ano e em toda a sua extensão. A actividade fotossintética produz importantes quantidades de oxigénio; a baixa profundidade e a circulação provocada pelo vento facilitam as transferências de oxigénio da atmosfera e a mistura da massa de água. Pequenas quantidades de oxigénio são, geralmente, consumidas na degradação da matéria orgânica; contudo, estes valores tornam-se mais significativos nos meados do Verão. Assim, neste período, junto ao fundo, nalguns sectores mais ricos em matéria orgânica, há condições potenciais para se atingirem valores muito baixos de oxigénio dissolvido,

que facilitam a libertação de fósforo dos sedimentos. Também a coluna de água situada sob as manchas de macrófitas de folhas flutuantes (nenúfares), poderá apresentar forte oscilação da concentração em oxigénio entre o dia e a noite, já que estas apresentam elevadas coberturas superficiais e ocupam os cantos mais abrigados do efeito de mistura do vento.

A Lagoa da Vela pode ser classificada como eutrófica, segundo vários indicadores físico-químicos e biológicos, como sejam a concentração de fósforo e azoto, a dominância de cianofíceas na comunidade fitoplanctónica, presença ou a abundância relativa de *Nymphaea alba*, *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor* e *Myriophyllum sp.* e a baixa representatividade de macrófitas submersas. Espumas algais são observadas, frequentemente, junto às margens, bem como massas envelhecidas, depositadas nos locais mais abrigados do vento.

8.2. EVOLUÇÃO HISTÓRICA DO SISTEMA

Nos últimos séculos, a intensificação e generalização da intervenção humana transformou muito a paisagem portuguesa. Através das modificações da cobertura vegetal, o Homem dos últimos milénios alterou o ambiente, modificando os ritmos e modalidades de escoamento, a erosão e sedimentação, a pedogénese e, até, os microclimas locais (Daveau, 1980).

A estrutura da paisagem, uma importante componente da nossa identidade cultural, é função do seu passado. As cartas ou mapas são, actualmente, um instrumento natural em planeamento ambiental e estudo da paisagem. O conhecimento da evolução da paisagem, a descrição das paisagens históricas, pode ser de enorme valor para uma diversidade de investigadores e gestores. Desde sempre a cartografia se debateu com a dificuldade de captar as alterações observadas no mundo real e de representar paisagens que já não existem. A interpretação de mapas históricos pode levar à criação de modelos históricos da paisagem. A análise de séries temporais, pode ser utilizada na visualização e avaliação das mudanças que ocorrem ao longo do tempo. Outras fontes podem ser utilizadas para obter informação de pormenor, de detalhes do aspecto das paisagens em tempos passados, não possíveis de extrair da cartografia. Os documentos históricos, descritivos, por exemplo, podem desempenhar esse papel. A classificação temática, efectuada com o objectivo de obter mapas temáticos, cria possibilidades de modelação e simulação histórica da paisagem (Bengtsson e Ene, 1995).

O SIGVela, plataforma georeferenciada desenvolvida para o caso de estudo, contém, para além da cartografia actualizada dos usos do solo e de outras características com resolução espacial, na bacia drenante da Lagoa da Vela, também

cartografia temática histórica dos usos do solo nesta bacia, baseada na interpretação de mapas históricos e de fotografias aéreas. A análise temporal diz respeito ao período compreendido entre os meados do século XIX e os finais do século XX (baseados na carta de 1866 e nas fotografias aéreas dos anos de 1965 e de 1996) (Figura 8.1). A descrição da evolução histórica da paisagem que rodeia o sistema lacustre, foi complementada com informação retirada de bibliografia diversa (Oliveira *et al.*, 1990; Cravidão, 1988; Freitas, 1940).

O abandono humano desta zona, até muito recentemente, é evidenciado pela ausência de cartografia até ao século XIX, apesar da zona se situar entre dois locais importantes do ponto de vista geográfico e estratégico, e, por esse motivo, desde muito cedo cartografadas às mais diversas escalas - a Ria de Aveiro ou estuário do Rio Vouga e o estuário e Cabo do Mondego (I.G.C., 1969). Nesta região, há indícios de uma presença humana já muito antiga. Instrumentos do Paleolítico antigo, médio e superior, foram encontrados em algumas localidades próximas e, entre Quiaios e o mar, foram descobertos vestígios de monumentos megalíticos do Pós-Paleolítico (Barbosa *et al.*, 1988). Quiaios é um lugar conhecido desde o século IX, cujo aparecimento e desenvolvimento parecem estar ligados à actividade piscatória. Contudo, um vasto matagal, muito rico em animais selvagens, seria o aspecto desta paisagem, entre os Rio Vouga e Rio Mondego, até ao final da idade média. Há indícios de que, só no século XVIII, a ocupação humana se estendeu até à faixa arenosa entre Quiaios e Mira (Cravidão, 1988).

Nos meados do século XIX, as áreas agrícolas ocupavam menos de 20% da superfície da bacia drenante da Lagoa da Vela; rodeados de pinhal, correspondiam a três faixas dispostas ao longo de três estradas principais, que atravessavam a vertente Este, longitudinalmente. As habitações, agrupadas à volta destas estradas, em núcleos de reduzidas dimensões, ocupavam apenas 1,5% da área total. Os matos, provavelmente do mesmo tipo de matagais litorais da idade média, dominavam a paisagem (cerca de 50% da área total da bacia), ladeando a lagoa, e estendendo-se por toda a vertente dunar Oeste (Figura 8.1 e Tabela 8.1). A presença humana era ainda, relativamente pouco marcante.

O pinhal e os matos eram um recurso importante para as populações locais. No Auto de Inquérito do Pinhal de Quiaios, lavrado na Administração do Conselho da Figueira da Foz, a 28 de Março de 1926, pode ler-se que “ ... ao povo de Quiaios lhe seja permitido a apanha de caruma ou agulha dos pinheiros, lenhas mortas e pinhas secas, um dia em cada semana, bem como a fruta das camarinheiras, quando madura e em seu tempo ... de limo e peixe nas lagôas das Braças e Vela, como até agora tem sido uso e costume.” Com o objectivo de fixar as areias, que se movimentavam lentamente para o interior avançando sobre os campos de cultivo, em 1926 tiveram início os trabalhos de fixação das Dunas de Quiaios, com sementeiras de pinheiros,

que foram concluídos em 1940 (Freitas, 1940). Foi, nesse período, construída uma estrada florestal, praticamente paralela à actual margem Oeste da Lagoa da Vela e situada a poucos metros de distância.

A cartografia de 1965, revela, assim, uma alteração drástica na paisagem, dos meados do século XIX para os meados do século XX. Por um lado, regista-se uma redução da área da lagoa e da sua configuração. As diferenças de escala, não se afiguram suficientes para explicar a diferença registada. Aliás, a rede hidrográfica também deve ter sofrido alterações de percurso, pois na carta de 1866, a Vala da Lavadia, que drena a Lagoa das Braças, ligava-se à Vala do Zurrão, para descarregarem no Rio Mondego. As cartas mais recentes e as fotografias de 1965, mostram a Vala da Lavadia a descarregar para Oeste, atravessando o campo dunar, em direcção ao oceano Atlântico. É, por outro lado, evidente, a evolução observada no padrão de ocupação do solo. A rede de estradas adensou-se e as áreas habitacionais cresceram consideravelmente. A área ocupada pelos campos agrícolas duplicou. Confinando com a lagoa, estes estendem-se por quase toda a vertente Este e Norte da bacia (36% da área total), à custa da regressão das zonas de pinhal e mato. Na vertente dunar Oeste, os matos deram lugar ao pinhal, razão pela qual este ocupava, em 1965, metade (51%) da superfície total desta bacia drenante (Figura 8.1 e Tabela 8.1).

Tabela 8.1 - Áreas de ocupação dos diversos usos do solo, na bacia drenante da Lagoa da Vela, em 1866, 1965 e 1996.

Ano	1866		1965		1996	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Ocupação do solo						
matos	506	49	42	4	292	27
floresta	275	25	545	51	295	28
agricultura	174	17	376	36	364	36
zonas habitacionais	16	1,5	26	2,3	34	3,3
lagoa	75	7,5	70	6,7	70	6,7

De então para cá, a mancha agrícola não aumentou, mas a rede viária e a área residencial continuaram a crescer. A área de ocupação de pinhal regrediu, substancialmente, dos meados para o final do século XX (de 51% da área total, em 1965, para 28%, em 1996), como consequência do incêndio florestal de 1993. Os matos dunares recuperaram, em parte, o seu espaço nesta paisagem. Proliferam, agora, na vertente Oeste da bacia, passando de 4% da área total, em 1965, para 27%, em 1996 (Figura 8.1 e Tabela 8.1).

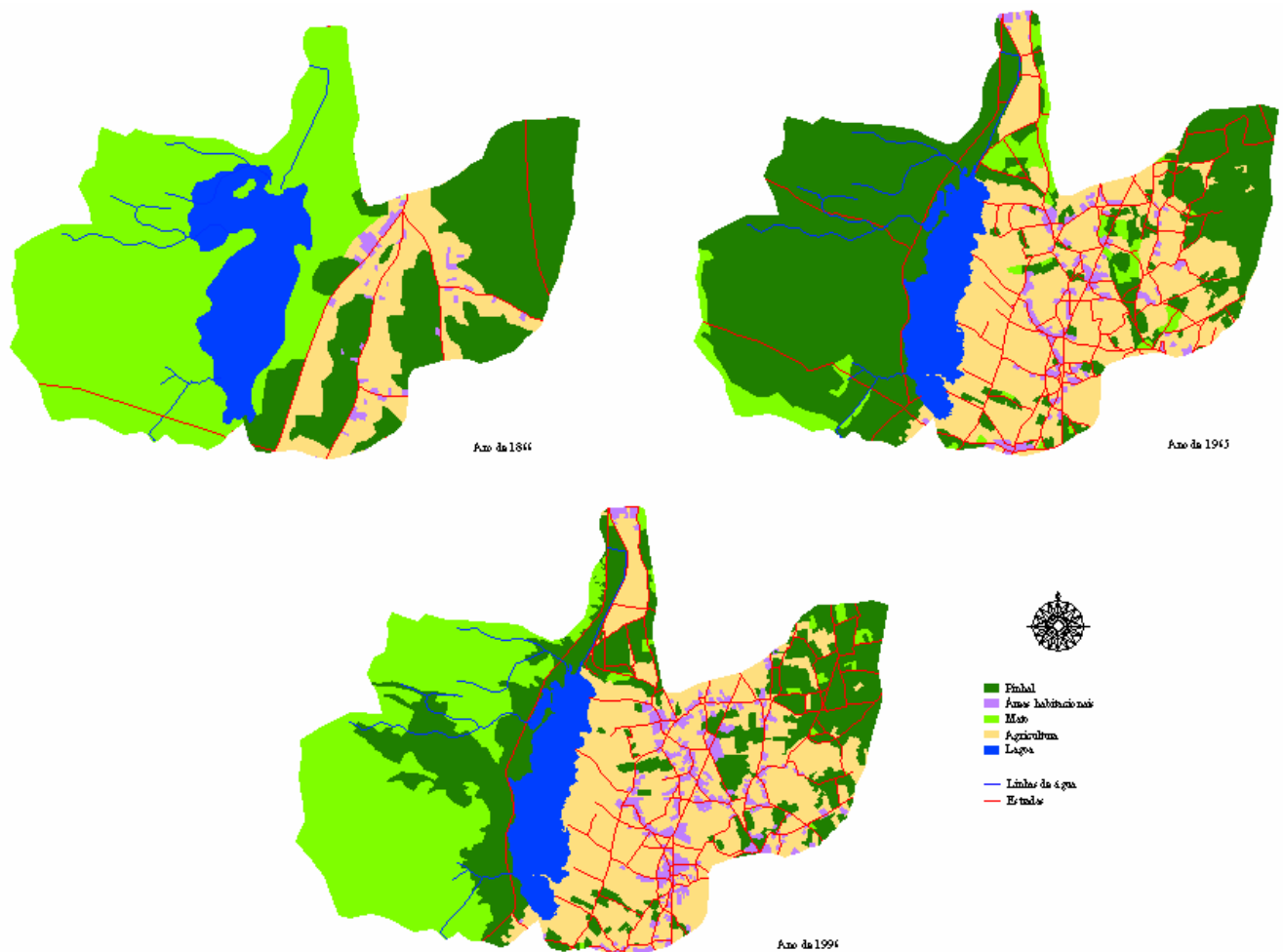


Figura 8.1 - Evolução da paisagem, na bacia drenante da Lagoa da Vela, entre meados do século XIX e finais do século XX (cartografia temática georeferenciada no SIGVela; Fontes: Carta militar de 1866; fotografias aéreas de 1965; fotografias aéreas de 1996).

A actividade agrícola, no século XIX, era a ocupação fundamental da população da Gândara. Os lavradores (15%) possuíam geralmente uma junta de vacas, que alugavam para lavrar a terra. Por volta de 1960, esta situação mantinha-se semelhante, tendo a actividade agrícola diminuído de importância nos anos 70 e 80 (Cravidão, 1988). Apesar de não haver referências quantitativas credíveis, de indicadores de estado trófico, para estas lagoas, anteriores a 1988, a análise da evolução dos usos do solo na bacia drenante da Lagoa da Vela, indicia, claramente, que, no século XIX, a lagoa ainda se encontrava relativamente protegida dos efeitos da ocupação humana. Tudo leva a crer que, na Idade Média, quando estes areais eram extensos matagais, as lagoas de Quiaios seriam pequenos lagos dunares oligotróficos. Cravidão (1988) transcreve um excerto de um documento da Idade Média onde se proíbe, às populações, a pesca de trutas, na Lagoa de Mira, que estava incluída numa extensa área de coutadas religiosas e da coroa. Esta referência sugere uma elevada

qualidade da água e um baixo estado trófico. As restantes lagoas da região, como sejam as lagoas de Quiaios, localizadas em sítios, nesses tempos, ainda mais isolados, deveriam encontrar-se num estado evolutivo muito precoce, quando, no século XVIII, este espaço começa a ser progressivamente ocupado pelo Homem.

Entre o século XIX e os meados do século XX, observou-se um crescimento evidente das fontes poluentes (zonas habitacionais, campos agrícolas e estradas). Contudo, o solo era, até essa altura, fertilizado à custa da camada orgânica e da manta viva dos pinhais, do pilado, dos moliços das lagoas e dos estrumes (Freitas, 1940). A pesca do caranguejo (pilado) e a apanha de algas e plantas aquáticas (moliço), eram importantes fainas nesta região e com eles se conseguia um maior volume de fertilizante, misturando-o com estrume e mato (Oliveira *et al.*, 1990). As cargas externas ter-se-ão mantido relativamente baixas. As taxas de exportação de nutrientes em áreas de agricultura do tipo da que se praticava até então nestas extensões arenosas, não são tão elevadas como as observadas nas zonas de agricultura intensiva. Também o efeito dos resíduos (excreta) humanos e animais seria menos intenso, dado o povoamento ser, até então, mais disperso e menos denso.

Não existem estudos sistemáticos, anteriores a 1988, sobre o estado destes ecossistemas lacustres. Contudo, na Primavera de 1960, a Lagoa da Vela foi incluída num estudo sobre o fitoplâncton de várias massas de água portuguesas. A comunidade fitoplanctónica era dominada pelas clorofíceas e criptofíceas, e as cianobactérias tinham uma expressão quase insignificante, em termos de biomassa total (Nauwerck, 1962). Apesar de se tratar de um estudo pontual, os resultados apresentados indicam que a lagoa se encontraria já no limiar da mesotrofia (valores baixos de biomassa, mas presença de cianobactérias).

À excepção dos estrumes que, ainda hoje, constituem uma importante fonte de adubação dos terrenos agrícolas, as restantes práticas agrícolas foram sendo progressivamente abandonadas, desde os meados do século XX. Generalizou-se o uso de adubos químicos, facilmente lixiviados e arrastados no escoamento, que conduziu ao aumento das cargas nutrientes transportadas para as lagoas. É, pois, provável que se tenha registado um aumento da produtividade e biomassa das plantas aquáticas, sobretudo após a introdução de espécies exóticas, que se crê ter ocorrido, também, por volta de 1950-60. A colheita regular de plantas, antes praticada, era um processo de remoção de, pelo menos, parte do excesso de nutrientes originado pela actividade agrícola, sob a forma de matéria orgânica. O abandono desta prática, conjugado com o aumento das cargas poluentes, sujeitou, estes sistemas lacustres, ao progressivo aumento do estado nutritivo e da matéria orgânica interna. Reforça-se, deste modo, a ideia de que a intensificação da agricultura, aliada ao crescimento demográfico e ao incremento da produção animal, é a causa fundamental da aceleração da eutrofização nas Lagoas de Quiaios.

Para além destes aspectos, também a introdução de espécies de peixes de interesse comercial nas lagoas, com o objectivo de sustentar a pesca desportiva, pode considerar-se mais um factor que tem contribuído para a evolução do estado trófico. As grandes quantidades de engodo utilizadas na pesca incrementam o teor total de matéria orgânica do sistema. A própria presença humana (pescadores e outros utentes) induz a remobilização da camada mais superficial de sedimentos, incrementando as trocas de nutrientes com a coluna de água.

Actualmente, os níveis de clorofila *a* são, em geral, elevada nestes sistemas lacustres. A transparência da água tem mostrado tendência para diminuir. A profundidade de visão do disco de Secchi, observada no Verão de 1988 (valores superiores a 1 m) só é alcançada, nos anos seguintes (1992, 1993 e 1994), nos meses de Inverno. A condutividade é sempre elevada, mas também mostra tendência a aumentar, neste período. Passou-se de valores de 360-400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no Verão de 1988 (Vasconcelos, 1990), para valores sempre superiores a 600-700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em 1993/95.

Os valores do índice de estado trófico, estimado com base nas concentrações em Clorofila *a* e profundidade de visão do disco de Secchi (Carlson, 1977), indicam uma tendência, aparentemente suave, para aumentarem ao longo do tempo. De valores que permitiriam situar a lagoa a cerca de meio da escala (limiar da mesotrofia e da eutrofia), em 1988, o índice sobe para intervalos de valor situados, claramente, na zona da eutrofia, nos anos 90 (Figura 8.2).

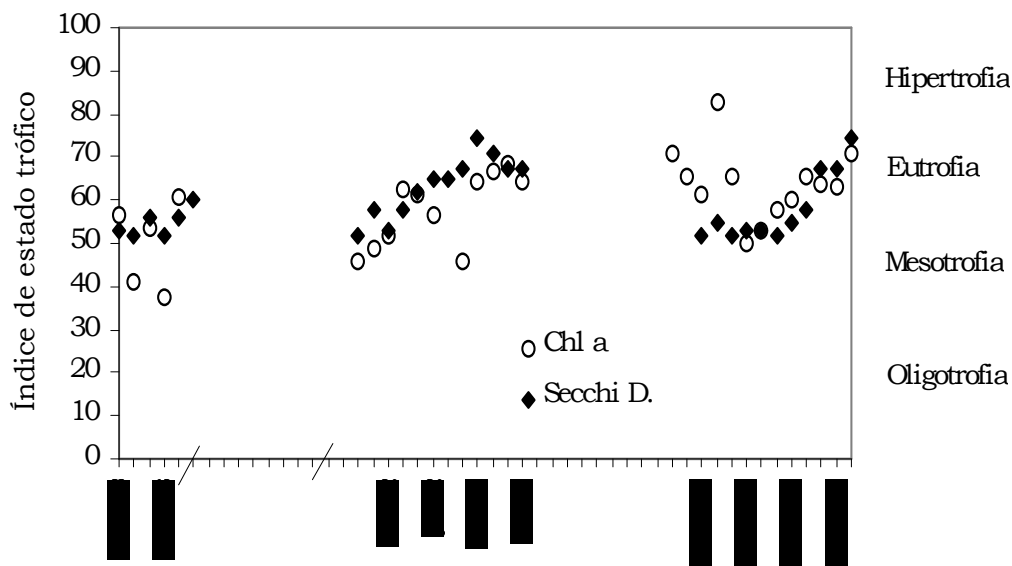


Figura 8.2 - Evolução do índice de estado trófico, na Lagoa da Vela, entre 1988 e 1994 (Fontes dos dados: Vasconcelos, 1990; Barros, 1994; presente estudo).

No ano a que se refere o presente estudo (1993/94), observaram-se diferenças acentuadas, nalguns parâmetros físico-químicos e biológicos, na Lagoa da Vela, relativamente aos resultados das campanhas de amostragem anteriormente realizadas neste ecossistema. As concentrações em azoto e fósforo inorgânicos dissolvidos, a Clorofila *a* e a densidade fitoplanctónica atingiram concentrações excepcionalmente elevadas no Inverno de 1993/94. A dominância de *Microcystis aeruginosa*, na comunidade de cianobactérias, parece ter-se acentuado. Duas razões podem estar na origem deste incremento do estado nutricional do sistema lacustre: o incêndio do Verão de 1993, do qual terá resultado maior quantidade de lixiviados nos escoamentos superficial e subterrâneo que atingem a lagoa, associada à maior quantidade de precipitação caída durante o ano hidrológico de 1993/94, relativamente ao período seco anteriormente observado.

Espumas e massas algais envelhecidas continuam a ser observadas, nas zonas abrigadas da margem da Lagoa da Vela, no Verão e Outono. Alergias e dermatites parecem ser os sintomas mais frequentes associadas ao contacto humano com estas águas. Curiosamente, os habitantes locais dizem que " .. noutros tempos, estas águas eram tão boas, que vinham as pessoas a banhos, para curar doenças de pele ."

8.3. SIMULAÇÕES E PROPOSTAS DE GESTÃO

O enriquecimento dos lagos em nutrientes e o aumento da sua produtividade, processo natural de evolução dos lagos, está a ser, um pouco por todo o mundo, acelerado devido à pressão antropogénica (eutrofização cultural), especialmente em sistemas lacustres pouco profundos (Gleick, 1993; Brock, 1985; O.C.D.E., 1982 e Rast e Lee, 1978), como é o caso das Lagoas de Quiaios. Apesar de constituir um síndrome da sociedade moderna, a eutrofização acelerada é um problema muito antigo. Por exemplo, Moss (1996) refere que, já no tempo do Império Romano, a desflorestação parece ter contribuído para o desenvolvimento excessivo de microalgas no Lago Monterosi, quando, no ano de 171 A.C., o Consul Lucius Cassius Longinius mandou construir uma estrada de saída da cidade de Roma.

As florescências de cianofíceas não são, portanto, um fenómeno novo (Belov, 1998). Mas, dado que as cianobactérias, que tendem a dominar as florescências estivais nos lagos pouco profundos eutróficos, podem produzir hepatotoxinas e neurotoxinas, ambas potencialmente fatais (Carmichael, 1994), a importância das implicações, da eutrofização, para a saúde pública e para o ecossistema, são elevadas. A presença de cianobactérias nas águas de abastecimento faz aumentar os custos de exploração e diminuir a qualidade da água tratada (Rodrigues *et al.*, 1997). A ingestão ou o contacto directo com águas onde tenham ocorrido florescências, ou,

indirectamente, a ingestão de organismos intoxicados, podem resultar em graves prejuízos para a saúde pública (Vasconcelos, 1990).

Tendo em conta, especialmente, a possibilidade de ocorrência de florescências de cianobactérias, no período estival, efectuaram-se simulações, usando o modelo matemático calibrado para o caso de estudo da Lagoa da Vela. Fizeram-se variar as intensidades das forças externas, actuantes no ecossistema lacustre e observaram-se os respectivos efeitos no comportamento dinâmico, ao longo do ciclo anual, das seguintes variáveis do ecossistema: concentração de azoto e fósforo inorgânico dissolvidos e biomassa dos principais grupos fitoplanctónicos. Foi, deste modo, possível avaliar as tendências do nível nutritivo e produtivo do sistema aquático, quando submetido a diferentes cenários de gestão ambiental.

Como referência, simula-se o estado do ecossistema para uma situação “normal”. Trata-se de um ciclo anual, no que respeita à temperatura e radiação solar incidente, semelhante ao ocorrido no ano hidrológico de 1993/94. Como este foi, por um lado, húmido, e, por outro, o que se seguiu ao incêndio florestal, aplicaram-se taxas de redução de 20% na precipitação e de 25% nas cargas poluentes originadas na bacia drenante. Designa-se este conjunto de condições por Cenário 0 (Cenário zero), que pretende retratar, aproximadamente, a situação actual (Figura 8.3).

Confirma-se que a tendência actual de comportamento do sistema, é a de se registarem elevados níveis de N e P, no Inverno e Primavera, e baixos teores, no Verão, que possibilitam a ocorrência de florescências de diatomáceas e cianobactérias. Contudo, relativamente à dinâmica observada no ano de 1993/94, as concentrações de N descem, ligeiramente, no Inverno, e mantêm-se, um pouco mais altas, na Primavera. A diatomácea *Cyclotella*, mantém, por isso, elevadas biomassas durante o Inverno e a Primavera, deslocando-se o pico da sua biomassa, para esta última estação do ano. A cianoficea *Microcystis* continua a dar origem ao mesmo tipo de florescência estival (Figura 8.3). Apesar do incêndio florestal ter exercido alguma influência sobre as cargas de nutrientes geradas na bacia e, conseqüentemente, no metabolismo do ecossistema, a mancha de ocupação florestal produz, em termos relativos, quantidades quase insignificantes de nutrientes. Parecem ter ocorrido pequenas alterações, indicando que o incêndio não terá exercido um efeito relevante na qualidade da água deste ecossistema aquático.

Para testar o efeito da redução das cargas poluentes geradas pela ocupação e actividade humana na bacia drenante, simula-se o estado do ecossistema para uma situação de condições meteorológicas idênticas às do cenário 0, mas pressupondo que se praticam um conjunto de acções de gestão ambiental e controlo da eutrofização, que resultam na redução substancial das cargas poluentes geradas na bacia drenante. Uma redução de 75% da carga de azoto, é simulada no Cenário 1A (Figura 8.4). Correspondente redução do fósforo (75%,) é simulada no Cenário 1B (Figura 8.5). No

Cenário 1C simula-se o comportamento do sistema face à redução simultânea de N e P, no escoamento (Figura 8.6). As condições climáticas são idênticas às do Cenário 0.

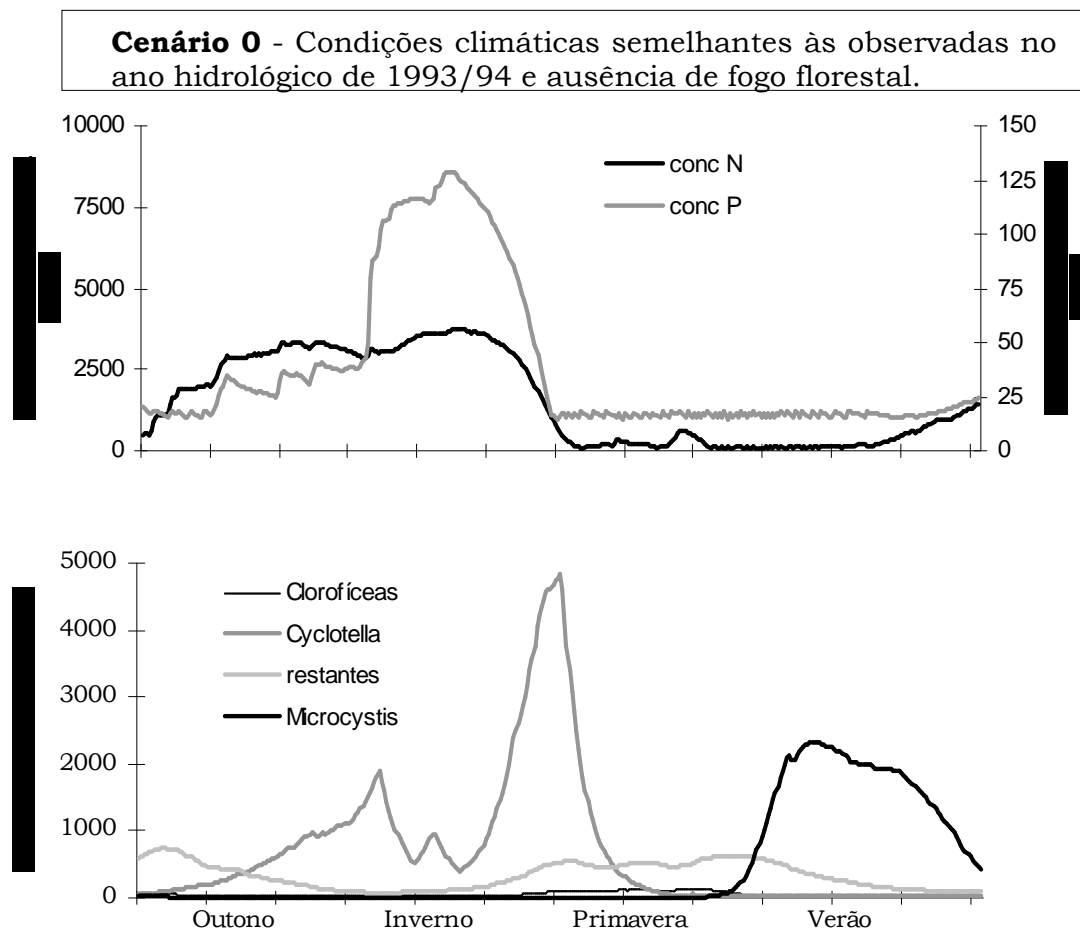


Figura 8.3 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 0.

Os resultados da simulação do Cenário 1A, indicam que, na Lagoa da Vela, uma redução substancial do azoto no escoamento, embora reduza pouco as concentrações invernais deste nutriente, reduz o suficiente para deslocar o pico de biomassa de diatomáceas para a Primavera. Os valores máximos alcançados, por este grupo, são cerca de três vezes inferiores aos registados na situação de referência. No Verão, continua a verificar-se a tendência para o desenvolvimento de uma florescência de *Microcystis*, semelhante à do cenário de referência (Figura 8.4). A redução substancial do fósforo no escoamento (Cenário 1B), apesar de reduzir as concentrações deste nutriente no sistema lacustre, tem tendência a provocar um desequilíbrio químico e biológico geral (Figura 8.5). O azoto aumenta continuamente no sistema, provocando o domínio, aparentemente, quase absoluto das diatomáceas na comunidade fitoplanctónica. Estes resultados afiguram-se irrealistas, indiciando as

limitações do modelo para simular situações muito distintas daquela para a qual foi calibrado, mas revelam que uma alteração profunda pode ter lugar, no caso de se tentar reduzir, apenas, as cargas externas de fósforo, neste ecossistema.

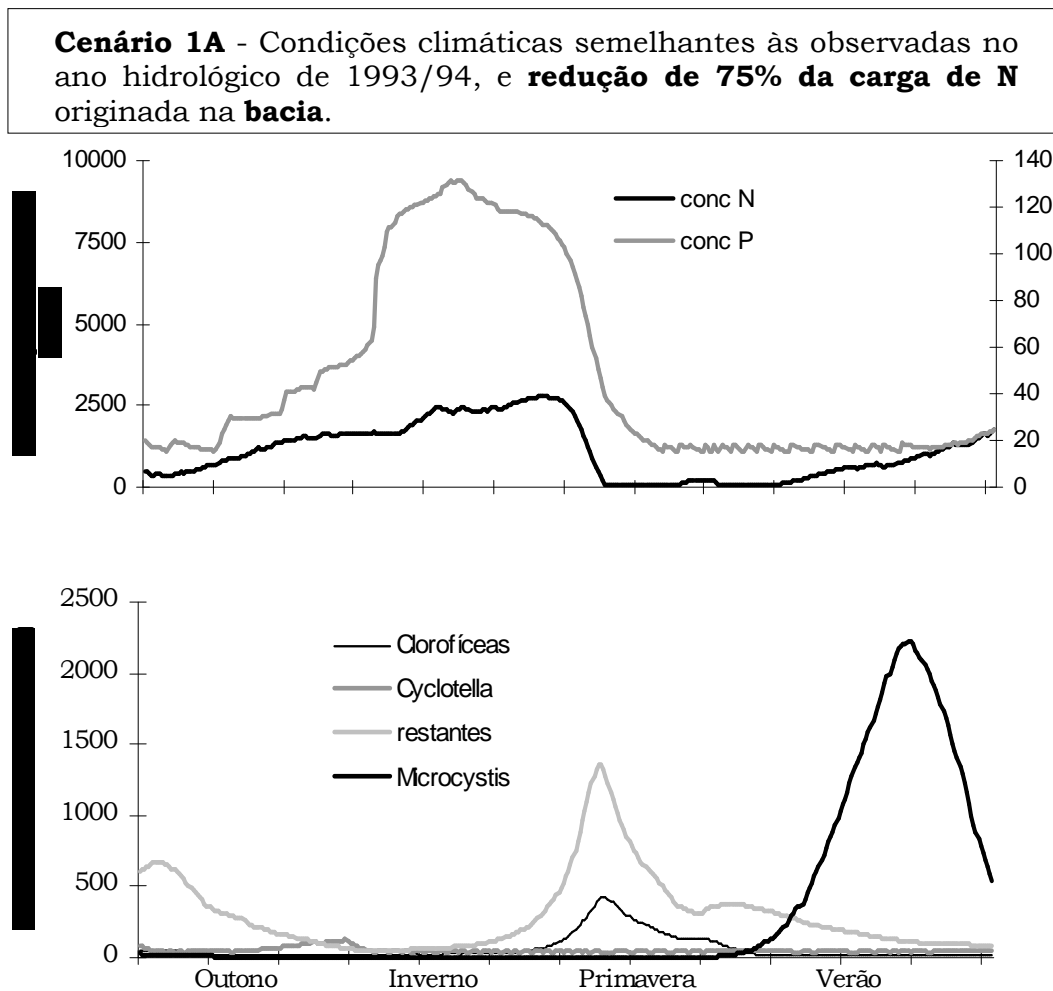


Figura 8.4 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 1A.

O fósforo era tradicionalmente considerado o elemento químico limitante do crescimento algal, mas o azoto desempenha agora, muitas vezes, o papel de elemento limitante (Jørgensen, 1994), como se verificou no presente caso de estudo. Contudo, no controlo da eutrofização não importa tanto qual dos nutrientes é limitante, mas antes qual dos nutrientes pode, mais facilmente, limitar o crescimento das algas e alterar a estrutura da comunidade fitoplanctónica, já que modelos teóricos indicam haver uma substituição natural das espécies ao longo de gradientes de disponibilidade de nutrientes (Pastor e Bridgham, 1999). A remoção de azoto não costuma constituir solução para o excessivo crescimento fitoplanctónico, pois existem outras entradas

significativas deste elemento. Controlar as entradas de azoto em lagos eutrofizados pode afectar adversamente a qualidade da água, visto causar razões N/P baixas, que favorecem as cianobactérias. Inversamente, quando o controlo de fósforo causa um aumento na razão N:P, a conseqüente mudança de florescências dominadas por cianobactérias para outros grupos pode ser tão importante como a diminuição quantitativa da produção de algas (Schindler, 1977). A remoção de fósforo é considerada, por isso, uma prática eficiente de gestão, no controlo da eutrofização (Jørgensen, 1994). As simulações efectuadas, dão indicações imprecisas sobre o resultado de reduzir apenas as cargas de fósforo e a redução, apenas, do azoto, afigura-se insuficiente para reduzir as florescências de cianobactérias.

Cenário 1B - Condições climáticas semelhantes às observadas no ano hidrológico de 1993/94, e **redução de 75% da carga de P** originada na **bacia**.

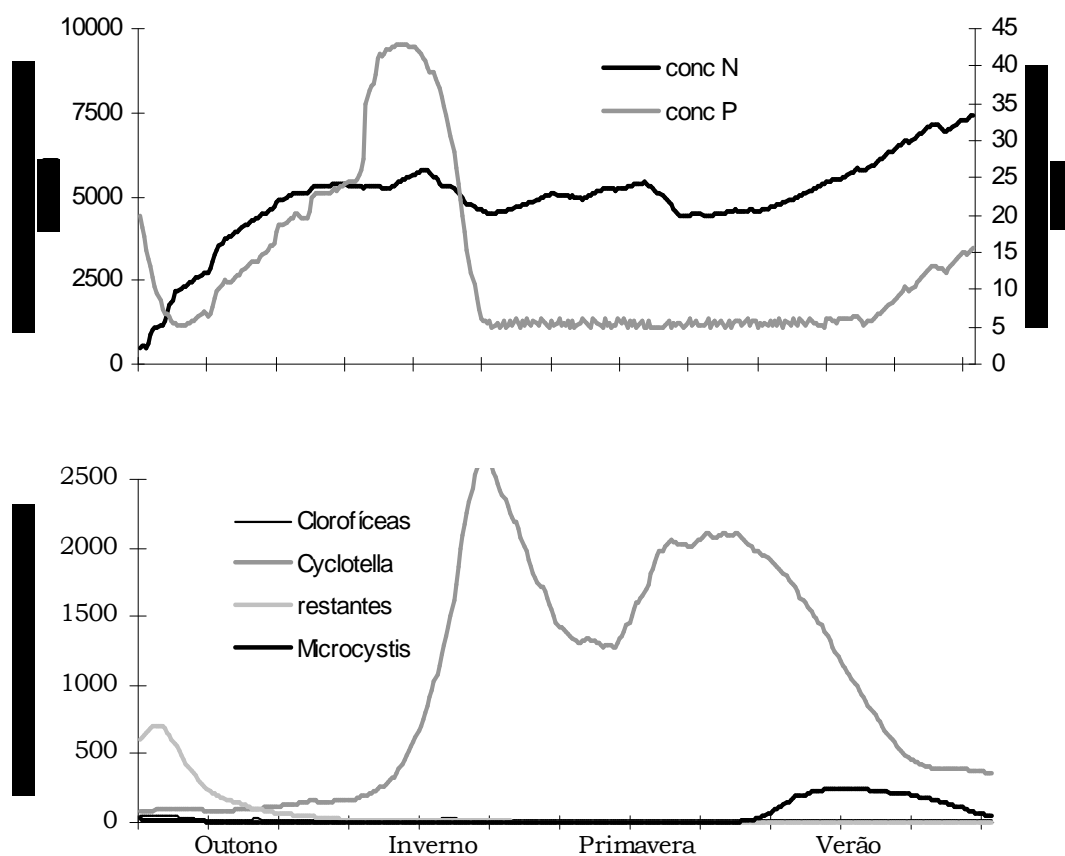


Figura 8.5 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 1B.

A redução simultânea de N e P nas escorrências originadas na bacia drenante, mostra que o sistema tem tendência a manter níveis de azoto relativamente

elevados (à volta de 1 mg N/L). Com as concentrações de fósforo cerca três vezes inferiores às do Cenário 0, a biomassa fitoplanctónica parece reduzir-se a uma fraca expressão (Figura 8.6). Outra situação simulada corresponde à ausência total de fontes poluentes (Cenário 2). Nos tempos em que, nesta zona, ainda não se fazia sentir o efeito da ocupação humana (antes do século XVIII), é muito provável que, dada a insignificância das cargas originadas na bacia drenante, estes sistemas lacustres fossem pouco nutritivos. A comunidade fitoplanctónica apresentaria uma dinâmica e grandeza do tipo das que se observam nos sistemas pouco produtivos, de baixo nível trófico, como indicam as simulações efectuadas (Figura 8.7). O modelo não parece muito apto a simular a dinâmica da comunidade fitoplânctónica nesta situação estruturalmente diferente (distinto estado trófico), mas a tendência para o sistema corresponder a um estado nutritivo mais baixo é evidente. Supõe-se que este tipo de cenário corresponde, aproximadamente, ao destas lagoas, antes da intensificação da pressão humana, registada nos meados do século XX.

Cenário 1C - Condições climáticas semelhantes às observadas no ano hidrológico de 1993/94, e **redução de 75% da carga de N e P**

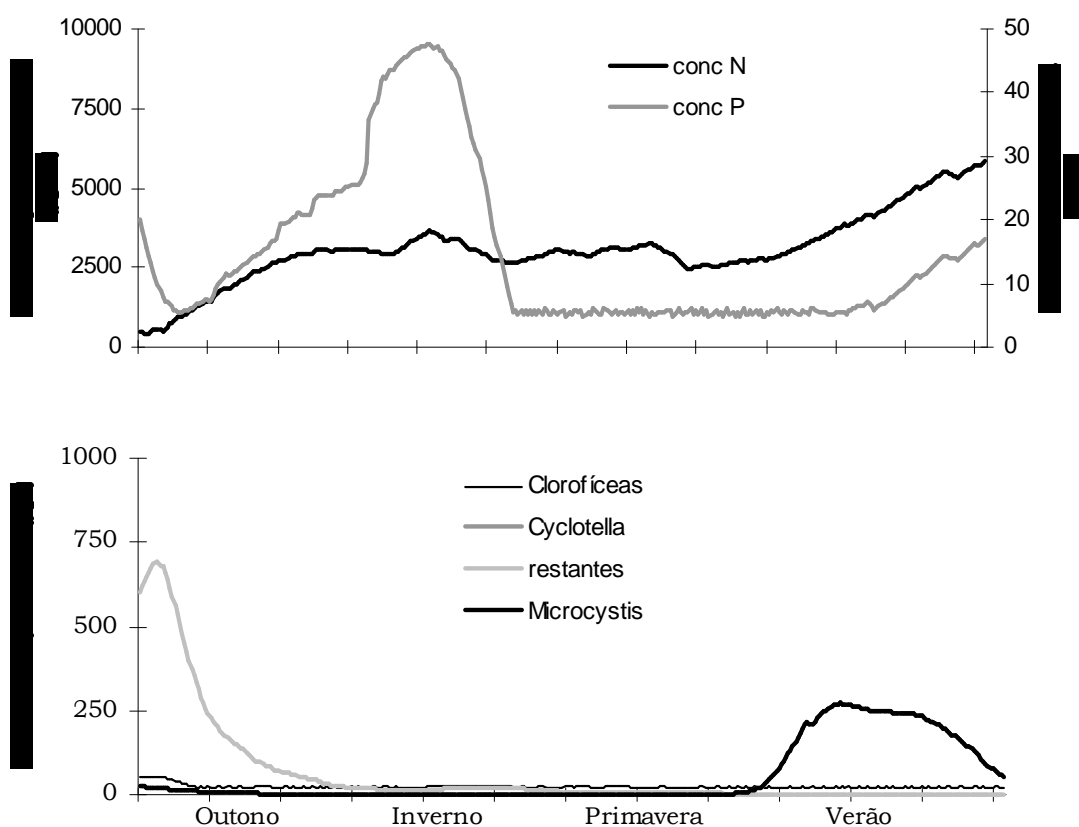


Figura 8.6 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 1C.

Cenário 2 - Condições climáticas semelhantes às observadas no ano hidrológico 1993/94, **ausência de ocupação humana na bacia** drenante.

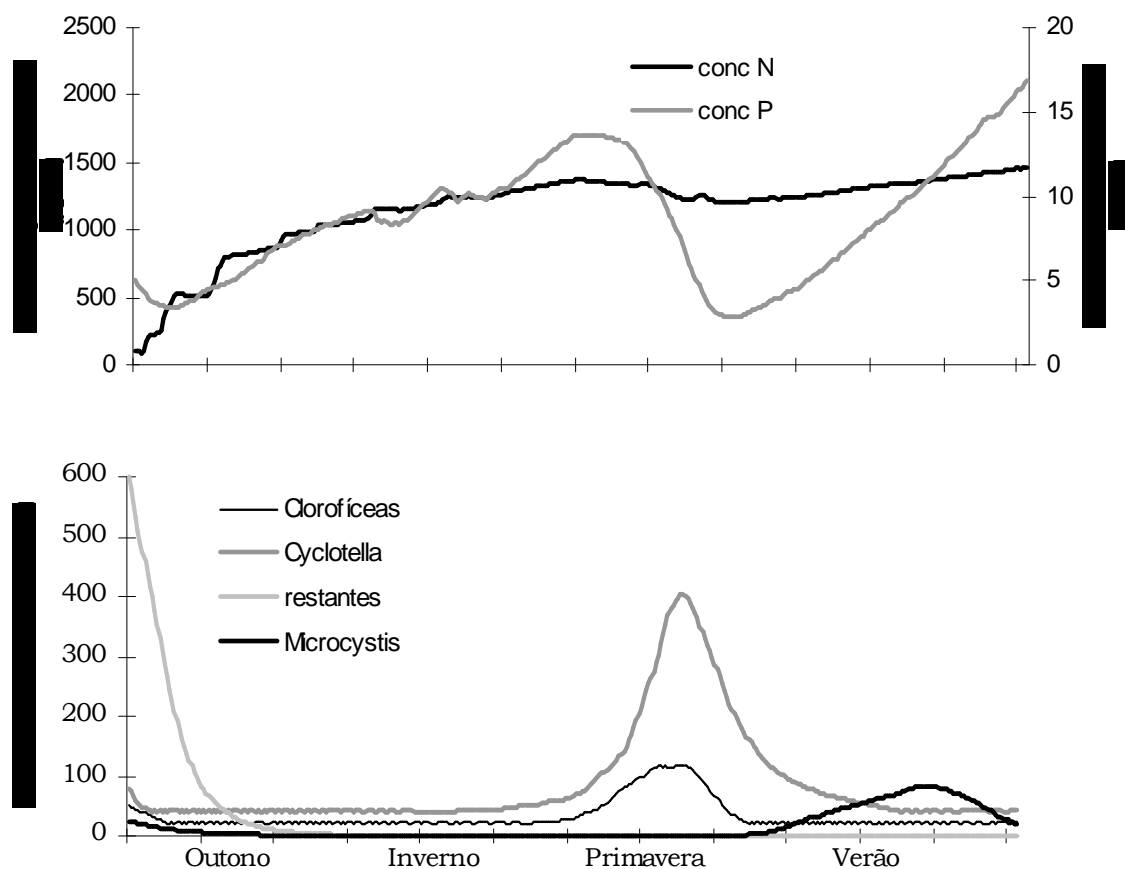


Figura 8.7 - Simulação da evolução das concentrações de nutrientes e da biomassa fitoplanctónica, na Lagoa da Vela, de acordo com as condições do Cenário 2.

Directamente relacionadas com os usos do solo, a caracterização das fontes de poluição e a estimativa de cargas poluentes constituem tarefas fundamentais nos estudos e controlo da eutrofização (Thomann e Mueller, 1987). A contribuição dos fertilizantes químicos e da produção animal intensiva, para a aceleração da eutrofização das águas superficiais e para a contaminação das águas subterrâneas, é substancial (Pepper *et al.*, 1996; Novotny e Olem, 1994). Desde há algum tempo que se reconhece que, em muitos países, os problemas mais sérios de poluição e degradação dos recursos hídricos estão relacionados com fontes difusas e disseminadas pelo território (Chesters e Schierow, 1985; Myers *et al.*, 1985; Ahmed e Schiller, 1981), que podem atingir localmente proporções catastróficas (Novotny e Olem, 1994). Por esse motivo, ao contrário das fontes tradicionais de poluição pontual, as fontes difusas são difíceis, ou mesmo impossíveis, de monitorizar no ponto de origem e o seu controlo

efectivo passa, antes, pela correcta gestão dos usos do solo (Novotny e Olem, 1994). O controlo da poluição difusa é um problema social e económico complexo (Krysanova *et al.*, 1989). Mesmo em locais onde Códigos de Boas Práticas Agrícolas têm sido postos em prática, apesar da inegável eficiência na redução da concentração e cargas de poluentes, verifica-se que a resposta em termos de melhoria da qualidade da água, não é suficiente (Clausen e Meals, 1989).

Os resultados das simulações apontam que, na bacia da Lagoa da Vela, o controlo das fontes de poluição difusa parece ter resultados satisfatórios na melhoria da qualidade da água. Essa situação só será alcançada se forem aplicadas um conjunto integrado de medidas de gestão, que se descrevem seguidamente.

Só uma redução drástica da quantidade de fertilizantes aplicados aos solos agrícolas, teria efeito notório na qualidade das águas subterrâneas e superficiais destas bacias drenantes. A aplicação do Código de Boas Práticas Agrícolas, já publicado em Portugal (M.A.D.R.P., 1997), é urgente nesta zona. Limitar a prática da adubação aos períodos de menor queda pluviométrica, reduziria as perdas e a contaminação da água. Preconizar a reconversão de uma parte da actual área de ocupação agrícola ao uso florestal, seria muito vantajoso, numa perspectiva de qualidade ambiental. Aumenta-se, assim, a riqueza destas paisagens; o uso florestal, quer arbustivo, quer arbóreo, poderia fundamentar-se na exploração de espécies (de preferência endémicas da flora portuguesa) de interesse comercial ou cinegético. Incentivos do tipo fiscal ou financeiro (subsídios) aumentariam a probabilidade de sucesso de uma medida deste tipo.

O tratamento dos efluentes domésticos (humanos) e animais é de fundamental importância para se alcançarem níveis de qualidade sustentáveis. A instalação de uma rede de saneamento básico, com encaminhamento para uma E.T.A.R. das proximidades, ou a construção de uma rede disseminada de pequenas zonas húmidas, para tratamento destas águas residuais, revela-se indispensável.

A construção de zonas húmidas ou ecotecnologia, é um meio eficiente de reduzir as cargas poluentes de origem difusa (Cook *et al.*, 1996; Meals, 1996; Busnardo *et al.*, 1992; Hammer, 1992; Mitsch, 1992). Apresentam custos reduzidos e, por consistirem num método natural (“filtro vegetal”) de controlo da poluição, são equilibradas do ponto de vista ambiental, contribuindo, ainda, para aumentar a diversidade e amenidade da paisagem. A ecotecnologia pode ser aplicada nas bacias de drenagem e nos próprios sistemas lacustres (Straškraba, 1996). Nalguns casos, inclui a renovação de aquíferos contaminados com nitratos, o pré-tratamento e desnitrificação de efluentes da produção animal, e o tratamento dos fluxos de retorno da irrigação (Baker, 1998; Cook *et al.*, 1996).

Mesmo quando a redução da carga poluente externa é muito significativa, muitos lagos, especialmente os poucos profundos, mostram tendência a manter níveis

elevados de nutrientes e de clorofila. Este facto tem sido atribuído às cargas internas, ou seja, à libertação, sobretudo, de fósforo dos sedimentos, que podem contribuir significativamente para a insuficiência deste tipo de medidas (Gulati, 1995a; Liere e Gulati, 1992). Por exemplo, num lago pouco profundo, eutrófico (Lago Okeechobee, Flórida, E.U.A.), com ocupação agrícola na bacia drenante, que sofreu um aumento do seu nível nutritivo com a intensificação da agricultura a partir de 1970, não se observou a diminuição da concentração de fósforo, quando, a partir de 1980, se registou uma redução das cargas externas, por aplicação de boas práticas agrícolas; baixas razões N:P favoreceram a ocorrência de florescências de cianobactérias, entre 1980 e 1990. As cargas internas de fósforo retardaram a resposta deste lago à redução das cargas externas (Flaig e Havens, 1995; Havens *et al.*, 1995; James *et al.*, 1995). Há, pois, que conceber outro tipo de medidas alternativas, que afectem mais directamente as cargas internas e contribuam para o equilíbrio do ecossistema. No caso das lagoas de Quaios, a colheita regular de macrófitas poderia reduzir, progressivamente o excesso de nutrientes do sedimento. Como a taxa de renovação da água nas lagoas é elevada, o efeito de diluição poderá contribuir para a redução progressiva de nutrientes.

O tratamento com algicidas, alumínio, cobre e ferro e o arejamento da camada mais profunda, têm sido aplicados com sucesso nalguns lagos (Lijklema *et al.*, 1993). Por exemplo, o tratamento com alumínio é considerado um método com elevada razão custos/eficiência (Welch e Schriever, 1994), pois reduz drasticamente as cargas internas de fósforo (Rydin e Welch, 1998). Contudo, este tipo de tratamento pode ser completamente ineficiente em lagos com elevada cobertura de macrófitas (Welch e Schriever, 1994). Tratando-se de métodos químicos, a sua aplicação deve ser evitada, pois algumas destas substâncias têm efeito nocivos para as cadeias tróficas e para Homem e, no que se refere à toxicidade das florescências, uma vez que as toxinas são libertadas para o meio após a morte e lise das células, a utilização de algicidas não constitui uma solução para o problema.

A remoção de sedimentos é outra das medidas tipo aplicadas. O efeito da remoção de uma camada superficial de sedimentos, numa zona da Lagoa das Braças, quando, no Verão e Outono de 1993, esta se encontrava praticamente seca, revelou ter um efeito inicial pouco favorável, na qualidade da água (transparência e nutrientes inorgânicos), mas, com o avançar do ciclo anual, a zona drenada manifestou melhoria dos parâmetros físico-químicos relativamente à zona não drenada (Silva *et al.*, 1997). A Lagoa da Vela é uma lagoa de maiores dimensões, permanente, onde tal tipo de intervenção poderia ter resultados incertos. Este tipo de acções são muito dispendiosas, em termos económicos, e podem não garantir a recuperação, equilibrada, dos sistemas lacustres. Aliás, a remoção do sedimento, por si só, possivelmente, não resultaria numa redução do estado nutritivo do sistema, já que as

cargas externas contribuem muito para o balanço de nutrientes. Tal redução das cargas internas, poderia, contudo, reduzir o nível estival de fósforo, e, desse modo, controlar o desenvolvimento de cianobactérias.

Dado as plantas aquáticas armazenarem nutrientes e metais pesados (Engel, 1985), constituem um verdadeiro desafio à gestão de um lago. Algumas espécies de macrófitas submersas, flutuantes e emersas têm sido reconhecidas como desempenhando um papel na melhoria da qualidade da água em lagos (Steen *et al.*, 1998; Vermaat e Hanif, 1998). Na Lagoa da Vela, a dinâmica de algumas espécies, como *Nymphaea alba*, *Ceratophyllum* sp., *Chara* sp. e *Claudius mariscus*, são factores a ter em consideração na definição de estratégias de gestão. Simulações efectuadas mostraram a tendência para o efeito da manipulação de macrófitas ser reduzido, na ausência de outras acções. Quando integrada num quadro de acções sustentadas destes recursos naturais, a colheita de macrófitas pode contribuir para o incremento da qualidade da água. Se se efectuasse recolha de macrófitas nas lagoas, no final do ciclo vegetativo (fim do Verão - início do Outono) esta matéria orgânica poderia adquirir valor como fertilizante, como acontecia até 1950-60.

Geralmente o transporte de fosfatos é mais lento que o de azoto, mas quando ocorre saturação, o fosfato no solo torna-se numa bomba-relógio e o efeito da redução da fertilização não será aparente, antes de decorridas algumas décadas (Lijklema *et al.*, 1993). Como, na região das lagoas, os solos são muito permeáveis e as camadas mais superficiais do aquífero descarregam, regularmente, para as linhas de água, é possível que a contaminação do aquífero se reduza num curto espaço de tempo, após redução significativa das fontes poluentes. O tempo de residência da água no aquífero é de oito anos, mas o transporte subterrâneo tem uma reduzida expressão no balanço geral de nutrientes, no ecossistema. Por outro lado, iria ser possível observar-se o efeito progressivo da diluição, caso a recarga se mantivesse com baixos teores de nutrientes.

Como os lagos pouco profundos têm uma razão superfície/volume elevada e a área de sedimento por unidade de volume de água é maior que nos lagos profundos, as componentes da zona húmida litoral, iluminada, regulam a produtividade da maior parte dos lagos do mundo, os pouco profundos. As cargas nutrientes transportadas da bacia drenante para o interior da massa de água têm, também, um significado relativo superior ao dos lagos profundos, devido ao menor volume de água e ausência de estratificação. De entre os sistemas aquáticos lênticos, as lagoas são ecossistemas particularmente frágeis devido às suas dimensões. Pequenas variações meteorológicas, como seja a precipitação, ou o incremento de actividades humanas nas bacias de drenagem, podem introduzir alterações profundas no funcionamento das comunidades bióticas (Wetzel, 1993).

Parte-se do pressuposto de que as lagoas de Quiaios são recentes, ou mesmo muito recentes, à escala geológica. Tendo-se mantido num nível nutritivo e produtivo baixo, até recentemente, a expansão dos terrenos agrícolas na bacia envolvente, do século XIX para o século XX, e, especialmente, a intensificação da actividade agrícola, a partir dos anos 50-60, aceleraram o processo de enriquecimento e empurraram os sistemas lacustres para a eutrofia.

Como a fertilidade de um lago é função de toda a sua bacia drenante, a taxa de entrada de nutrientes num lago é determinante do seu estado trófico, já que os processos internos não são tão flexíveis como os externos (Colinvaux, 1993). Assim que a entrada de nutrientes empurra um lago para o campo da autrofia, a dinâmica interna do sistema lacustre tende, então, a manter a eutrofia (Colinvaux, 1993), dificultando as tarefas de recuperação e reduzindo o sucesso das acções de gestão.

Nos ecossistemas de águas doces verifica-se a existência de estados de equilíbrio alternativo dentro de certos intervalos de valores de nutrientes (Scheffer, 1990). Como os lagos mostram esta difícil tendência para a reversibilidade do processo de eutrofização, verifica-se cada vez mais a necessidade de implementar acções de controlo das fontes poluentes, complementadas com medidas de controlo internas, como a manipulação das cadeias tróficas e o controlo das plantas aquáticas.

O tipo de acções referido, preconizadas em conjunto, conduziria a uma melhoria geral da qualidade da água, com redução da contaminação das águas subterrâneas e da eutrofização das lagoas. A manipulação da cadeia trófica, como medida complementar, pode ser importante neste quadro de gestão, apesar das tentativas de biomanipulação nem sempre trazerem efeitos imediatos no controlo da eutrofização (Berg *et al.*, 1994; Meijer *et al.*, 1994; Threlkeld, 1994).

8.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo e controlo da eutrofização, é um problema complexo. Analisado numa perspectiva sistémica, a eutrofização das lagoas de Quiaios torna-se mais compreensível. A compreensão do funcionamento e dinâmica dos sistemas naturais, desempenham um papel fundamental nos problemas de investigação ecológica (Grant, 1998), prestando um auxílio precioso na tomada de decisões conducentes a uma gestão ambiental sustentada. Neste trabalho, a implementação de uma metodologia integrada de análise espacial e temporal, do sistema constituído pela Lagoa da Vela e respectiva bacia drenante, revelou-se útil, quer como ferramenta de investigação, quer de apoio à gestão destes recursos naturais.

O modelo matemático desenvolvido neste trabalho mostrou uma calibração adequada ao caso de estudo, e demonstrou tendências credíveis na simulação de alguns cenários de gestão ambiental da bacia e de controlo da eutrofização. Poderá, pois, vir a constituir uma ferramenta útil de apoio à gestão e planeamento, e até mesmo na avaliação de impacte ambiental, uma vez que possibilita a previsão dos efeitos de acções e medidas que interfiram com os usos do solo. De qualquer modo, é preciso não esquecer que, apesar dos objectivos descritivos e prescritivos que orientam o desenvolvimento dos modelos de simulação, um modelo é um instrumento que auxilia o raciocínio e nunca um seu substituto, pelo que a sua utilização como ferramenta de previsão e de apoio à gestão deve ser considerada com os devidos cuidados. O SIGVela também se revelou uma boa ferramenta de apoio à investigação. Pode ser incorporado num sistema de informação geográfico mais vasto (por exemplo, na bacia do rio Mondego), e, deste modo, fazer parte de um plano mais amplo de gestão dos recursos hídricos.

A presença de cianobactérias em águas doces portuguesas é referida desde o início do século XX (Vasconcelos, 1995). Florescências e por vezes mesmo formação e acumulação de massas superficiais de cianobactérias, em lagoas naturais, albufeiras e rios, dominadas em geral por populações de *Microcystis aeruginosa*, têm sido registadas um pouco por todo o país - desde o Rio Minho às albufeiras do Sul do país e lagoas dos Açores. As descrições de intoxicações, quer de fauna aquática quer de aves ou gado, são ainda escassas; referem-se especialmente mortandades de peixes devido à decomposição das florescências e libertação das toxinas e um caso de ocorrência de intoxicações humanas no Alentejo, apesar da elevada quantidade de microcistinas detectadas nas estirpes e nas florescências de *Microcystis aeruginosa* de massas de água portuguesas poderem representar um real perigo para a saúde pública (Vasconcelos, 1995). A área da modelação ambiental aplicada à gestão de recursos hídricos, encontra-se em franco desenvolvimento em Portugal, evidenciada por exemplo, pelos trabalhos de Rodrigues (1992), Flindt *et al.* (1997) e Martins *et al.* (1997), mas centram-se no estudo de rios, estuário e albufeiras estratificadas.

Existe um elevado número de pequenos lagos naturais, que povoam, um pouco por todo o lado, o território nacional, especialmente na faixa costeira. A ausência ou reduzida disponibilidade de dados, limita o desenvolvimento ou aplicação de modelos a estes ecossistemas lacustres. Também o facto do modelo ter sido desenvolvido e calibrado para o caso específico da Lagoa da Vela, limita a sua aplicação. Contudo os modelos de fitoplâncton, mesmo que falhem na previsão de pormenor da dinâmica algal, podem ser úteis na exploração de cenários de gestão (Sterner e Grover, 1998). Os resultados do presente trabalho indicam que, na gestão e recuperação deste tipo de ecossistemas lacustres de pequena dimensão, dominados pela pressão das fontes difusas, é fundamental a aplicação de Códigos de Boas

Práticas Agrícolas e o controlo dos efluentes produzidos pelo povoamento disperso e pela produção animal. A aplicação da ecotecnologia, ou seja, a implantação de zonas húmidas para controlo destas fontes difusas, pode ser importante na melhoria da qualidade do ambiente, tanto na redução das cargas poluentes e no conseqüente aumento da qualidade da água, como no aumento da diversidade da paisagem. Programas de assistência técnica, financiamento e comparticipação são indispensáveis para o sucesso deste tipo de medidas (Meals, 1996).

Em termos de investigação futura seria fundamental o estudo da reprodução, fisiologia, propagação, fenologia e capacidade de absorção de poluentes de algumas das plantas aquáticas e da sua capacidade na remoção de nutrientes, já que para se remover eficientemente os nutrientes através da colheita de macrófitas, é essencial o conhecimento do ciclo de vida das plantas (Hosoi *et al.*, 1998). A melhor compreensão das relações entre o ambiente terrestre e o litoral lacustre, na zona húmida de interface, é também uma linha a explorar, já que a utilização da zona de interface dos campos agrícolas com as lagoas, para desenvolvimento de uma zona húmida vegetada, afigura-se uma boa medida complementar de gestão.

O estudo quantitativo, analítico, dos sedimentos é uma das grandes falhas da informação actualmente disponível sobre estas lagoas, que seria importante colmatar futuramente, uma vez que o reservatório de fósforo existente nas camadas superficiais de sedimento é determinante da evolução de longo-prazo dos lagos pouco profundos (Molen *et al.*, 1998).

A monitorização regular destes ecossistemas lacustres, que fazem parte de zonas húmidas litorais classificadas, é uma medida indispensável ao acompanhamento do evoluir do seu estado trófico, na presença ou ausência de medidas de gestão. A monitorização possibilitaria, ainda, a validação futura do modelo agora desenvolvido. Dadas as diferenças espaciais observadas na Lagoa da Vela, a sua consideração como sistema estratificado e o desenvolvimento de modelos que o abordem como tal (por exemplo, modelos de elementos finitos), deverá contribuir para a obtenção de modelos mais realistas. O estudo dos sedimentos e das macrófitas numa perspectiva ecotecnológica, possibilitariam a incorporação destas componentes no modelo, optimizando o seu potencial como ferramenta de investigação e de apoio à gestão.

Já que a participação das populações, é um factor fundamental no sucesso da gestão dos recursos naturais, deveria ser conduzida investigação no domínio da antropologia, para avaliar a receptividade das populações locais à introdução de novos tipos de uso da terra e de práticas agrícolas sustentadas.

As vertentes pedagógica e de divulgação científica dos modelos poderiam também ser potenciadas em desenvolvimentos futuros, adaptando-os para ensino da Ecologia e/ou para programas de Educação Ambiental e tornando-os acessíveis (por

exemplo, através da ligação a uma página da *InterNet*). A quantidade de dados e de modelos agora disponíveis sobre estes ecossistemas, também justificavam a exploração de outras técnicas mais inovadoras de modelação ambiental, como a simulação espaço-temporal.

Na linha de princípios e orientações em que se baseia a proposta de Directiva-Quadro sobre a actuação comunitária no domínio da política da água, que irá absorver praticamente todo o acervo comunitário no que respeita à protecção dos meios hídricos, e que aponta para que se atinja o bom estado das águas superficiais e subterrâneas, tanto em termos químicos como biológicos, a abordagem metodológica seguida neste trabalho é susceptível de se inserir neste âmbito, constituindo um meio para apoio à definição de medidas e acções de protecção dos recursos hídricos.

CAPÍTULO 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABECASSIS, C. K. 1955. THE HISTORY OF A TIDAL LAGOON INLET AND ITS IMPROVEMENT (THE CASE OF AVEIRO, PORTUGAL). *PROC. 5TH. CONF. COASTAL ENG.*, BERKELEY: 329-363.
- AERTS, R E CALUWE, H. 1999. NITROGEN DEPOSITION EFFECTS ON CARBON DIOXIDE AND METHANE EMISSIONS FROM TEMPERATE PEATLAND SOILS. *OIKOS*, **84**: 44- 54.
- AHLGREN, I.; FRISK, T. E KAMP-NIELSEN, L. 1988. EMPIRICAL AND THEORETICAL MODELS OF PHOSPHORUS LOADING, RETENTION AND CONCENTRATION VS. LAKE TROPHIC STATE. *HYDROBIOLOGIA*, **170**: 285- 303.
- AHMED, R. E SCHILLER, R. 1981. NON-POINT SOURCE QUANTIFICATION AND ITS ROLE IN THE LAKE STREAM WATER QUALITY PLANNING. *PROG. WAT. TECH.*, **13 (2)**: 783- 801.
- AIBA, S.; OKADA, M.; SUDO, R.; OGAWA, T. E SEKINE, T. 1983. SIMULATION OF A WATER-BLOOM IN A EUTROPHIC LAKE - I. PHOTOSYNTHETIC CHARACTERISTICS OF MICROCYSTIS AERUGINOSA. *WATER RES.*, **17 (8)**: 869 - 876.
- ALFACE, I. C. 1996. *CARTOGRAFIA E ESTIMATIVA DA BIOMASSA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NAS LAGOAS DA VELA E DAS BRAÇAS (CENTRO-LITORAL DE PORTUGAL) UTILIZANDO TÉCNICAS DE DETECÇÃO REMOTA*. DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE DO ALGARVE PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ESTUDOS MARINHOS E COSTEIROS, UNIV. DO ALGARVE, FARO, 72 P.
- ALIÓ, C.P.; GASOL, M. E GUERRERO, R. 1987. ON THE ECOLOGY OF A CRYPTOMONAS PHASEOLUS POPULATION FORMING A METALIMNETIC BLOOM IN LAKE CISÓ, SPAIN: ANUAL DISTRIBUTION AND LOSS FACTORS. *LIMNOL. OCEANOGR.* **32**, (2): 285-298.
- ALMEIDA, A. C. 1993. DUNAS DE QUIAIOS: CONJUNÇÃO DE MORFOLOGIAS E GERAÇÕES. *SEMINÁRIO SOBRE A ZONA COSTEIRA DE PORTUGAL - AMBIENTE, GESTÃO E CONSERVAÇÃO*, I.S.T., LISBOA: 65-73.
- ALMEIDA, M.; NORONHA, V.; D'OLIVEIRA, D. E PORTUGAL, L. 1997. PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS NAS ALBUFEIRAS DE CORUCHE E DE SALVATERRA DE MAGOS. *ENCONTRO TÉCNICO CIANOBACTÉRIAS E SEU IMPACTE NA QUALIDADE DA ÁGUA*, A.P.R.H., LISBOA 21 E 22 JANEIRO, 21 P.
- ALMEIDA, R.; CARIDADE, M. L. E GUERREIRO, J. 1995. DETECÇÃO, SIMULAÇÃO E CARTOGRAFIA ASSOCIADA A FOGOS FLORESTAIS. *SEM. AMB. ORDEN., GESTÃO DO TER. E SIST. INFORM. GEOGRÁFICA* , LISBOA: 147 - 160.
- ANDERSEN, J. M. 1994. WATER QUALITY MANAGEMENT IN THE RIVER GUDENAA, A DANISH LAKE-STREAM-ESTUARY SYSTEM. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 499 - 507.
- ANDERSON, H. W. JR. 1993. *EFFECTS OF AGRICULTURAL AND RESIDENTIAL LAND USE ON GROUND-WATER QUALITY, ANOKA SAND PLAIN AQUIFER, EAST-CENTRAL MINNESOTA*. U.S. GEOLOGICAL SURVEY, WATER-RESOURCES INVEST. REPORT 93-4074, MOUNDS VIEW, MINNESOTA, 62P.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (A.P.H.A.) 1985. *STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER*. 6TH ED., APHA/AWWA/WPCF (EDS.), 1268 P.
- ARONOFF, S. 1989. *GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS: A MANAGEMENT PERSPECTIVE*. WDL PUBLICATIONS, OTAVA, 294 P.
- ASAEDA, T. E BON, T. V. 1997. MODELLING THE EFFECTS OF MACROPHYTES ON ALGAL BLOOMING IN EUTROPHIC SHALLOW LAKES. *ECOLOGICAL MODELLING*, **104**: 261 - 287.
- BAILEY, M. C. E HAMILTON, D. P. 1997. WIND INDUCED SEDIMENT RESUSPENSION: A LAKE-WIDE MODEL. *ECOLOGICAL MODELLING*, **99**: 217 - 228.
- BAKER, J. L. 1985. MANAGEMENT PRACTICES TO REDUCE FARM CHEMICAL LOSSES WITH AGRICULTURAL DRAINAGE. IN E.P.A. (EDTS.), *PERSPECTIVES ON NONPOINT SOURCE POLLUTION: PROCEEDINGS OF A NATIONAL CONFERENCE*. KANSAS CITY, MISSOURI, EPA 440/5-85-001: 467 - 470.
- Baker, L. A. 1998. Design Considerations and Applications for Wetland Treatment of High-Nitrate Waters. *Wat. Sci. Tech.*, **38 (1)**: 389 - 395.
- BALZTER, H.; BRAUN, P. W. E KÖHLER, W. 1998. CELLULAR AUTOMATA MODELS FOR VEGETATION DYNAMICS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **107**: 113 - 125.

-
- BARBOSA, B. P. 1981. *CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL. NOTÍCIA EXPLICATIVA DA FOLHA 16-C. VAGOS*. SERV. GEOL. PORTUGAL, LISBOA, 42 P.
- BARBOSA, B. P.; SOARES, A. F.; ROCHA, R. B.; MANUPPELA, G. E HENRIQUES, M. H. 1988. *CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL. NOTÍCIA EXPLICATIVA DA FOLHA 19-A. CANTANHEDE*. SERV. GEOL. PORTUGAL, LISBOA, 46 P.
- BARKO, J. W.; MURPHY, P. G. E WETZEL, R. G. 1977. NA INVESTIGATION OF PRIMARY PRODUCTION AND ECOSYSTEM METABOLISM IN A LAKE MICHIGAN DUNE POND. *ARCH. HYDROBIOL.*, **81 (2)**: 155-187.
- BARROS, P. A. G. 1994. *IMPLICAÇÕES ECOTOXICOLÓGICAS DE CIANOBACTÉRIAS EM CLADÓCEROS*. TESE DE MESTRADO. UNIVERSIDADE DE COIMBRA, COIMBRA, 84 P.
- BARROS, P.; SILVEIRA, S.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F.; VASCONCELOS, V. E SOARES, A.M.V.M. 1993. ESTRUTURA POPULACIONAL FITOPLANCTÓNICA NAS LAGOAS DAS BRAÇAS, VELA E MIRA (REGIÃO CENTRO-LITORAL). RESULTADOS PRELIMINARES. *BOL. UCA. U. ALGARVE, UCTRA*, **1**: 1-8.
- BASTIANONI, S. E MARCHETTINI, N. 1997. EMERGY/EXERGY RATIO AS A MEASURE OF THE LEVEL OF ORGANIZATION OF SYSTEMS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **99**: 33 - 40.
- BEAR, J. E VERRULT, A. 1987. *MODELING GROUNDWATER FLOW AND POLLUTION (THEORY AND APPLICATIONS OF TRANSPORT IN POROUS MEDIA)*. D. REIDEL PUBL. COMP., DORDRECHT, 414+XIV P.
- BEGON, M.; HARPER, J. L. E TOWNSEND, C. R. 1996. *ECOLOGY. INDIVIDUALS, POPULATIONS AND COMMUNITIES*. 3ª ED., BLACKWELL SCIENCE LTD., IX + 1068 P.
- BEHRENDT, H.; LADEMANN, L.; PAGENKOPF, W.-G. E PÖTHIG, R. 1996. VULNERABLE AREAS OF PHOSPHORUS LEACHING - DETECTION BY GIS - ANALYSIS AND MEASUREMENTS OF PHOSPHORUS SORPTION CAPACITY. *WAT. SCI. TECH.*, **33 (4-5)**: 175- 181.
- BELOV, A. P. 1998. A MODEL OF PHYCOTOXIN RELEASE BY CYANOBACTERIAL CELLS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **110**: 105 - 117.
- BENDORICCHIO, G. E JØRGENSEN, S. E. 1997. EXERGY AS A GOAL FUNCTION OF ECOSYSTEMS DYNAMICS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **102**: 5 - 15.
- BENGTSSON, I. E ENE, E. 1995. LANDSCAPES OF THE PAST - "SEEING IS BELIEVING". *PROCEEDINGS OF THE 1ST CONFERENCE ON SPATIAL MULTIMEDIA AND VIRTUAL REALITY*, LISBOA: 28 - 35.
- BENNDORF, J. E RECKNAGEL, F. 1982. PROBLEMS OF APPLICATION OF THE ECOLOGICAL MODEL SALMO TO LAKES AND RESERVOIRS HAVING VARIOUS TROPHIC STATES. *ECOLOGICAL MODELLING*, **17**: 129 - 145.
- BERG, S.; JEPPESEN, E.; SÖNDERGAARD, M. E MORTENSEN, E. 1994. ENVIRONMENTAL EFFECTS OF INTRODUCING WHITEFISH, *COREGONUS LAVARETUS* (L.), IN LAKE RING. *HYDROBIOLOGIA.*, **275/276**: 71 -79.
- BETTENCOURT, P. E ÂNGELO, C. 1990. FAIXA COSTEIRA CENTRO OESTE (ESPINHO-NAZARÉ): ENQUADRAMENTO GEOMORFOLÓGICO E EVOLUÇÃO RECENTE. *GEONOVAS: A GEOLOGIA E O AMBIENTE, Nº ESPECIAL 1*, EDS. DIAS, RODRIGUES E FERREIRA, S.G.P., LISBOA: 7-30.
- BIERMAN, V. J. E DOLAN, D. M. 1981. MODELING OF PHYTOPLANKTON-NUTRIENT DYNAMICS IN SAGINAW BAY, LAKE HURON. *J.GREAT LAKES RES.*, **7 (4)**: 409 - 439.
- BIERMAN, V. J. E DOLAN, D. M. 1986. MODELING A PHYTOPLANKTON IN SAGINAW BAY: I. CALIBRATION PHASE. *J. ENVIRON. ENGINEERING*, **112 (2)**: 400 - 414.
- BOERS, P. C. M. 1996. NUTRIENT EMISSIONS FROM AGRICULTURE IN THE NETHERLANDS, CAUSES AND REMEDIES. *WAT. SCI. TECH.*, **33 (4 - 5)**: 183 - 189.
- BOURRELY, P. 1966. *LES ALGUES D'EAU DOUCE - INITIATION À LA SYSTEMATIQUE. TOME I: LES ALGUES VERTES*. ÉDITIONS N. BOUBÉE & CIE. PARIS 511 P.
- BOURRELY, P. 1968. *LES ALGUES D'EAU DOUCE - INITIATION À LA SYSTEMATIQUE. TOME II: LES ALGUES JAUNES ET BRUNES*. ÉDITIONS N. BOUBÉE & CIE. PARIS 438 P.
- BOURRELY, P. 1985. *LES ALGUES D'EAU DOUCE - INITIATION À LA SYSTEMATIQUE. TOME III: LES ALGUES BLEUES ET ROUGES*. SOCIÉTÉ NOUVELLE DES ÉDITIONS BOUBÉE. PARIS 606 P.
- BRACHT, M. J. VAN 1995. GEOHYDROLOGICAL INFORMATION SYSTEM FOR WATER MANAGEMENT. *WAT. SCI. TECH.*, **31 (8)**: 353- 356.

BRANCO, R. 1986. FITOPLÂNCTON. IN "ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA ALBUFEIRA DE BEMPOSTA". RELATÓRIO DE UM PROJECTO SOLICITADO PELA EDP. IZAN.

BRANCO, R. e GUIMARÃES, M. C. 1988. CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS ESTIVAS DE DOIS LAGOS DE BARRAGEM DO RIO DOURO - VALEIRA E RÊGUA. *ACTAS COL. LUSO-ESP. ECOL. BACIAS HIDROG. E REC. ZOOLOGICOS*: 35 - 45.

BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *FITOSOCIOLOGIA. BASES PARA EL ESTUDIO DE LAS COMUNIDADES VEGETALES*. BLUME ED., MADRID, 820 p..

BRATLI, J. L. 1994. WATER QUALITY, PHOSPHORUS INPUT REDUCTIONS, ANALYTICAL METHODS AND LAKE INTERNAL/SELF-PURIFICATION MEASURES: A CASE STUDY OF LAKE FRØYLANDSVATN, NORWAY. *MARINE POLLUTION BUL.*, **29 (6-12)**: 435 - 438.

BROCK, T. D. 1985. *A EUTROPHIC LAKE. LAKE MENDOTA, WISCONSIN*. SPRINGER-VERLAG, MADISON, 308 p.

BROWN, H. D. 1987. AQUATIC MACROPHYTES OF LAKE MIZE, FLORIDA, 1968 - 1980. *BULLETIN OF THE TORREY BOTANICAL CLUB*, **114 (2)**: 180 - 182.

BURKART, M. R. e FEHER, J. 1996. REGIONAL ESTIMATION OF GROUND WATER VULNERABILITY TO NONPOINT SOURCES OF AGRICULTURAL CHEMICALS. *WAT. SCI. TECH.*, **33 (4-5)**: 241- 247.

BUSNARDO, M. J.; GERSBERG, R. M.; LANGIS, R.; SINICROPE, T. L. e ZEDLER, J. B. 1992. NITROGEN AND PHOSPHORUS REMOVAL BY WETLAND MESOCOSMS SUBJECTED TO DIFFERENT HYDROPERIODS. *ECOLOGICAL ENGINEERING*, **1**: 287 - 307.

CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J. e W. JORGEN 1986. A PHYTOPLANKTON BLOOM IN SHALLOW DIVOR RESERVOIR (PORTUGAL). THE IMPORTANCE OF INTERNAL NUTRIENT LOADING. *INT. REVUE GES. HYDROBIOL.*, **71(6)**:795-806.

Cadoux-Hudson, J. e Heywood, D.I. (Ed.) (1993). *Geographic Information 1992/3 "The Yearbook of the Association for Geographic Information"*. Taylor & Francis, 599 p.

CALADO, A.J. 1993. ALGAS DA LAGOA DAS BRAÇAS (QUIAIOS, FIGUEIRA DA FOZ) AO LONGO DA TRANSIÇÃO PRIMAVERA-VERÃO DE 1989 (DIATOMÁCEAS EXCLUÍDAS). *BOL. UCA.*, **1**: 9-23.

CÂMARA, A. S.; PINHEIRO, M.; ANTUNES, M. P. e SEIXAS, M. J. 1987. A NEW METHOD FOR QUALITATIVE SIMULATION OF WATER RESOURCES SYSTEMS. 1. THEORY. *WAT. RES. RES.*, **23 (11)**: 2015 - 2018.

CÂMARA, A. S. 1991. MULTIDIMENSIONAL MODELING FOR WATER RESOURCES MANAGEMENT. *NATO ASI SERIES*, **G26**: 97 - 111.

CÂMARA, A.S.; FERREIRA, F.C.; NOBRE, E.; FIALHO, J.E. 1991. THE PICTURE SIMULATOR. USER'S MANUAL VERSION 1.0. NEWSOFT GROUP UNINOVA, MONTE DA CAPARICA, 25 pp.

CÂMARA, A. S.; FERREIRA, F. C.; NOBRE, E. e FIALHO, J. E. 1994. PICTORIAL MODELING OF DYNAMIC SYSTEMS. *SYSTEM DYNAMICS REVIEW*, **10 (4)**: 361 - 373.

CAPBLANCQ, J. e CATALAN, J. 1994. PHYTOPLANKTON: WHICH, AND HOW MUCH?. IN MARGALEF, R. (EDTS.). *LIMNOLOGY NOW. A PARADIGM OF PLANETARY PROBLEMS*. ELSEVIER SCI.; 9-36.

CARLSON, R. E. 1977. A TROPHIC STATE INDEX FOR LAKES. *LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY* **22**: 361-369.

CARMICHAEL, W. W. 1994. THE TOXINS OF CYANOBACTERIA. *SCIENTIFIC AMERICAN*, **270 (1)**: 78 - 86.

CARMICHAEL, W. W. 1996. TOXIC *MICROCYSTIS* AND THE ENVIRONMENT. IN WATANABE, M. F.; HARADA, K.-I.; CARMICHAEL, W. W. e FUJIKI, H. (EDS.), *TOXIC MICROCYSTIS*: 1- 11.

CARVALHO, C. R.; SOBRAL, P. N. R.; RAMOS, C. A. S.; SIMÕES, J. A.; FABRÍCIO, J. F. e CRISTO, F. P. 1996. *REDE UDOMÉTRICA DA BACIA DO MONDEGO (VERSÃO PROVISÓRIA)*. MINISTÉRIO DO AMBIENTE/DIRECÇÃO REGIONAL DO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS DO CENTRO, 374 p.

CARVALHO, G. S. 1952. LES DÉPÔTS DÉTRITIQUES PLIO-PLÉISTOCÈNES ET LA MORPHOLOGIE DE LA "GÂNDARA" AU NORD DE LA SERRA DE BOA VIAGEM (PORTUGAL). *REV. GEOMORPH. DYNAM.*, **6**: 275-293.

CARVALHO, L. 1994. TOP-DOWN CONTROLE OF PKYTOPLANKTON IN A SHALLOW HYPERTROPHIC LAKE: LITLE MERE (ENGLAND). *HYDROBIOLOGIA.*, **275/276**: 53 -63.

CASTRO, P. P. 1986. *ESTUDO AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO TEJO: ESTIMAÇÃO E CONTROLE DA POLUIÇÃO DIFUSA NO ESTUÁRIO DO TEJO*. LISBOA, REL. PROJECTO TEJO nº 12, 97 p.

CAVACO, A. 1975. *EXECUÇÃO DE FUROS DE PESQUISA E EVENTUAL CAPTAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA NO LOCAL DAS BRAÇAS, DESTINADOS AO ABASTECIMENTO DA FIGUEIRA DA FOZ - RELATÓRIO FINAL*. SONDAJENS E FUNDAÇÕES A. CAVACO, LDA., LISBOA.

CERQUEIRA, M. M.; VASCONCELOS, V. E NORTON, R. 1997. OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS NO RIO TAMEGA (1995/96). *ENCONTRO TÉCNICO CIANOBACTÉRIAS E SEU IMPACTE NA QUALIDADE DA ÁGUA*, A.P.R.H., LISBOA 21 E 22 JANEIRO, (RESUMO).

CHAVEZ, F. P. E BUCK, K. R.. 1995. ON THE CHLOROPHYLL A RETENTION PROPERTIES OF GLASS-FIBER GF/F FILTERS. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **40 (2)**: 428 - 433.

Chen, C. W. e Orlob, G. T. 1975. *A Comprehensive Water Quality - Ecologic Model for Lake Ontario*. Rep. to Great Lakes Env. Res. Lab., Tetra Tech, Inc., October, U.S.A..

CHESTERS, G. E SCHIEROW, L. 1985. A PRIMER ON NONPOINT POLLUTION. *J. SOIL WATER CONSERV.*, **40 (1)**: 9-13.

CHU, H. Y.; CHEN, N. C.; YEUNG, M. C.; TAM, N. F. Y. E WONG, Y. S. 1998. TIDE-TANK SYSTEM SIMULATING MANGROVE WETLAND FOR REMOVAL OF NUTRIENTS AND HEAVY METALS FROM WASTEWATER. *WATER SCI. TECH.*, **38 (1)**: 361 - 368.

CLAUSEN, J. C. E MEALS, D. W. 1989. WATER QUALITY ACHIEVABLE WITH AGRICULTURAL BEST MANAGEMENT PRACTICES. *J. SOIL AND WATER CONSERV.*, **44 (6)**: 593 - 596.

COFFARO, G.; BOCCI, M. E BENDORICCHIO, G. 1997. APPLICATION OF STRUTURAL DYNAMIC APPROACH TO ESTIMATE SPACE VARIABILITY OF PRIMARY PRODUCERS IN SHALLOW MARINE WATER. *ECOLOGICAL MODELLING*, **102**: 97 - 114.

COIMBRA, R.; FIGUEIREDO, D.; LOURENÇO, D.; MARQUES, A.; FERNANDES, M. J.; BEBIANO, M. J. 1997. CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES DE FITOPLÂNCTON E DE ZOOPLÂNCTON DA ALBUFEIRA DA BRAVURA E IMPACTE NA QUALIDADE DA ÁGUA. 9º CONGRES. DO ALGARVE, COMUNICAÇÕES: 921 - 928.

COLE, G. A. 1988. *MANUAL DE LIMNOLOGIA*. ED. HEMISFERIO SUL S. A. , BUENOS AIRES, 405 + XII P.

COLINVAUX, P. 1986. *ECOLOGY 2*. JOHN WILEY E SONS, INC., NEW YORK, 688 P..

COMISSÃO DE COORDENAÇÃO DA REGIÃO CENTRO (C.C.R.C.), 1994. *PLANO REGIONAL DE ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO PARA O CENTRO LITORAL*. C.C.R.C., COIMBRA.

COMISSÃO NACIONAL DO AMBIENTE (C.N.A.), 1974. *PORTUGAL - ATLAS DO AMBIENTE: CARTAS*.

CONDESSA, B. 1995. OS SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA NA GESTÃO DE PDM. *SEM. AMB. ORDEN., GESTÃO DO TER. E SIST. INFORM. GEOGRÁFICA*, LISBOA: 15 - 23.

COOK, M. G.; , HUNT, P: G.; STONE, K. C. E CANTERBERRY, J. H. 1996. REDUCING DIFFUSE POLLUTION THROUGH IMPMENTATION OF AGRICULTURAL BEST MANAGEMENT PRACTICES: A CASE STUDY. *WAT. SCI. TECH.*, **33 (4-5)**: 191 - 196.

CORREIA, J. C. 1998. A ÁGUA NO NORMATIVO EUROPEU. *CONF. INTERN. SOBRE GESTÃO DA ÁGUA 1998: ALGARVE E ANDALUZIA - DESAFIOS E PROPOSTAS*. UNIV. ALGARVE, 9 P..

COSTA, J. B. 1985. *CARACTERIZAÇÃO E CONSTITUIÇÃO DO SOLO*. 3ª ED., FUND. CALOUSTE GULBENKIAN, LISBOA, 57 P.

COSTANZA, R. E MAXWELL, T. 1991. SPATIAL ECOSYSTEM MODELLING USING PARALLEL PROCESSORS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **58**: 159-183.

COSTANZA, R.; WAINGER, L.; FOLKE, C. E MÅLER, K.-G. 1993. MODELING COMPLEX ECOLOGICAL ECONOMIC SYSTEMS. *BIO SCIENCE*, **43 (8)**: 545 - 555.

COTTINGHAM, K. L. E KNIGHT, S. E. 1995. EFFECTS OF *DAPHNIA* ON THE RESPONSE OF MESOTROPHIC LAKES TO EXPERIMENTAL ENRICHMENT. *WAT. SCI. TECH.*, **32 (4)**: 157 - 163.

CRAVIDÃO, F. D. 1988. *A POPULAÇÃO E O POVOAMENTO DA GÂNDARA - GÊNESE E EVOLUÇÃO*. DISSERTAÇÃO PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR, FAC. LETRAS, UNIV. COIMBRA, COIMBRA, 556 P.

CRISTOFOR, S.; VADINEANU, A.; IGNAT, G. E CIUBUE, C. 1994. FACTORS AFFECTING LIGHT PENETRATION IN SHALLOW LAKES. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 493 - 498.

DAHL, T. E.; YOUNG, R. D. E CALDWELL, M. C. 1996. MONITORING WETLANDS ACROSS LARGE-SCALE ECOSYSTEMS. *GIS WORLD*, **9 (7)**: 58 - 60.

DAVEAU, S. 1980. ESPAÇO E TEMPO. EVOLUÇÃO DO AMBIENTE GEOGRÁFICO DE PORTUGAL AO LONGO DOS TEMPOS PRÉ-HISTÓRICOS. *CLIO - VER. CENTRO HIST. UNIV. LISBOA*, **2**: 13 - 37.

DAVEAU, S. 1988. AS CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS - COMENTÁRIOS E ACTUALIZAÇÃO. *IN RIBEIRO, O. E LAUTENSACH, H. (EDTS.) "GEOGRAFIA DE PORTUGAL. VOLUME II - O RITMO CLIMÁTICO E A PAISAGEM"*: 370 - 395.

DEBELLEVUE, E. B.; MAXWELL, T.; COSTANZA, R. E JACOBSEN, M. 1993. *DEVELOPMENT OF A LANDSCAPE MODEL FOR THE PATUXENT RIVER WATERSHED*. IEE DISCUSSION PAPER Nº5, MARYLAND INST. ECOL. ECON., UNIV. MARYLAND.

DENVER, J. M. 1989. *EFFECTS OF AGRICULTURAL PRACTICES AND SEPTIC-SYSTEM EFFLUENT ON THE QUALITY OF WATER IN THE UNCONFINED AQUIFER IN PARTS OF EASTERN SUSSEX COUNTY, DELAWARE*. UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, DELAWARE GEOLOGICAL SURVEY, REPORT INVESTIGATION Nº 45, 66+VI P.

DEPINTO, J. V.; YOUNG, T. C. E SALISBURY, D. K. 1986. IMPACT OF PHOSPHORUS AVAILABILITY ON MODELLING PHYTOPLANKTON DYNAMICS. *HYDROBIOLOGICAL BUL.*, **20 (1/2)**: 225 -243.

DETMERS, R. E BART, J. 1999. A GIS MODELING METHOD APPLIED TO PREDICTING FOREST SONGBIRD HABITAT. *ECOLOGICAL APPLICATIONS*, **9 (1)**: 152 - 163.

DI CASTRI, F. 1981. MEDITERRANEAN-TYPE SHRUBLANDS OF THE WORLD. *ECOSYSTEMS OF THE WORLD*, **11 (MEDITERRANEAN-TYPE SHRUBLANDS)**: 1-43.

DiToro, D. M., *et al.* 1975. *Phytoplankton - Zooplankton - Nutrient Interaction Model for Western Lake Erie*. Chapter 11, Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol. III, B. C. Patten, Ed., Academic Press, U.S.A..

DiToro, D. M. 1980. Applicability of cellular equilibrium and Monod theory to phytoplankton growth kinetics. *Ecological Modelling*, **8**: 201 - 218.

DONK, E. VAN E GULATI, R. D. 1995. TRANSITION OF A LAKE TO A TURBID STATE SIX YEARS AFTER BIOMANIPULATION: MECHANISMS AND PATHWAYS. *WAT. SCI. TECH.*, **32 (4)**: 197 - 206.

DORIOZ, J. M. E FERHL, A. 1994. POLLUTION DIFFUSE ET GESTION DU MILIEU AGRICOLE: TRANSFERTS COMPARES DE PHOSPHORE ET D'AZOTE DANS UN PETIT BASSIN VERSANT AGRICOLE. *WAT. RES.*, **28 (2)**: 395 - 410.

Drenner, R. W.; Day, D. J.; Basham, S. J.; Smith, J. D. e Jensen, S. I. 1997. Ecological water treatment system for removal of phosphorus and nitrogen from polluted water. *Ecological Applications*, **7 (2)**: 381 - 390.

DRIESCHER, E. E GELBRECHT, J. 1988. PHOSPHAT IM UNTERIRDISCHEN WASSER. 1. MITTEILUNG ZUM VORKOMMEN VON PHOSPHAT IM GRUNDWASSER - EINE LITERATURUEBERSICHT. *ACTA HYDROPHYS*, **32 (4)**: 213 - 235.

DUARTE, C. M.; PLANNAS, D. E PEÑUELAS, J. 1994. MACROPHYTES, TAKING CONTROL OF AN ANCESTRAL HOME. *IN MARGALEF, R. (ED.). LIMNOLOGY NOW. A PARADIGM OF PLANETARY PROBLEMS*. ELSEVIER Sc.; 59 - 97.

ENGEL, S. 1985. AQUATIC COMMUNITY INTERACTIONS OF SUBMERGED MACROPHYTES. *W. D. N. R. TECHNICAL BULLETIN Nº156*, MADISON, 79 P..

ENGEL, S. 1987. THE IMPACT OF SUBMERSED MACROPHYTES ON LARGEMOUTH BASS AND BLUEGILLS. *LAKE RESERV. MANAGE.*, **3**: 227 - 234.

ENGEL, S. 1988. THE ROLE AND INTERACTIONS OF SUBMERSED MACROPHYTES IN A SHALLOW WISCONSIN LAKE. *J. FRESHWATER ECOLOGY*, **4 (3)**: 329 - 341.

ENGEL, S. 1990A. ECOLOGICAL IMPACTS OF HARVESTING MACROPHYTES IN HALVERSON LAKE, WISCONSIN. *J. AQUAT. PLANT MANAGE.*, **28**: 41 - 45.

ENGEL, S. 1990B. *ECOSYSTEM RESPONSES TO GROWTH AND CONTROL OF SUBMERGED MACROPHYTES: A LITERATURE REVIEW*. W.D.N.R. TECHNICAL BULLETIN Nº 170, MADISON, 20 P.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (E.P.A.), 1977. *NORTH AMERICAN PROJECT - A STUDY OF U.S. WATER BODIES. A REPORT FOR THE ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT*. ECOLOGICAL RES. SERIES, EPA-600/3-77-088, 536 P..

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (E.P.A.), 1978. *SUMMARY ANALYSIS OF THE NORTH AMERICAN (US PORTION) OECD EUTROPHICATION PROJECT: NUTRIENT LOADINGS LAKE RESPONSE RELATIONSHIPS AND TROPHIC STATE INDICES*. ECOLOGICAL RES. SERIES, EPA-600/3-78-088, 454 p..

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (E.P.A.), 1985. *RATES, CONSTANTS, AND KINETICS FORMULATIONS IN SURFACE WATER QUALITY MODELING*. 2ª ED., EPA/600/3-85/040, 455 p..

ERZINI, K. 1993. SOME NON-PARAMETRIC METHODS FOR THE COMPARISON OF PLANKTON SAMPLES AND COMMUNITIES. *BOL. UCA. U. ALGARVE*, **1**: 607-623.

Fan, W.; Randolph, J. C. e Ehman, J. L. 1998. Regional estimation of nitrogen mineralization in forest ecosystems using Geographic Information Systems. *Ecological Applications*, **8 (3)**: 734 - 747.

FARINHA, J. C. E TRINDADE, A. 1994. *CONTRIBUIÇÃO PARA O INVENTÁRIO E CARACTERIZAÇÃO DE ZONAS HÚMIDAS EM PORTUGAL CONTINENTAL*. PUBL. MEDWET/INST. CONS. NATUREZA, LISBOA, 211 p.

FEDRA, K. 1984. INTERACTIVE WATER QUALITY SIMULATION IN A REGIONAL FRAMEWORK: A MANAGEMENT ORIENTED APPROACH TO LAKE AND WATERSHED MODELING. *ECOLOGICAL MODELLING*, **21**: 209 - 232.

FEITZ, A. J.; WAITE, T. D.; JONES, G. J.; BOYDEN, B. H. E ORR, P. T. 1999. PHOTOCATALYTIC DEGRADATION OF THE BLUE GREEN ALGAL TOXIN MICROCYSTIN-LR IN A NATURAL ORGANIC-AQUEOUS MATRIX. *ENVIRON. SCI. TECHNOL.*, **33**: 243 - 249.

FERNANDEZ, J. A.; CLAVERO, V.; VILLALOBOS, J. A. E NIELL, F. X. 1997. A NON-LINEAR MODEL OF PHOSPHORUS FLUX IN THE PHYTOPLANKTON OF A TEMPERATE EUTROPHIC RESERVOIR. *HYDROBIOLOGIA*, **344**: 205 - 215.

FERREIRA, A. J. L. 1997. *ICTIOLOGIA DA LAGOA DA VELA - QUIAIOS (FIGUEIRA DA FOZ)*. DISSERT. APRESENTADA À FAC. CIÊNC. E TECN. DA UNIV. COIMBRA PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ECOLOGIA ANIMAL, DEP. ZOOLOGIA, F.C.T./UNIV. COIMBRA, COIMBRA, 95 p.

FERREIRA, J. G. 1995. ECOWIN - NA OBJECT-ORIENTED ECOLOGICAL MODEL FOR AQUATIC ECOSYSTEMS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **79**: 21 - 34.

FERREIRA, M. T. E CARREIRO, M. C. V. 1996. FITOTAXOCENOSSES AQUÁTICAS DO RIO TEJO E SELECÇÃO DE INDICADORES DE ACUMULAÇÃO DE RADIONUCLÍDIOS. *RECUSOS HÍDRICOS*, **17 (2/3)**: 3 - 8.

FERREIRINHA, J. C.; FERREIRA, F.; ARAÚJO, F. O. E VASCONCELOS, V. 1997. CIANOBACTÉRIAS NA ALBUFEIRA DE MAGOS, PERSPECTIVAS PARA A SUA GESTÃO INTEGRADA. *ENCONTRO TÉCNICO CIANOBACTÉRIAS E SEU IMPACTE NA QUALIDADE DA ÁGUA*, A.P.R.H., LISBOA 21 E 22 JANEIRO, (RESUMO).

FITZ, H. C.; COSTANZA, R. E REYES, E. 1993. *THE EVERGLADES LANDSCAPE MODEL: SUMMARY REPORT OF TASK 2, MODEL DEVELOPMENT*. INST. ECOLOGICAL ECONOMICS, CENTER ENVIR. ESTUARINE STUDIES, UNIV. MARYLAND SYSTEM, 66 p.

FLAIG, E. G. E HAVENS, K. E. 1995. HISTORICAL TRENDS IN THE LAKE OKEECHOBEE ECOSYSTEM I. LAND USE AND NUTRIENT LOADING. *ARCH. HYDROBIOL.*, **1 (SUPPL. 107)**: 1- 24.

FLINDT, M. R.; KAMP-NIELSEN, L.; MARQUES, J. C.; PARDAL, M. A.; BOCCI, M; BENDORICCHIO, G.; SALOMONSEN, J.; NIELSEN, S. N. E JØRGENSEN, S. E. 1997. DESCRIPTION OF THE THREE SHALLOW ESTUARIES: MONDEGO RIVER (PORTUGAL), ROSKILDE FJORD (DENMARK) AND THE LAGOON OF VENICE (ITALY). *ECOLOGICAL MODELLING*, **102**: 17 - 31.

FLORES, L. N. E BARONE, R. 1994. RELATIONSHIP BETWEEN TROPHIC STATE AND PLANKTON COMMUNITY STRUTURE IN 21 SICILIAN DAM RESERVOIRS. *HYDROBIOLOGIA.*, **275/276**: 197 - 205.

Forsberg, C. 1989. Importance os sediments in understanding nutrient cycling in lakes. *Hydrobiologia.*, **176/177**: 263 - 277.

Fossati, J. e Pautou, G. 1989. Vegetation dynamics in the fens of Cautagne (Savoie, france) after the cessation of mowing. *Vegetatio*, **85**: 71 - 81.

Franks, J. S. P. 1997. Models of harmful algal blooms. *Limnol. Oceanogr.*, **42 (5 parte 2)**: 1273 - 1282.

FREITAS, A. S. B. 1940. *DUNAS DE QUIAIOS. BREVES NOTAS SOBRE A SUA ARBORIZAÇÃO*. FIGUEIRA DA FOZ: 27-42.

-
- FUJIMOTO, N.; SUDO, R.; SUGIURA, N. e INAMORI, Y. 1997. NUTRIENT-LIMITED GROWTH OF MICROCYSTIS AERUGINOSA AND PHORMIDIUM TENUE AND COMPETITION UNDER VARIOUS N:P SUPPLY RATIOS AND TEMPERATURES. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **42 (2)**: 250 - 256.
- FULIU, X. 1997. EXERGY AND STRUTURAL EXERGY AS ECOLOGICAL INDICATORS FOR THE DEVELOPMENT STATE OF THE LAKE CHAOHU ECOSYSTEM. *ECOLOGICAL MODELLING*, **99**: 41 - 49.
- Gächter, R.; Ngatiah, J. M. e Stamm, C. 1998. Transport of Phosphate from Soil to Surface Waters by Preferential Flow. *Environ. Sci. Technol.*, **32 (13)**: 1865 - 1869.
- GALHANO, M.H. 1987. IMPORTÂNCIA DOS ESTUDOS DE ÍNDOLE ECOLÓGICA EM PROGRAMAS DE GESTÃO DA ÁGUA. *DOSSIER AMBIENTE/GESTÃO DA ÁGUA.*: 53-55.
- GARDNER, W. S.; CAVALETTO, J. F.; BOOTSMA, H. A.; LAVRENTYEV, P. J. e TRONCONE, F. 1998. NITROGEN CYCLING RATES AND LIGHT EFFECTS IN TROPICAL LAKE MARACAIBO, VENEZUELA. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **43 (8)**: 1814 - 1825.
- GARNIER, J. e BILLEN, G. 1994. ECOLOGICAL INTERACTIONS IN A SHALLOW SAND-PIT LAKE (LAKE CRÉTEIL, PARISIAN BASIN, FRANCE): A MODELLING APPROACH. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 97 - 114.
- GAUME, A. M. e DUKE, J. H. JR. 1975. *COMPUTER PROGRAM DOCUMENTATION FOR THE RESERVOIR ECOLOGIC MODEL EPAECO*. U.S. ENVIR. PROTECTION AGENCY, PLANNING ASSISTANCE BRANCH, WASHINGTON D.C.
- GIBBS, M. M. e WHITE, E. 1994. LAKE HOROWHENUA: A COMPUTER MODEL OF ITS LIMNOLOGY AND RESTORATION PROSPECTS. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 467 - 477.
- GLANDON, R. P.; PAYNE, F. C.; McNABB, C. D. e BATTERSON, T. R. 1981. A COMPARISON OF RAIN-RELATED PHOSPHORUS AND NITROGEN LOADING FROM URBAN, WETLAND, AND AGRICULTURAL SOURCES. *WATER RESEARCH*, **15**: 881 - 887.
- GLEICK, P. H. 1993. AN INTRODUCTION TO GLOBAL FRESH WATER ISSUES. *In* GLEICK, P. H. (ED.) *WATER IN CRISIS. A GUIDE TO THE WORLD'S FRESH WATER RESOURCES*. OXFORD UNIV. PRESS: 3 - 12.
- GODERYA, F. S.; DAHAB, M. F.; WOLDT, W. E. e BOGARDI, I. 1996. INCORPORATION OF SPATIAL VARIABILITY IN MODELING NON-POINT SOURCE GROUNDWATER NITRATE POLLUTION. *WAT. SCI. TECH.*, **33 (4-5)**: 233 - 240.
- GOKSEL, C. 1998. MONITORING OF A WATER BASIN AREA IN ISTAMBUL USING REMOTE SENSING DATA. *WATER SCI. TECH.*, **38 (11)**: 209 - 216.
- GOLDMAN, C. R. e HORNE, A. J. 1983. *LIMNOLOGY*. INTERNATIONAL STUDENT ED., 464P.
- Goldwasser, L. e Roughgarden, J. 1997. Sampling effects and the estimation of food-web properties. *Ecology*, **78 (1)**: 41 - 54.
- Golowin, S. e Florczyk, H.. 1983. Budget of Nutrients and their Real and Useful Loads in the Lake Ślawa Water Body. *Envir. Protect. Eng.*, **9 (4)**: 41 - 56.
- GONÇALVES, P. P. e DIOGO, P. M. 1994. GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS AND CELLULAR AUTOMATA: A APPROACH TO FOREST FIRE SIMULATION. *EUROP. CONF. GIS (EGIS 94)*: 702 - 711.
- Goodchild, M.F.; Parks, B.O. e Steyaert L.T. (1993). *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, 488 p.
- GRANDE, J. A.; GONZÁLES, A.; BELTRÁN, R. e SÁNCHEZ-RODAS, D. 1996. APPLICATION OF FACTOR ANALYSIS TO THE STUDY OF CONTAMINATION IN THE AQUIFER SYSTEM OF AYAMONTE_HUELVA (SPAIN). *GROUND WATER*, **34 (1)**: 155-161.
- GRANT, W. E. 1998. ECOLOGY AND NATURAL RESOURCE MANAGEMENT: REFLECTIONS FROM A SYSTEMS PERSPECTIVE. *ECOLOGICAL MODELLING*, **108**: 67 - 76.
- GULATI, R. D. 1995A. ECOLOGICAL MANAGEMENT OF THE INLAND WATERS, INCLUDING THE IMPORTANCE OF WETLANDS AND LAKE BIOMANIPULATION. *In* MONTES, C.; OLIVER, G.; MOLINA, F. e COBOS, J. (EDITS.). *BASES ECOLÓGICAS PARA LA RESTAURACIÓN DE HUMEDALES EN LA CUENCA MEDITERRÁNEA*. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, JUNTA DE ANDALUCÍA: 61 - 77.
- GULATI, R. D. 1995B. FOOD-CHAIN MANIPULATION AS A TOOL IN MANAGEMENT OF SMALL LAKES IN THE NETHERLANDS: THE LAKE ZWEMLUST EXAMPLE. *In* DE BERNARDI, R. e GIUSSANI, G. (EDITS.).

BIOMANIPULATION IN LAKES AND RESERVOIRS MANAGEMENT. GUIDELINES OF LAKE MANAGEMENT.
7: 147 - 161.

GULATI, R. D. 1995c. MANIPULATION OF FISH POPULATION FOR LAKE RECOVERY FROM EUTROPHICATION IN THE TEMPERATE REGION. IN DE BERNARDI, R. E GIUSSANI, G. (EDITS.). *BIOMANIPULATION IN LAKES AND RESERVOIRS MANAGEMENT. GUIDELINES OF LAKE MANAGEMENT*. **7**: 53 - 79.

HÅKANSON, L. 1995. OPTIMAL SIZE OF PREDICTIVE MODELS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **78**: 195 - 204.

HAMILTON, D. P. E SCHLADOW, S. G.. 1997. PREDICTION OF WATER QUALITY IN LAKES AND RESERVOIRS. PART I - MODEL DESCRIPTION. *ECOLOGICAL MODELLING*, **96**: 91 - 110.

HAMMER, D. A. 1992. DESIGNING CONSTRUCTED WETLANDS SYSTEMS TO TREAT AGRICULTURAL NONPOINT SOURCE POLLUTION. *ECOLOGICAL ENGINEERING*, **1**: 49 - 82.

HANNON, B. E RUTH, M. 1994. *DYNAMIC MODELING*. SPRINGER VERLAG INC., NEW YORK, 248+xiii p.

HANSON, A. M. E BUTLER, M. G. 1994. RESPONSES TO FOOD WEB MANIPULATION IN A SHALLOW WATERFOWL LAKE. *HYDROBIOLOGIA.*, **275/276**: 457 - 466.

Harig, A. L. e Bain, M. B. 1998. Defining and restoring biological integrity in wilderness lakes. *Ecological Applications*, **8 (1)**: 71 - 87.

HARRIS, G.P. 1986. *PHYTOPLANKTON ECOLOGY. STRUTURE, FUNCTION AND FLUTUATION*. CHAPMAN AND HALL. 384 p.

HAVENS, K. E.; BIERMAN, V. J. JR.; FLAIG, E. G.; HANLON, C.; JAMES, R. T.; JONES, B. L. E SMITH, V. H. 1995. HISTORICAL TRENDS IN THE LAKE OKEECHOBEE ECOSYSTEM VI. SYNTHESIS. *ARCH. HYDROBIOL.*, **1 (SUPPL. 107)**: 101 - 111.

HEIDTKE, T. M. E AUER, M. T. 1993. APPLICATION OF A GIS-BASED NONPOINT SOURCE NUTRIENT LOADING MODEL FOR ASSESSMENT OF LAND DEVELOPMENT SCENARIOS AND WATER QUALITY IN OWASCO LAKE, NEW YORK. *WAT. SCI. TECH.*, **28 (3-5)**: 595- 604.

HENNING, M.; HERTEL, H.; WALL, H. E KOHL, J.-G. 1991. STRAIN-SPECIFIC INFLUENCE OF *MICROCYSTIS AERUGINOSA* ON FOOD INGESTION AND ASSIMILATION OF SOME CLADOCERANS AND COPEPODS. *INT. REVUE GES. HYDROBIOL.*, **76**: 37- 45.

HERINGA, J.; HYLKEMA, H.; KROES, M.; LUDDEN, E. E ZILLESSEN, P. G. VAN S. 1995. THE LAKE ECOSYSTEM SIMULATION PROGRAM. *WAT. SCI. TECH.*, **31 (8)**: 367 - 370.

HODGES, E. R. S. 1989. SCIENTIFIC ILLUSTRATION: A WORKING RELATIONSHIP BETWEEN THE SCIENTIST AND THE ARTIST. *BIOSCIENCE*, **39 (2)**: 104 - 111.

HONGVE, D. 1997. CYCLING OF IRON, MANGANESE, AND PHOSPHATE IN A MEROMICTIC LAKE. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **42(4)**: 635 - 647.

HOSOI, Y.; KIDO, Y.; MIKI, M. E SUMIDA, M. 1998. FIELD EXAMINATION ON REED GROWTH, HARVEST AND REGENERATION FOR NUTRIENT REMOVAL. *WATER SCI. TECH.*, **38 (1)**: 351 - 359.

HU, W.; SALOMONSEN, J.; XU, F.-L. E PU, P. 1998. A MODEL FOR THE EFFECTS OF WATER HYACINTHS ON THE WATER QUALITY IN AN EXPERIMENT OF PHYSICO-BIOLOGICAL ENGINEERING IN LAKE TAIHU, CHINA. *ECOLOGICAL MODELLING*, **107**: 171 - 188.

HUBER-PESTALLOZI, G. 1938. *DAS PHYTOPLANKTON DES SüBWASSERS. SYSTEMATIK UND BIOLOGIE. 1. TEIL. ALLGEMEINER TEIL. BLAUALGEN. BAKTERIEN. PILZE*. STUTTGART, E. SCHWEIZERBART'SCHE VERLAGSBUCHHANDLUNG (ERWIN NÄGELE).

HUMPHRIES, S. E. AND V. D. LYNE. 1988. CYANOPHYTE BLOOMS: THE ROLE OF CELL BUOYANCY. . *LIMNOL. OCEANOGR.*, **33**, 79-91.

HURLEY, J. P.; ARMSTRONG, D. E.; KENOYER, G. J. E BOWSER, C. J. 1985. GROUND WATER AS A SILICA SOURCE FOR DIATOM PRODUCTON IN A PRECIPITATION-DOMINATED LAKE. *SCIENCE*, **227**: 1576 - 1578.

IKEDA, S. E ADACHI, N. 1978. A DYNAMIC WATER QUALITY MODEL OF LAKE BIWA - A SIMULATION STUDY OF THE LAKE EUTROPHICATION. *ECOLOGICAL MODELLING*, **4**: 151-172.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CADASTRAL (I.G.C.) 1969. *CATÁLOGO DAS CARTAS ANTIGAS DA MAPOTECA DO INSTITUTO GEOGRÁFICO E CADASTRAL*. CADERNOS TÉCNICOS E DE INFORMAÇÃO, Nº 22, I.G.C., 242 p..

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA E GEOFÍSICA (I.N.M.G.), 1991. *O CLIMA DE PORTUGAL. NORMAIS CLIMATOLÓGICAS DE ENTRE DOURO E MINHO E BEIRA LITORAL - 1ª REGIÃO*. FASCÍCULO XL, VOL. 1, LISBOA.

JAEGER, D. 1994. EFFECTS OF HYPOLIMNETIC WATER AERATION AND IRON-PHOSPHATE PRECIPITATION ON THE TROPHIC LEVEL OF LAKE KRUPUNDER. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 433 - 444.

JAMES, T. R.; SMITH, V. H. e JONES, B. L. 1995. HISTORICAL TRENDS IN THE LAKE OKEECHOBEE ECOSYSTEM III. WATER QUALITY. *ARCH. HYDROBIOL.*, **1 (SUPPL. 107)**: 49 -69.

JAMES, T.; MARTIN, J.; WOOL, T. e WANG, P. F. 1997. A SEDIMENT RESUSPENSION AND WATER QUALITY MODEL OF LAKE OKEECHOBEE. *J. AM. WATER RESOUR. ASSOC.*, **33**: 661 - 672.

JANSE, J. H. e LIERE, L. VAN 1995. *PCLAKE* : A MODELLING TOOL FOR THE EVALUATION OF LAKE RESTORATION SCENARIOS. *WAT. SCI. TECH.*, **31 (8)**: 371 - 374.

JAYAWEEERA, M. e ASAEDA, T. 1995. IMPACTS OF ENVIRONMENTAL SCENARIOS ON CHLOROPHYLL-A IN THE MANAGEMENT OF SHALLOW, EUTROPHIC LAKES FOLLOWING BIOMANIPULATION: AN APPLICATION OF A NUMERICAL MODEL. *ECOLOGICAL ENGINEERING*, **5**: 445 - 468.

JAYAWEEERA, M. e ASAEDA, T. 1996. MODELING OF BIOMANIPULATION IN SHALLOW, EUTROPHIC LAKES: AN APPLICATION TO LAKE BLEISWIJKSE ZOOM, THE NETHERLANDS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **85**: 113 - 127.

Jones, C. G.; Lawton, J. H. e Shachak, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, **78 (7)**: 1946 - 1957.

Jordan, I. T.; Ross, P. E. e Pinel-Alloul, B. 1988. Seasonal Variations in Phytoplankton Size Structure in Lake Cromwell (Laurentian Shield), Quebec. *Hydrobiologia*, **169**: 167 - 182.

JØRGENSEN, S. E.; JØRGENSEN, L. A.; KAMP-NIELSEN, L. e MEJER, H. F. 1981. PARAMETER ESTIMATION IN EUTROPHICATION MODELING. *ECOLOGICAL MODELLING.*, **13**: 111 - 129.

JØRGENSEN, S. E. 1986. STRUCTURAL DYNAMIC MODEL. *ECOLOGICAL MODELLING.*, **31**: 1 - 9.

JØRGENSEN, S. E.; KAMP-NIELSEN, L. e JØRGENSEN, L. A. 1986. EXAMINATION OF THE GENERALITY OF EUTROPHICATION MODELS. *ECOLOGICAL MODELLING.*, **32**: 251 - 266.

JØRGENSEN, S. E. 1988. *FUNDAMENTALS OF ECOLOGICAL MODELLING*. ELSEVIER SC. PUBL., AMSTERDAM, 391 P.

JØRGENSEN, S. E. 1994. *FUNDAMENTALS OF ECOLOGICAL MODELLING*. 2ª ED., ELSEVIER, AMSTERDAM, 628 P.

JØRGENSEN, S. E. 1995. STATE OF THE ART OF ECOLOGICAL MODELLING IN LIMNOLOGY. *ECOLOGICAL MODELLING*, **78**: 101 - 115.

JØRGENSEN, S. E.; NIELSEN, S. N.; JØRGENSEN, L. A. 1991. *HANDBOOK OF ECOLOGICAL PARAMETERS AND ECOTOXICOLOGY*. ELSEVIER, AMSTERDAM. 1270 P.

JOURNAL, A. G. 1989. FUNDAMENTALS OF GEOSTATISTICS IN FIVE LESSONS. *SHORT COURSE IN GEOLOGY, VOL. 8*, 40 P.

JUERGENS-GSCHWIND, S. 1989. GROUND WATER NITRATES IN OTHER DEVELOPED COUNTRIES (EUROPE) -RELATIONSHIPS TO LAND USE PATTERNS. *IN FOLLET, R. F.(EDTS), NITROGEN MANAGEMENT AND GROUND WATER PROTECTION*. AMSTERDAM: ELSEVIER SC. PUBL. B. V.: 75 - 138.

KALLIO, K. 1994. EFFECTS OF SUMMER WETHER ON THE INTERNAL LOADING AND CHLOROPHYLL A IN A SHALLOW LAKE: A MODELLING APPROACH. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 371- 378.

KLEMER, A. R. e KANOPKA, A. E. 1989. CAUSES AND CONSEQUENCES OF BLUE-GREEN ALGAL (CYANOBACTERIAL) BLOOMS. *LAKE AND RESERV. MANAG.*, **5 (1)**: 9 - 19.

KASPRZAK, P.; KRIENITZ, L. e KOSCHEL, R. 1993. BIOMANIPULATION: A LIMNOLOGICAL IN-LAKE ECOTECHNOLOGY OF EUTROPHICATION MANAGEMENT?. *IN BERNARDI, R.; PAGNOTTA, R. e PUGNETTI (EDTS). STRATEGIES FOR LAKE ECOSYSTEMS BEYOND 2000. MEM. OST. ITAL. IDROBIOL.*, **52**: 151 -169.

KASPRZAK, P.; BENNDORF, J.; KOSCHEL, R. e RECKNAGEL, F. 1988. APPLICATION OF THE FOOD-WEB MANIPULATION IN THE RESTORATION PROGRAM OF A HYPERTROPHIC STRATIFIED LAKE: MODEL STUDIES FOR LAKE HAUSSEE (FELDBERG, GRD). *LIMNOLOGICA.*, **19 (1)**: 87 -95.

-
- KAUPPI, L.; PIETILÄINEN, O.-P. E KNUUTTILA, S. 1993. IMPACT OF AGRICULTURAL NUTRIENT LOADING ON FINNISH WATERCOURSES. *WAT. SCI. TECH.*, **28 (3-5)**: 461 - 471.
- KAWASHIMA, H.; BAZIN, M. J. E LYNCH, J. M. 1996. GLOBAL N₂O BALANCE AND NITROGEN FERTILIZER. *ECOLOGICAL MODELLING*, **87**: 51 - 57.
- KEENEY, D. R. 1986. SOURCES OF NITRATE TO GROUND WATER. *CRC CRIT. VER. ENVIR. CONTROL*, **16 (3)**: 257 - 304.
- KEHEW, A. E.; STRAW, W. T.; STEINMANN, W. K.; BARRESE, P. G.; PASSARELLA, G. E PENG, W.-S. 1996. GROUND-WATER QUALITY AND FLOW IN A SHALLOW GLACIOFLUVIAL AQUIFER IMPACTED BY AGRICULTURAL CONTAMINATION. *GROUND WATER*, **34 (3)**: 491 - 500.
- KELLER, J. 1962. *RELATÓRIO SOBRE OS FUIROS DE PESQUISA E CAPTAÇÃO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO DA FIGUEIRA DA FOZ. CASCAIS.*
- KELLER, J. 1967. *RELATÓRIO SOBRE O TRABALHO DE EXECUÇÃO DOS FUIROS JK24 A JK28 DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA À FIGUEIRA DA FOZ. CASCAIS.*
- KELLER, J. 1981. *RELATÓRIO SOBRE O TRABALHO DE EXECUÇÃO DOS FUIROS DE PESQUISAS E EVENTUAL CAPTAÇÃO PARA ABASTECIMENTO DE ÁGUA À FIGUEIRA DA FOZ - FUIROS JK31 E JK32. CASCAIS.*
- KERSHAW, K. A. 1973. *QUANTITATIVE AND DYNAMIC ECOLOGY*. 2ª ED., EDWARD ARNOLDS LTD., LONDON, x+306 P..
- KLOOSTERMAN, F. H.; STUURMAN, R. J. E MEIJDEN, R. VAN DER 1995. GROUNDWATER FLOW SYSTEMS ANALYSIS ON A REGIONAL AND NATION-WIDE SCALE IN THE NETHERLANDS; THE USE OF FLOW SYSTEMAS ANALYSIS IN WETLAND MANAGEMENT. *WAT. SCI. TECH.*, **31 (8)**: 375- 378.
- KNUUTTILA, S.; PIETILÄINEN, O.-P. E KAUPPI, L. 1994. NUTRIENT BALANCES AND PHYTOPLANKTON DYNAMICS IN TWO AGRICULTURALLY LOADED SHALLOW LAKES. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 359 - 369.
- KOHL, J.-G. E LAMPERT, W. 1991. INTERACTIONS BETWEEN ZOOPLANKTON AND BLUE-GREEN ALGAE (CYANOBACTERIA). *INT. REVUE GES. HYDROBIOL.*, **76 (1)**: 1 - 3.
- KRAMBECK, H.-J. 1995. APPLICATION AND ABUSE OF STATISTICAL METHODS IN MATHEMATICAL MODELLING IN LIMNOLOGY. *ECOLOGICAL MODELLING*, **78**: 7 - 15.
- KRISTENSEN, P.; SØNDERGAARD, M. E JEPPESEN, E. 1992. RESUSPENSION IN A SHALLOW EUTROPHIC LAKE. *HYDROBIOLOGIA*, **228**: 101 - 109.
- KRYSAKOVA, V.; MEINER, A.; ROOSAARE, J. E VASILYEV, A. 1989. SIMULATION MODELLING OF THE COASTAL WATERS POLLUTION FROM AGRICULTURAL WATERSHED. *ECOLOGICAL MODELLING*, **49**: 7- 29.
- KUFEL, L. E OZIMEK, T. 1994. CAN CHARA CONTROL PHOSPHORUS CYCLING IN LAKE LUKNAJNO (POLAND)? *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 277 - 283.
- LACERDA, F. S. 1945. CONTRIBUIÇÕES PARA O ESTUDO DA FLORA ALGOLÓGICA DE PORTUGAL. *BOL. SOC. BROT.*, **XIX (2ªSÉRIE)**: 675 - 684.
- LACROIX, G. 1992. *LAGOS Y RÍOS: MEDIOS VIVOS*. ED. PLURAL, BARCELONA, 255 P..
- LANDNER, A.; WAHLGREN, U. 1986. *L'EUTROPHISATION DES LACS ET RESERVOIRS EN CLIMAT CHAUD*. 185 P.
- LAUTENSACH, H. 1988. AS CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS. *IN RIBEIRO, O. E LAUTENSACH, H. "GEOGRAFIA DE PORTUGAL. VOLUME II - O RITMO CLIMÁTICO E A PAISAGEM"*: 337-369.
- LAURIDSEN, T. L.; JEPPESEN, E. E SØNDERGAARD, M. 1994. COLONIZATION AND SUCCESSION OF SUBMERGED MACROPHYTES IN SHALLOW LAKE VAENG DURING THE FIRST FIVE YEARS FOLLOWING FISH MANIPULATION. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 233 - 242.
- LENCASTRE, A. E FRANCO, F. M. 1984. *LIÇÕES DE HIDROLOGIA*. UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA/FAC. CIÊNC. TECN., 451 P.
- LEWIS, D. W. E MCCONCHIE, D. 1994. *ANALYTICAL SEDIMENTOLOGY*. CHAPMAN & HALL, NEW YORK, 235 P..
- LIERE, L. VAN E GULATI, R. D. 1992. RESTAURATION AND RECOVERY OF SHALLOW EUTROPHIC LAKE ECOSYSTEMS IN THE NETHERLANDS: EPILOGUE. *HYDROBIOLOGIA*, **233**: 283 - 287.
- LIJKLEMA, L.; BOERS, P. C. M. E ROEST, C. W. J. 1993. NON-POINT NUTRIENT SOURCES AND THEIR CONTROL. *MEM. IST. ITAL. IDROBIOL.*, **52**: 207 - 221.

- LIJKLEMA, L. 1994. NUTRIENT DYNAMICS IN SHALLOW LAKES: EFFECTS OF CHANGE IN LOADING AND ROLE OF SEDIMENT-WATER INTERACTIONS. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 335 - 348.
- LIKENS, G.E. 1975. PRIMARY PRODUCTION OF INLAND AQUATIC ECOSYSTEMS. IN LIETH, H. E WHITTAKER, R. H. (EDTS.). *PRODUCTIVITY OF THE BIOSPHERE*. SPRINGER-VERLAG NEW YORK INC.:185-201.
- LINE, D. E.; McLAUGHLIN, R. A.; OSMOND, D. L.; JENNINGS, G. D.; HARMAN, W. A.; LOMBARDO, L. A. E SPOONER, J. 1998. NONPOINT SOURCES. *WATER ENVIRON. RES.*, **70 (4)**: 895 - 912.
- LOREK, H. E SONNENSCHNEIN, M. 1998. OBJECT-ORIENTED SUPPORT FOR MODELLING AND SIMULATION OF INDIVIDUAL-ORIENTED ECOLOGICAL MODELS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **108**: 77 - 96.
- LOS, F. J. 1980. APLICACION DE NA ALGAL BLOOM MODELO (BLOOM II) TO COMBAT EUTROPHICATION. *HYDROLOGICAL BUL.*, **14 (1/2)**: 116 - 124.
- LOS, F. J.; DEROOIJ, N. M. E SMITS, J. G. C. 1984. MODELLING EUTROPHICATION IN SHALLOW DUTCH LAKES. *VERH. INTERNAT. VEREIN. LIMNOL.*, **22**: 917 - 923.
- LOS, F. J. E BRINKMAN, J. J. 1988. PHYTOPLANKTON MODELLING BY MEANS OF OPTIMIZATION: A 10-YEAR EXPERIENCE WITH BLOOM II. *VERH. INTERNAT. VEREIN. LIMNOL.*, **23**: 790 - 795.
- LUND, J. W. G., C. KIPLING AND E. D. LE CREN. 1958. THE INVERTED MICROSCOPE METHOD OF ESTIMATING ALGAL NUMBERS AND THE STATISTICAL BASIS OF ESTIMATIONS BY COUNTING. *HYDROBIOL.* **XI**: 143-170.
- LUNG, W.S. E PAERL, H.W. 1988. MODELING BLEU-GREEN ALGAL BLOOMS IN THE LOWER NEUSE RIVER. *WATER RES.*, **22 (7)**: 895-905.
- MACDONALD, S. M. E MASON, C. F. 1982. THE OTTER *LUTRA LUTRA* IN CENTRAL PORTUGAL. *BIOL. CONSERV.*, **25**: 207-215
- MACDONALD, K. B.; JARVIS, I. E. E WANG, F. 1994. REGIONAL AGRICULTURAL PRACTICES AND THEIR POTENCIAL FOR LAND AND WATER CONTAMINATION. IN WALL, G. J.; COOTE, D. R.; DEKIMPE, C.; HAMILL, A. S. E MARKS, F. (EDTS.) *GREAT LAKES WATER QUALITY PROGRAM. SUMMARY OF ACHIEVEMENTS 1989-1994*. GREAT LAKES ADVISORY COMMITTEE, AGRICULTURE AND AGRI-FOOD CANADA: 326 - 353.
- MAIER, H. R.; DANDY, G. C. E BURCH, M. D. 1998. USE OF ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS FOR MODELLING CYANOBACTERIA *ANABAENA* SPP. IN THE RIVER MURRAY, SOUTH AUSTRALIA. *ECOLOGICAL MODELLING*, **105**: 257 - 272.
- MANDI, L.; BOUHOUM, K. E OUZZANI, N. 1998. APPLICATION OF CONSTRUCTED WETLANDS FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT IN AN ARID CLIMATE. *WATER SCI. TECH.*, **38 (1)**: 379 - 387.
- MARGALEF, R. 1983. *LIMNOLOGIA*. ED. OMEGA, BARCELONA. 951 P.
- MARGALEF, R. 1986. *ECOLOGÍA*. 4ª ED., ED. PLANETA, BARCELONA, 251 P.
- MARGALEF, R. 1994. THE PLACE OF CONTINENTAL WATERS IN GLOBAL ECOLOGY. IN MARGALEF (ED.). *LIMNOLOGY NOW: A PARADIGM OF PLANETARY PROBLEMS*, ELSEVIER SC.B.V. : 1-8.
- MARTINS, I.; MARQUES, J. C.; JØRGENSEN, S. E. E NIELSEN, S. N. 1997. MODELLING THE EFFECTS OF GREEN MACROALGAE BLOOMS ON THE POPULATION DYNAMICS OF *CYATHURA CARINATA* (CRUSTACEA: ISOPODA) IN AN EUTROPHIED ESTUARY. *ECOLOGICAL MODELLING*, **102**: 33 - 53.
- MASON, C. F. 1991. *BIOLOGY OF FRESHWATER POLLUTION*. 2ª ED., LONGMAN SC. & TECH., LONDON, 351+XIII P.
- Matos, J. (1997a). *Especificações Técnicas e Qualidade em Cartografia Digital para Sistemas de Informação Geográfica*. FUNDEC / Instituto Superior Técnico, Lisboa, 117 p.
- Matos, J.G. (1997b). *Elementos de Geodesia e Cartografia*. FUNDEC / Instituto Superior Técnico, Lisboa, 17 p.
- MATSUOKA, Y.; TAKESHI, G. E MASAOKI, N. 1986. AN EUTROPHICATION MODEL OF LAKE KASUMIGAURA. *ECOLOGICAL MODELLING* **31**: 201-219.
- MAXWELL, T. E COSTANZA, R. 1994. SPATIAL ECOSYSTEM MODELING IN A DISTRIBUTED COMPUTATIONAL ENVIRONMENT. IN JANSSON, A. M.; HAMMER, M.; FOLKE, C. E COSTANZA, R. (EDS.). *INVESTING IN NATURAL CAPITAL: THE ECOLOGICAL ECONOMICS APPROACH TO SUSTAINABILITY*. ISLAND PRESS, WASHINGTON DC.

McCabe, J. M. e Sandretto, C. L. 1985. *Some Aquatic Impacts of Sediment, Nutrients and Pesticides in Agricultural Runoff*. Limnological Res. Lab., Dep. Fish. Wildlife, Michigan State Univ., Publ. N° 201, 79 p..

McPeck, M. A. 1998. The consequences of changing the top predator in a food web: a comparative experimental approach. *Ecological Monographs*, **68 (1)**: 1 -23.

Meals, D. W. 1996. Watershed-scale response to agricultural diffuse pollution control programs in Vermont, USA. *Wat. Sci. Tech.*, **33 (4-5)**: 197 - 204.

MELJER, M. -L.; JEPPESEN, E.; DONK, E. VAN; MOSS, B.; SCHEFFER, M.; LAMMENS, E.; NES, E. VAN; BERKUM, J. A. VAN; JONG, J. G. DE; FAAFENG, B. A. E JENSEN, J. P. 1994. LONG-TERM RESPONSES TO FISH-STOCK REDUCTION IN SMALL SHALLOW LAKES: INTERPRETATION OF FIVE-YEAR RESULTS OF FOUR BIOMANIPULATION CASES IN THE NETHERLANDS AND DENMARK. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 457 - 466.

MEINARDI, C. R.; BEUSEN, A. H. W.; BOLLEN, M. J. S.; KLEPPER, O. E WILLEMS, W. J. 1995. VULNERABILITY TO DIFFUSE POLLUTION AND AVERAGE NITRATE CONTAMINATION OF EUROPEAN SOILS AND GROUNDWATER. *WAT. SCI. TECH.*, **31(8)**: 159 - 165.

MENESES, J. 1990. *MODELING THE FRESH WATER INFLOW INTO THE PETTAQUAMSCUTT RIVER*. DISSERTAÇÃO PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE DOCTOR EM ENGENHARIA CIVIL E DO AMBIENTE. UNIVERSIDADE DE RHODE ISLAND, 603 P..

MENSHUTKIN, V. V.; ASTRAKHANTSEV, G. P.; YEGOROVA, N. B.; RUKHOVETS, L. A.; SIMO, T. L. E PETROVA, N. A. 1998. MATHEMATICAL MODELLING OF THE EVOLUTION AND CURRENT CONDITIONS OF THE LADOGA LAKE ECOSYSTEM. *ECOLOGICAL MODELLING*, **107**: 1 - 24.

Mesplé, F.; Casellas, C.; Troussellier, M. e Bontoux, J. 1996. Modelling orthophosphate evolution in a high algal pond. *Ecological Modelling*, **89**: 13 - 21.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, DO DESENVOLVIMENTO RURAL E DAS PESCAS (M.A.D.R.P.) 1997. *CÓDIGOS DE BOAS PRÁTICAS AGRÍCOLAS, PARA PROTECÇÃO DA ÁGUA CONTRA A POLUIÇÃO COM NITRATOS DE ORIGEM AGRÍCOLA*. M.A.D.R.P., LISBOA, 52+15 PP.

MINISTÉRIO DAS OBRAS PÚBLICAS TRANSPORTES E COMUNICAÇÕES/LABORATÓRIO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL (M.O.P.T.C./L.N.E.C.), 1994A. *DESENVOLVIMENTO DE UM INVENTÁRIO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE PORTUGAL. METODOLOGIAS DE ANÁLISE DA RECARGA DE AQUÍFEROS*. RELATÓRIO 319/94 - GIAS. DEPT. HIDRÁULICA, GRUPO INVEST. ÀG. SUBTERRÂNEAS, PROC. 607/19/10665, LISBOA: 29-32.

MINISTÉRIO DAS OBRAS PÚBLICAS TRANSPORTES E COMUNICAÇÕES/LABORATÓRIO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL (M.O.P.T.C./L.N.E.C.) 1994B. *DESENVOLVIMENTO DE UM INVENTÁRIO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE PORTUGAL. CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS HIDROGEOLÓGICOS DE PORTUGAL CONTINENTAL E AVALIAÇÃO DAS SUAS RESERVAS HIDRÍCAS*. RELATÓRIO 329/94 - GIAS. DEPT. HIDRÁULICA, GRUPO INVEST. ÀG. SUBTERRÂNEAS, PROC. 607/19/10665, LISBOA, P. 5-10.

MINISTÉRIO DAS OBRAS PÚBLICAS TRANSPORTES E COMUNICAÇÕES/LABORATÓRIO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL (M.O.P.T.C./L.N.E.C.) 1995. *ESTUDO DE AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DA CAPACIDADE DE RECEPÇÃO DAS ÁGUAS E ZONAS COSTEIRAS EM PORTUGAL. MEIOS RECEPTORES E SUAS CARACTERÍSTICAS: MEIOS SUBTERRÂNEOS*. RELATÓRIO ESPECÍFICO R3.3 . DEPT. HIDRÁULICA, GRUPO INVEST. ÀG. SUBTERRÂNEAS, PROC. 607/1/11968, LISBOA, P. 16-22.

MINISTÉRIO DO PLANEAMENTO E ADMINISTRAÇÃO DO TERRITÓRIO-COMISSÃO DE COORDENAÇÃO DA REGIÃO CENTRO (M.P.A.T./C.C.R.C.). 1992. *PROT CENTRO LITORAL-RECURSOS NATURAIS DO CENTRO LITORAL, SISTEMAS AQUÍFEROS-CARACTERIZAÇÃO*. COIMBRA, 175 P.

MITSCH, W. J. 1992. LANDSCAPE DESIGN AND THE ROLE OF CREATED, RESTORED, AND NATURAL RIPARIAN WETLANDS IN CONTROLLING NONPOINT SOURCE POLLUTION. *ECOLOGICAL ENGINEERING*, **1**: 27 - 47.

MIYAJIMA, T.; NAKANO, S. E NAKANISHI, M. 1995. PLANKTONIC DIATOMS IN PELAGIC SILICATE CYCLE IN LAKE BIWA. *JPN. J. LIMNOL.*, **56 (3)**: 211 - 220.

MONTEALEGRE, R. J.; VERRETH, J.; STEENBERGEN, K.; MOED, J. E MACHIELS, M. 1995. A DYNAMIC MODEL FOR THE BLOOMING OF OSCILLATORIA AGARDHII IN A MONOMICTIC LAKE. *ECOLOGICAL MODELLING*, **78**: 17 - 24.

MONTEIRO, H. E GOUVEIA, M. L. 1997. ELIMINAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS. PROBLEMAS E SOLUÇÕES. *ENCONTRO TÉCNICO CIANOBACTÉRIAS E SEU IMPACTE NA QUALIDADE DA ÁGUA*, A.P.R.H., LISBOA 21 E 22 JANEIRO, RESUMO.

-
- MOOIJ, W. M. e BOERSMA, M. 1996. AN OBJECT-ORIENTED SIMULATION FRAMEWORK FOR INDIVIDUAL-BASED SIMULATIONS (OSIRIS): DAPHNIA POPULATION DYNAMICS AS NA EXAMPLE. *ECOLOGICAL MODELLING*, **93**: 139 - 153.
- Moorhead, D. L.; Wolf, C. F. e Wharton, R. A. Jr. 1997. Impact of light regimes on productivity patterns of benthic microbial mats in na antarctic lake: A modeling study. *Limnol. Oceanogr.*, **42 (7)**: 1651 - 1569.
- MOLEN, D. T. VAN DER., LOS, F. J.; BALLEGOOLJEN, L. VAN E VAT, M. P. VAN DER 1994. MATHEMATICAL MODELLING AS A TOOL FOR MANAGEMENT IN EUTROPHICATION CONTROL OF SHALLOW LAKES. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 479 - 492.
- MOLEN, D. T. VAN DER; PORTIELJE, R.; BOERS, P. C. M. e LIJKLEMA, L. 1998. CHANGES IN SEDIMENT PHOSPHORUS AS A RESULT OF EUTROPHICATION AND OLIGOTROPHICATION IN LAKE VELUWE, THE NETHERLANDS. *WAT. RES.*, **32 (11)**: 3281 - 3288.
- MOLONEY, C. L. e FIELD, J. G. 1991. THE SIZE-BASED DYNAMICS OF PLANKTON FOOD WEBS. I. A SIMULATION MODEL OF CARBON AND NITROGEN FLOWS. *J. PLANKTON RES.*, **13 (5)**: 1003 - 1038.
- Moore, B. C.; Funk, W. H. e Anderson, E. 1991. Water Quality, Fishery, and Biologic Characteristics in a Shallow, Eutrophic Lake with Dense Macrophyte Populations. *Lake and Reserv. Manage.*, **8 (2)**: 175 - 188.
- MOSS, B. 1988. *ECOLOGY OF FRESH WATERS. MAN AND MEDIUM*. BLACKWELL SCIENT. PUBL., OXFORD, 2^aED., PP.
- MOSS, B. 1996. A LAND AWASH WITH NUTRIENTS - THE PROBLEM OF EUTROPHICATION. *CHEMISTRY & INDUSTRY*, **3**: 407 - 411.
- MOSS, B.; MCGOWAN, S. e CARVALHO, L. 1994. DETERMINATION OF PHYTOPLANKTON CROPS BY TOP-DOWN AND BOTTOM-UP MECHANISMS IN A GROUP OF ENGLISH LAKES, THE WEST MIDLAND MERES. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **39 (5)**: 1020 - 1029.
- MUR, L. R. e SCHREURS, H. 1995. LIGHT AS A SELECTIVE FACTOR IN THE DISTRIBUTION OF PHYTOPLANKTON SPECIES. *WAT. SCI. TECH.*, **32 (4)**: 25 - 34.
- MURAOKA, K. e FUKUSHIMA, T. 1986. ON THE BOX MODEL FOR PREDICTION OF WATER QUALITY IN EUTROPHIC LAKES. *ECOLOGICAL MODELLING*, **31**: 221 - 236.
- Murdoch, W. W.; Nisbet, R. M.; McCauley, E.; DeRoss, A. M. e Gurney, W. S. C.. 1998. Plankton abundance and dynamics across nutrient levels: test of hypotheses. *Ecology*, **79 (4)**: 1339 - 1356.
- MYERS, C.F.; MEEK, J.; TULLER, S. e WEINBERG, A. 1985. NONPOINT SOURCES OF WATER POLLUTION. *J. SOIL WATER CONSERV.*, **40(1)**: 14-18.
- NARUMALANI, S.; JENSEN, J. R.; ALTHAUSEN, J. D.; BURKHALTER, S. e MACKEY, H. E. JR. 1997. AQUATIC MACROPHYTES MODELING USING GIS AND LOGISTIC MULTIPLE REGRESSION. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING & REMOTE SENSING*, **63 (1)**: 41 - 49.
- NAUWERCK, A. 1962. ZUR SYSTEMATIK UND ÖKOLOGIE PORTUGIESISCHER PLANKTONALGEN. *BOL. SOC. BROT.*, **XI**: 7 - 56.
- Neto, P.L. 1998. *Sistemas de Informação Geográfica*. FCA – Ed. Informática Lda., 224 p.
- NIELSEN, S. N.. 1994. MODELLING STRUTURAL DYNAMICAL CHANGES IN DANISH SHALLOW LAKE. *ECOLOGICAL MODELLING*, **73**: 13 - 30.
- NIELSEN, S. N.. 1997. EXAMINATION AND OPTIMIZATION OF DIFFERENT EXERGY FORMS IN MACROPHYTE SOCIETIES. *ECOLOGICAL MODELLING*, **102**: 115 - 127.
- NIEMI, J. 1985A. MATHEMATICAL MODELLING OF TWO FINNISH LAKES. *PUBLIC. WATER RES. INST. NAT. BOARD WATER FINLAND*, **62**: 99 - 104.
- NIEMI, J. 1985B. CORRELATIONS BETWEEN WATER QUALITY VARIABLES IN FINNISH LAKES. *PUBLIC. WATER RES. INST. NAT. BOARD WATER FINLAND*, **62**: 93 - 98.
- NIEMI, J. 1986A. MATHEMATICAL MODELING OF PHYTOPLANKTON BIOMASS. *PUBLIC. WATER RES. INST. NAT. BOARD WATER FINLAND*, **69**: 16 - 32.
- NIEMI, J. 1986B. SIMULATION OF WATER QUALITY IN LAKES. *PUBLIC. WATER RES. INST. NAT. BOARD WATER FINLAND*, **69**: 3 - 15.

-
- NIXDORF, B. E HOEG, S. 1993. PHYTOPLANKTON - COMMUNITY STRUCTURE, SUCCESSION AND CHLOROPHYLL CONTENT IN LAKE MÜGGELSEE FROM 1979 TO 1990. *INT. REVUE GES. HYDROBIOL.*, **78 (3)**: 359 - 377.
- NORRIS, R. H.; MOORE, J. L.; MAHER, W. A. E WENSING. L. P. 1993. LIMNOLOGICAL CHARACTERISTICS OF TWO COASTAL DUNE LAKES, JERVIS BAY, SOUTH EASTERN AUSTRALIA. *AUST. J. MAR. FRESHWATER RES.*, **44**: 437 - 458.
- NOVO, G. F.; DIAZ, L. R. E MARTINEZ, A. T. 1975. EL SISTEMA DE DUNAS DE DÓNANA. *NATURALIA HISPANICA*, **5**: 5 - 56.
- NOVOTNY, V. E OLEM, H. 1994. *WATER QUALITY. PREVENTION, IDENTIFICATION, AND MANAGEMENT OF DIFFUSE POLLUTION*. ITP, NEW YORK, 1054 P.
- Nyhlm, N. 1978. A simulation model for phytoplankton growth and nutrient cycling in eutrophic, shallow lakes. *Ecological Modelling*, **4**: 279 - 310.
- ODUM, E. P. 1971. *FUNDAMENTOS DE ECOLOGIA*. ED. FUNDAÇÃO CALOUSTE GULBENKIAN, LISBOA, 4ª ED., 927PP.
- OKADA, M. E AIBA, S. 1983A. SIMULATION OF WATER-BLOOM IN A EUTROPHIC LAKE - III. MODELING THE VERTICAL MIGRATION AND GROWTH OF *MICROCYSTIS AERUGINOSA*. *WATER RES.*, **17 (8)**: 883 - 893.
- OKADA, M. E AIBA, S. 1983B. SIMULATION OF WATER-BLOOM IN A EUTROPHIC LAKE - II. REASSESSMENT OF BUOYANCY, GAS VACUOLE AND TURGOR PRESSURE OF *MICROCYSTIS AERUGINOSA*. *WATER RES.*, **17 (8)**: 877 - 882.
- OLIVEIRA, E. V.; GALHANO, F. E PEREIRA, B. 1990. *ATIVIDADES AGRO-MARÍTIMAS EM PORTUGAL*. PUBLICAÇÕES D. QUIXOTE, LISBOA, 236 P.
- OLIVEIRA, M.R.L. 1987. *ESTRUTURA DAS COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICAS EM ALBUFEIRAS PORTUGUESAS*. DISSERTAÇÃO PARA INVESTIGADOR AUXILIAR INIP, LISBOA, 307 P.
- OLIVEIRA, M.R.L. 1991. EUTROFIZAÇÃO DO RIO GUADIANA. "BLOOMS" DE *CYANOPHYCEAE* E INFLUÊNCIA NA ICTIOFAUNA. *REL. TÉC. CIENTIF. INIP*, **42**: 24 P.
- OLIVEIRA, M .R . L. E MONTEIRO, M. R. 1992. "BLOOMS" DE *CYANOPHYCEAE* NA ALBUFEIRA DA AGUIEIRA - EFEITOS NA QUALIDADE DA ÁGUA E NO ZOOPLÂNCTON. *REL. TÉC. CIENTIF. INIP*, **61**: 57.
- OLIVEIRA, T. I. F. 1997. CAPACIDADE DE TROCA CATIONICA NO CRETÁCICO DE AVEIRO E SUA INFLUÊNCIA NO QUIMISMO DA ÁGUA. DISSERT. APRESENTADA A UNIV. DE AVEIRO PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM GEOQUÍMICA, DEP. GEOCIÊNCIAS, UNIV. DE AVEIRO, AVEIRO, 130 P.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (O.C.D.E.) 1982. *EUTROPHICATION OF WATERS. MONITORING, ASSESSEMENT AND CONTROL*. THE OECD CATALOGUE OF PUBLICATIONS, PARIS, 154 P.
- OSBORNE. L. L. E WILEY, M. J. 1988. EMPIRICAL RELATIONSHIPS BETWEEN LAND USE/COVER AND STREAM WATER QUALITY IN NA AGRICULTURAL WATERSHED. *J. ENVIRON. MANAG.*, **26**: 9 - 27.
- OUDE, P. J. DEN E GULATI, R. D. 1988. PHOSPHORUS AND NITROGEN EXCRETION RATES OF ZOOPLANKTON FROM THE EUTROPHIC LOOSDRECHT LAKES, WITH NOTES ON THE P SOURCES FOR PHYTOPLANKTON REQUIREMENTS. *HYDROBIOLOGIA*, **169**: 379 - 390.
- Painho, M. 1994. *Sistemas de Informação Geográfica*. Universidade Nova de Lisboa, 28 + 17 p.
- Park, S. S. e Uchirin, G. C. 1997. A stoichiometric model for water quality interactions in macrophyte dominated water bodies. *Ecological Modelling*, **96**: 165- 174.
- PARSONS, T.R. 1984. *A MANUAL OF CHEMICAL AND BIOLOGICAL METHODS FOR SEAWATER ANALYSIS*. PERGAMON PRESS, OXFORD, 273 P.
- Park, R. A. *et al.* 1973. *CLEANER, the Lake George Model*. IBP, Eastern Deciduous Forest Biome Contribution No. 186, p. 13.

-
- Pastor, J. e Bridgham, S. D. 1999. Nutrient efficiency along nutrient availability gradients. *Oecologia*, **118**: 50- 58.
- Patterson, G. e Wilson, K. K. 1995. The influence of the diel climatic cycle on the depth-time distribution of phytoplankton and photosynthesis in a shallow equatorial lake (lake Baringo, Kenya). *Hydrobiologia*, **304**: 2 - 8.
- PEPPER, I.; GERBA, C. E BRUSSEAU, M. 1996. *POLLUTION SCIENCE*. ACADEMIC PRESS, LONDON, 397 P.
- PERAKIS, S. S.; WELCH, E. B. E JACOBY, J. M. 1994. SEDIMENT-TO-WATER BLUE-GREEN ALGAL RECRUITMENT IN RESPONSE TO ALUM AND ENVIRONMENTAL FACTORS. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 165 - 177.
- PEREIRA, R. M. O. 1997. *PLANO DE ORDENAMENTO E GESTÃO DAS LAGOAS DAS BRAÇAS E DA VELA (CENTRO-LITORAL)*. DISSERTAÇÃO APRESENTADA À FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DA UNIV. COIMBRA PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ECOLOGIA, DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA, F.C.T./UNIV. COIMBRA, COIMBRA, 142 P.
- PEROW, M. R.; MOSS, B. E STANSFIELD, J. 1994. TROPHIC INTERACTIONS IN A SHALLOW LAKE FOLLOWING A REDUCTION IN NUTRIENT LOADING: A LONG-TERM STUDY. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 43 - 52.
- PERSSON, A. 1997. PHOSPHORUS RELEASE BY FISH IN RELATION TO EXTERNAL AND INTERNAL LOAD IN AN EUTROPHIC LAKE. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **43 (2)**: 577 - 583.
- PHILLIPS, G.; JACKSON, R.; BENNETT, C. E CHILVERS, A. 1994. THE IMPORTANCE OF SEDIMENT PHOSPHORUS RELEASE IN THE RESTORATION OS VERY SHALLOW LAKES (THE NORFOLK BROADS, ENGLAND) AND IMPLICATIONS FOR BIOMANIPULATION. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 445 - 456.
- Pipp, E. e Rott, E. 1995. A phytoplankton compartment model for a small meromictic lake with special reference to species-specific niches and long-term changes. *Ecological Modelling*, **78**: 129 - 148.
- Polunin, O. 1982. *Guía de Campo de las Flores de Europa*. 3ª ed., Ed. Omega, Barcelona, 769 p..
- Post, D. M.; Carpenter, S. R.; Christensen, D. L.; Cottingham, K. L.; Kitchell, J. F. e Schindler, D. E. 1997. Seasonal effects of variable recruitment of a dominant piscivore on pelagic food web structure. *Limnol. Oceanogr.*, **42 (4)**: 722 - 729.
- POWER, J. F. E SCHEPERS, J. S. 1989. NITRATE CONTAMINATION OF GROUNDWATER IN NORTH AMERICA. *AGRIC., ECOSYSTEMS AND ENVIRON.*, **26**: 165 - 187.
- PRATO, T.; SHI, H.-Q.; RHEW, R. E BRUSVEN, M. 1989. SOIL EROSION AND NON-POINT SOURCE POLLUTION CONTROL IN NA IDAHO WATERSHED. *J. SOIL WAT. CONSERV.*, **44 (4)**: 323- 328.
- PREJS, A.; MARTYNIAK, A.; BORON, S.; HLIWA, P. E KOPERSKI, P. 1994. FOOD WEB MANIPULATION IN A SMALL, EUTROPHIC LAKE WIRBEL, POLAND: EFFECT OF STOCKING WITH JUVENILE PIKE ON PLANKTIVORUS FISH. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 65 - 70.
- Priyantha, D. G. N.; Asaeda, T.; Saitoh, S. e Gotoh, K. 1997. Modelling effects of curtain method on algal blooming in reservoirs. *Ecological Modelling*, **98**: 89 - 104.
- RADTKE, E. E STRAŠKRABA, M. 1980. SELF-OPTIMIZATION IN A PHYTOPLANKTON MODEL. *ECOLOGICAL MODELLING*, **9**: 247 - 268.
- Rajar, R. e Cetina, M. 1997. Hydrodynamic and water quality modelling: An experience. *Ecological Modelling*, **101**: 195 - 207.
- Ramamurthy, R. e Clark, N. N. 1999. Atmospheric Emissions Inventory Data for Heavy-Duty Vehicles. *Environ. Sci. Technol.*, **33**: 55 - 62.
- RAST, W. E LEE, G. F. 1978. *SUMMARY ANALYSIS OF THE NORTH AMERICAN (US PORTION) OECD EUTROPHICATION PROJECT: NUTRIENT-LOADING - LAKE RESPONSE RELATIONSHIPS AND TROPHIC STATE INDICES*. ECOLOGICAL RESEARCH SERIES, EPA - 600/3-78-008, 454 P.
- RAVERA, O. 1981. EFFECTS OF NUTRIENT ENRICHMENT OF WATER BODIES AND ITS CORRECTIVES. *INTERNATIONAL CONF. WATER INDUSTRY 81', CEP CONSULTANTS LTD.*: 63 - 69.
- RAVERA, O. 1983. ASSESSMENT OF THE TROPHIC STATE OF A WATER BODY. *ANNLS LIMNOL.*, **19 (3)**: 229 - 234.

-
- RAVERA, O. 1984. SOME SELECTED EXAMPLES OF EUTROPHICATED EUROPEAN LAKES. *IN* NURNBERG, H. W. E VIGNERON, J. (EDTS). *POLLUTANTS AND THEIR ECOTOXICOLOGICAL SIGNIFICANCE*: 177 - 187.
- RAVERA, O.; GARAVAGLIA, C. E STELLA, M. 1984. THE IMPORTANCE OF THE MACROPHYTES IN TWO LAKES WITH DIFFERENT TROPHIC DEGREE: LAKE COMABBIO AND LAKE MONATE (PROVINCE OF VARESE, NORTHERN ITALY). *VERH. INTERNAT. VEREIN. LIMNOL.*, **22**: 1119 - 1130.
- RAVERA, O. 1990. THE EFFECTS OF HYPOLIMNETIC OXYGENATION IN THE SHALLOW AND EUTROPHIC LAKE COMABBIO (NORTHERN ITALY) STUDIED BY "ENCLOSURE". *VERH. INTERNAT. VEREIN. LIMNOL.*, **24**: 188 - 194.
- REBERTUS, A. J.; KITZBERGER, T.; VELEN, T. T. E ROOVERS, L. M. 1997. BLOWDOWN HISTORY AND LANDSCAPE PATTERNS IN THE ANDES OF TIERRA DEL FUEGO, ARGENTINA. *ECOLOGY*, **78 (3)**: 678 - 692.
- Recknagel, F.; French, M.; Harkonen, P. e Yabunaka, K.-I. 1997. Artificial neural network approach for modelling and prediction of algal blooms. *Ecological Modelling*, **96**: 11- 28.
- REKOLAINEN, S. 1989. PHOSPHORUS AND NITROGEN LOAD FROM FOREST AND AGRICULTURAL AREAS IN FINLAND. *AQUA FENNICA*, **19 (2)**: 95 - 107.
- RIBEIRO, C. T. 1995. ANÁLISE DO IMPACTE DA URBANIZAÇÃO E USO DO SOLO NOS RECURSOS HIDRÍCOS POR INTEGRAÇÃO DE UM MODELO HIDROLÓGICO E GIS. *SEM. AMB. ORDEN., GESTÃO DO TER. E SIST. INFORM. GEOGRÁFICA*, LISBOA: 51 - 63.
- RIBEIRO, O. 1988. AS CONDIÇÕES CLIMÁTICAS. *IN* RIBEIRO, O. E LAUTENSACH, H. "GEOGRAFIA DE PORTUGAL. VOLUME II - O RITMO CLIMÁTICO E A PAISAGEM": 371-385.
- RISMAL, M.; KOMPARE, B. E RAJAR, R. 1997. CONTRIBUTION OF HYDRODYNAMIC AND LIMNOLOGICAL MODELLING TO THE SANITATION OF LAKE BLEDE. *PROC. 4TH INT. CONF. WATER POLLUT.*: 125 - 132.
- RITTER, W. F. 1986. WATER QUALITY OF AGRICULTURAL COASTAL PLAIN WATERSHED. *AGRICULTURAL WASTES*, **16**: 201- 216.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1979. BREZALES Y JARALES DE EUROPA OCCIDENTAL (REVISIÓN FITOSOCIOLÓGICA DE LAS CLASES *CALLUNO-ULICETEYA* Y *CISTO-LAVANDULETEYA*). *LAZAROA.*, **1**: 1 - 84.
- RODRIGUES, A. C. 1992. MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM ALBUFEIRAS. DISSERTAÇÃO APRESENTADA PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA DO AMBIENTE, UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA, FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA, LISBOA, 316 P.
- RODRIGUES, A.; BARROS, P.; REIS, M.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F. E SOARES, A.M.V.M. 1993. COMPARAÇÃO DA VARIAÇÃO TEMPORAL DAS COMUNIDADES ZOOPLANCTÓNICAS NAS LAGOAS DAS BRAÇAS, VELA E MIRA (REGIÃO CENTRO-LITORAL). RESULTADOS PRELIMINARES. *BOLETIM DA UCTRA*, **1**: 164 - 172.
- RODRIGUES, A. M.; SOBRAL, P.; SANTOS, M. C. E SANTANA, F. J. 1991. QUALIDADE DA ÁGUA DAS LAGOAS DE S. MIGUEL. II. ESTUDO DA COMUNIDADE PLANTÓNICA. *ENCONTRO TÉCN. O ESTADO DA ÁGUA NOS AÇORES*, SEC. REG. HABIT. OBRAS PÚBL./APRH, PONTA DELGADA.
- RODRIGUES, A. M. F.; SANTOS, M. C. R.; SOBRAL, P. E SANTANA, F. J. P. 1993. ESTUDO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA NAS LAGOAS DAS SETE CIDADES, FURNAS E FOGO (ILHA DE S. MIGUEL/AÇORES). *BOL. UCA. U. ALGARVE, UTRA*, **1**: 42-57.
- RODRIGUES, A. M. F.; ALMEIDA, M. G. E SANTANA, F. J. P. 1997. IMPLICAÇÕES DA PRESENÇA DE CIANOBACTÉRIAS E MICROALGAS NA ETA DE MONTE NOVO. EFEITO DO OZONO COMO PRÉ-TRATAMENTO. *ENCONTRO TÉCNICO CIANOBACTÉRIAS E SEU IMPACTE NA QUALIDADE DA ÁGUA*, A.P.R.H., LISBOA 21 E 22 JANEIRO, 11 P.
- Rodrigues, J. D. 1984. Noções de Hidrogeologia. *Geonovas*, **7 (1)**: 11 - 30.
- ROMO, S. E TONGEREN, O. VAN 1995. MULTIVARIATE ANALYSIS OF PHYTOPLANKTON AND RELATED ENVIRONMENTAL FACTORS, IN A SHALLOW HYPERTROPHIC LAKE. *HYDROBIOLOGIA*, **299**: 93 - 101.
- RYDIN, E. E WELCH, E. B. 1998. ALUMINIUM DOSE REQUIRED TO INACTIVATE PHOSPHATE IN LAKE SEDIMENTS. *WATER RES.*, **32 (10)**: 2969 - 2976.

-
- Salençon, M.-J. e Thébault, J.-M. 1996. Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup, France): MELODIA, na ecosystem reservoir management model. *Ecological Modelling*, **84**: 163- 187.
- Salomonsen, J. e Jensen, J. J. 1996. Use of lake model to examine exergy response to changes in phytoplankton growth parameters and species composition. *Ecological Modelling*, **87**: 41- 49.
- SANTOS, J. QUELHAS 1991. *FERTILIZAÇÃO. FUNDAMENTOS DA UTILIZAÇÃO DOS ADUBOS E CORRECTIVOS*. COLECÇÃO EURO-AGRO, PUBL. EUROPA-AMÉRICA, LISBOA, 131 P.
- SANTOS, M. C.; SANTANA, F. J.; RODRIGUES, A. M. E SOBRAL, P. 1991 A). *O CONTROLO DA EUTROFIZAÇÃO NAS LAGOAS DE S. MIGUEL - AÇORES. PARTE I - AS LAGOAS DAS SETE CIDADES*. REL. TÉCN., DCEA/UNL, 136 P., LISBOA.
- SANTOS, M. C.; SANTANA, F. J.; RODRIGUES, A. M. E SOBRAL, P. 1991 B). *O CONTROLO DA EUTROFIZAÇÃO NAS LAGOAS DE S. MIGUEL - AÇORES. PARTE II - A LAGOA DAS FURNAS*. REL. TÉCN., DCEA/UNL, 83 P., LISBOA.
- SANTOS, M. C.; SANTANA, F. J.; RODRIGUES, A. M. E SOBRAL, P. 1991 C). *O CONTROLO DA EUTROFIZAÇÃO NAS LAGOAS DE S. MIGUEL - AÇORES. PARTE III - A LAGOA DO FOGO*. REL. TÉCN., DCEA/UNL, 59 P., LISBOA.
- SCAVIA, D. E PARK, R. A. 1976. DOCUMENTATION OF SELECTED CONSTRUCTS AND PARAMETER VALUES IN THE AQUATIC MODEL CLEANER. *ECOLOGICAL MODELLING*, **2**: 33 - 58.
- SCAVIA, D. 1980. AN ECOLOGICAL MODEL OF LAKE ONTARIO. *ECOLOGICAL MODELLING*, **8**: 49 - 78.
- SCAVIA, D.; LANG, G. A. E KITCHELL, J. F. 1988. DYNAMICS OF LAKE MICHIGAN PLANKTON: A MODEL EVALUATION OF NUTRIENT LOADING, COMPETITION, AND PREDATION. *CAN. J. FISH. SCI.*, **45**: 165 - 177.
- SCHEFFER, M. 1990. MULTIPLICITY OF STABLE STATES IN FRESHWATER SYSTEMS. *HYDROBIOLOGIA*, **200/201**: 475-486.
- SCHEFFER, M. 1991. ON THE PREDICTABILITY OF AQUATIC VEGETATION IN SHALLOW LAKES. *MEM. INST. ITAL. IDROBIOL.*, **48**: 207-217.
- SCHEFFER, M.; BAKEMA, A. H. E WORTELBOER, F. G. 1993. MEGAPLANT: A SIMULATION MODEL OF THE DYNAMICS OF SUBMERGED PLANTS. *AQUATIC BOTANY*, **45**: 341- 356.
- SCHEFFER, M. E BEETS, J. 1994. ECOLOGICAL MODEL AND THE PITFALLS OF CAUSALITY. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 115- 124.
- SCHINDLER, D.W. 1977. EVOLUTION OF PHOSPHORUS LIMITATION IN LAKES. NATURAL MECHANISMS COMPENSATE FOR DEFICIENCIES OF NITROGEN IN EUTROPHIED LAKES. *SCIENCE* **195**: 260-262.
- SCHLADOW, S. G. E HAMILTON, D. P. 1997. PREDICTION OF WATER QUALITY IN LAKES AND RESERVOIRS. PART II - MODEL CALIBRATION, SENSITIVITY ANALYSIS AND APPLICATION. *ECOLOGICAL MODELLING*, **96**: 111 - 123.
- SCHMIDER, F. E OTTOW, J. C. G. 1984. MAKROPHYTEN-VEGETATION UND CHEMISMUS UNTERSCHIEDLICH EUTROPHER STILLGEWAESSER IN DER OBERRHEINISCHEN EBENE. *NATUR UND LANDSCHAFT*, **59 (10)**: 395 - 399.
- Schmitz, O. J. 1997. Press perturbations and the predictability of ecological interactions in a food web. *Ecology*, **78 (1)**: 55 - 69.
- SCHNOOR, J. L. E DiTORO, D. M. 1980. DIFFERENTIAL PHYTOPLANKTON SINKING- AND GROWT-RATES: AN EIGENVALUE ANALYSIS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **9**: 233 - 245.
- SCHOCK, S.; RAY, C. E MEHNERT, E. 1993. AGRICULTURAL CHEMICALS: ESTIMATING THEIR OCCURENCE IN ILLINOIS' GROUNDWATER. *WAT. SCI. TECH.*, **28 (3-5)**: 349 - 358.

Seara, A.J. 1997. *Qualidade Métrica em Cartografia Aerofotogramétrica*. FUNDEC/ Instituto Português de Cartografia e Cadastro, Lisboa, 14 p.

Seip, K. L. e Snipen, L. G. 1993. Interactions between phytoplankton and zooplankton in lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **99**: 1 - 4.

SEIXAS, M. J. F.; CÂMARA, A. S. E ANTUNES, M. P. 1991. ACCOMODATING A STRUTURAL CHANGE IN ENVIRONMENTAL SYSTEMAS: THE APPROACH OF QUALITATIVE SIMULATION. *JOURNAL OF FORECASTING*, **10**: 211 - 230.

SEQUEIRA, R. A.; OLSON, R. L. E MCKINION, J. M. 1997. IMPLEMENTING GENERIC, OBJECT-ORIENTED MODELS IN BIOLOGY. *ECOLOGICAL MODELLING*, **93**: 139 - 153.

SERRANO, J. A. P. F. ; GARCIA, P. C. S. E CRISTO, F. P. 1997. *PIEZOMETRIA DA REGIÃO CENTRO*. MINISTÉRIO DO AMBIENTE, DIRECÇÃO REGIONAL DO AMBIENTE DO CENTRO, DIRECÇÃO DE SERVIÇOS DA ÁGUA, DIVISÃO RECURSOS HÍDRICOS, COIMBRA, 108 p.

SHARPLEY, A. N. E SMITH, S. J. 1990. PHOSPHORUS TRANSPORT IN AGRICULTURAL RUNOFF: THE ROLE OF SOIL EROSION. *IN* BOARDMAN, J.; FOSTER, I. D. L. E DEARING, J. A. (EDTS), *SOIL EROSION ON AGRICULTURAL LAND*: 351- 366.

SHAW, J. F. H. E PREPAS, E. E. 1990. RELATIONSHIPS BETWEEN PHOSPHORUS IN SHALLOW SEDIMENTS AND IN THE TROPHOGENIC ZONE OF SEVEN ALBERTA LAKES. *WATER RES.* **24 (5)**: 551- 556.

SILVA, P.C.L.D.; GONÇALVES, F.; RIBEIRO, R. E SOARES, A.M.V.M. 1997. FIRST EVALUATION OF THE RESTORATION OF BRAÇAS LAGOON (FIGUEIRA DA FOZ - PORTUGAL). *ARCH. HYDROBIOL.*, **141 (1)**: 109 -125.

SIMONS, J.; OHM, M.; DAALDER, R.; BOERS, P. E RIP, W. 1994. RESTORATION OF BOTSHOL (THE NETHERLANDS) BY REDUCTION OF EXTERNAL NUTRIENT LOAD: RECOVERY OF CHARACEAN COMMUNITY, DOMINATED BY *CHARA CONNIVENS*. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 243 - 253.

SKOP, E. E SØRENSEN, P. B. 1998. GIS-BASED MODELLING OF SOLUTE FLUXES AT THE CATCHMENT SCALE: A CASE STUDY OF THE AGRICULTURAL CONTRIBUTION TO THE RIVERINE NITROGEN LOADING IN THE VEJLE FJORD CATCHMENT, DENMARK. *ECOLOGICAL MODELLING*, **106**: 291 - 310.

Smayda, T. J. 1978. What to Count?. *In* A. Sournia (Edt.). *Phytoplankton Manual*. UNESCO: 165 - 166.

Smayda, T. J. 1997. Bloom dynamics: Physiology, behavior, trophic effects. *Limnol. Oceanogr.*, **42 (5, parte 2)**: 1232 - 1136.

SNEDECOR, G.W. E COCHRAN, W.G. 1989. *STATISTICAL METHODS*. 8ª EDIÇÃO. IOWA STATE UNIVERSITY PRESS / AMES. 503 p.

SØNDERGAARD, M.; WINDOLF, J. E JEPPESEN, E. 1996. PHOSPHORUS FRACTIONS AND PROFILES IN THE SEDIMENT OF SHALLOW DANISH LAKES AS RELATED TO PHOSPHORUS LOAD, SEDIMENT COMPOSITION AND LAKE CHEMISTRY. *WAT. RES.*, **30**: 992 - 1002.

SOYUPAK, S.; MUKHALLALATI, L.; YEMISEN, D.; BAYAR, A. E YURTERI, C. 1997. EVALUATION OF EUTROPHICATION CONTROL STRATEGIES FOR THE KEBAN DAM RESERVOIR. *ECOLOGICAL MODELLING*, **97**: 99 - 110.

S.R.G. 1965. *RECHERCHES GEOPHYSIQUES POUR L'ETUDE HYDROGEOLOGIQUE DE LA ZONE DE FIGUEIRA DA FOZ*. RAPPORT N° 1.122, LISBOA.

STEEN, P. VAN DER; BRENNER, A. E ORON, G. 1998. ALGAL GROWTH IN TEMPERATE RESERVOIRS: KINETIC EXAMINATION OF NITROGEN, TEMPERATURE, LIGHT, AND OTHER NUTRIENTS. *WAT. RES.*, **328 (12)**: 3539 - 3548.

STERNER, R. W. E GROVER, J. P. 1998. AN INTEGRATED DUCKWEED AND ALGAE POND SYSTEM FOR NITROGEN REMOVAL AND RENOVATION. *WATER SCI. TECH.*, **38 (1)**: 335 - 343.

STOREY, M. L.; AUER, M. T.; BARTH, A. K. E GRAHAM, J. M. 1993. SITE-SPECIFIC DETERMINATION OF KINETIC COEFFICIENTS FOR MODELING ALGAL GROWTH. *ECOLOGICAL MODELLING.*, **66**: 181 - 196.

-
- Stow, C. A.; Carpenter, S. R.; Webster, K. E. e Frost, T. M. 1998. Long-term environmental monitoring: some perspectives from lakes. *Ecological Applications*, **8 (2)**: 269 - 276.
- STRAŠKRABA, M. 1995. MESSAGES FROM THE MEETING "MATHEMATICAL MODELLING IN LIMNOLOGY" INNSBRUCK. *ECOLOGICAL MODELLING*, **78**: 3-5.
- STRAŠKRABA, M. 1996. ECOTECHNOLOGICAL METHODS FOR MANAGING NON-POINT SOURCE POLLUTION IN WATRESHEDS, LAKES AND RESERVOIRS. *WAT. SCI. TECH.*, **33 (4-5)**: 73 - 80.
- STREBLE, H. E KRAUTER, D. 1973. *DAS LEBEN IM WASSERTROPFEN, MIKROFLORA UND MIKROFAUNA DES SÜßWASSERS*. FRACKH' SCHE VERLAGSHAUDLUNG. STUTTGART. 352 P.
- SUTTLE, C.A. e HARRISON, P.J. 1988. AMMONIUM AND PHOSPHATE UPTAKE RATES, N:P SUPPLY RATIOS, AND EVIDENCE FOR N AND P LIMITATION IN SOME OLIGOTROPHIC LAKES. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **33**, (2): 186-202.
- SUTTON, D. B. e HARMON, N. P. 1980. *FUNDAMENTOS DE ECOLOGÍA*. ED. LIMUSA, MÉXICO, 293 P..
- TÁTRAI, I. 1988. EXPERIMENTS ON NITROGEN AND PHOSPHORUS RELEASE BY *CHIRONOMUS EX GR. PLUMOSUS* FROM THE SEDIMENTS OF LAKE BALATON, HUNGARY. *INT. REVUE GES. HYDROBIOL.*, **73**: 627 - 640.
- Thomann, R. V.; DiToro, D. M.; Winfield, R. P.; O'Connor, D. J. 1975 - *Mathematical Modeling of Phytoplankton in Lake Ontario*. National Environment Research Center, Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon, U.S.A..
- THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. 1987. *PRINCIPLES OF SURFACE WATER QUALITY MODELING AND CONTROL*. HARPER & ROW, NEW YORK, 644+XII P.
- THRELKELD, S. T. 1994. BENTHIC-PELAGIC INTERACTIONS IN SHALLOW WATER COLUMNS: AN EXPERIMENTALIST'S PERSPECTIVE. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 293 - 300.
- THRONDSSEN, J. 1978. PRESERVATION AND STORAGE. IN A. SOURNIA (EDT.). *PHYTOPLANKTON MANUAL*. UNESCO, PARIS: 69 - 74.
- TONGEREN, O. F. R. VAN. 1995. DATA ANALYSIS OR SIMULATION MODEL? A CRITICAL EVALUATION OF SOME METHODS. *ECOLOGICAL MODELLING*, **78**: 51 - 60.
- TOWNSEND, M. A.; SLEEZER, R. O. e MACKO, S. A. 1996. EFFECTS OF AGRICULTURAL PRACTICES AND VADOSE ZONE STRATIGRAPHY ON NITRATE CONCENTRATION IN GROUND WATER IN KANSAS, USA. *WAT. SCI. TECH.*, **33 (4-5)**: 219 - 226.
- TENNESSEE VALLEY AUTHORITY (T.V.A.) 1972. *HEAT AND MASS TRANSFER BETWEEN A WATER SURFACE AND THE ATMOSPHERE*. WAT. RES. RES. LAB. REPORT N° 14, TENNESSEE.
- URABE, J.; NAKANISHI, M. e KAWABATA, K. 1995. CONTRIBUTION OF METAZOAN PLANKTON TO THE CYCLING OF NITROGEN AND PHOSPHORUS IN LAKE BIWA. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **40 (2)**: 232 - 241.
- VADSTEIN, O.; BREKKE, O.; ANDERSEN, T. e OLSEN, Y. 1995. ESTIMATION OF PHOSPHORUS RELEASE RATES FROM NATURAL ZOOPLANKTON COMMUNITIES FEEDING ON PLANKTONIC ALGAE AND BACTERIA. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **40 (2)**:250 - 262.
- VALLENTYNE, J. R. 1974. *THE ALGAL BOWL: LAKES AND MAN*. DEP. ENVIRON. AND MARINE SERV., MISCELLANEOUS SPECIAL PUBL. 22, OTTAWA, 186 P.
- Van Luijn, F.; Boers, P. C. M.; Lijklema, L. e Sweerts, J.-P. R. A. 1999. Nitrogen Fluxes and Processes in Sandy and Muddy Sediments from a Shallow Eutrophic Lake. *Wat. Res.*, **33 (1)**: 33 - 42.
- Vanni, M. J. e Layne, C. D. 1997. Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the "top-down" effect of fish on algae in lakes. *Ecology*, **78 (1)**: 21 - 40.
- Vanni, M. J.; Layne, C. D. e Arnott, S. E. 1997. "Top-down" trophic interations in lakes: effects of fish on nutrient dynamics. *Ecology*, **78 (1)**: 1 - 20.
- VARIS, O. 1989. SIMULATED IMPACTS OF FLOW REGULATION ON BLUE-GREEN ALGAE IN A SHORT RETENTION TIME LAKE. *ARCH. HYDROBIOL. BEIH.*, **33**: 181 - 189.
- VARIS, O. 1991A. A CANONICAL APPROACH TO DIAGNOSTIC AND PREDICTIVE MODELLING OF PHYTOPLANKTON COMMUNITIES. *ARCH. HYDROBIOL.*, **122 (2)**: 147 - 166.
-

VARIS, O. 1991B. ASSOCIATIONS BETWEEN LAKE PHYTOPLANKTON COMMUNITY AND GROWTH FACTORS - A CANONICAL CORRELATION ANALYSIS. *HYDROBIOLOGIA* **210**: 209-216.

VARIS, O. 1991C. *COMPUTATIONAL MODELING OF THE ENVIRONMENT WITH APPLICATION TO LAKE EUTROPHICATION*. TESE PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM TECNOLOGIA, UNIVERSIDADE DE TECNOLOGIA DE HELSINKUA, 43 P.

VARIS, O. 1993A. CYANOBACTERIA DYNAMICS IN A RESTORED FINNISH LAKE: A LONG TERM SIMULATION STUDY. *HYDROBIOLOGIA* **268 (3)**: 129-145.

VARIS, O. 1993B. IMPACT OF GROWTH FACTORS ON COMPETITIVE ABILITY OF BLUE-GREEN ALGAE ANALYZED WITH WHOLE-LAKE SIMULATION. IN STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. E DUCAN, A. (EDTS), *COMPARATIVE RESERVOIR LIMNOLOGY AND WATER QUALITY MANAGEMENT*: 127 - 137.

VARIS, O. 1994. WATER QUALITY MODELS: TOOLS FOR THE ANALYSIS OF DATA, KNOWLEDGE, AND DECISIONS. *WAT. SCI. TECH.*, **30 (2)**: 13 - 19.

VERMAAT, J. E. E HANIF, M. K. 1998. PERFORMANCE OF COMMON DUCKWEED SPECIES (*LEMNACEAE*) AND THE WATERFERN *AZOLLA FILICULOIDES* ON DIFFERENT TYPES OF WASTE WATER. *WATER RES.*, **32 (9)**: 2569 - 2576.

VASCONCELOS, V.M.O. 1990. *ECOTOXICOLOGIA DE CIANOBACTÉRIAS: IMPACTE DOS SEUS "BLOOMS" NAS COMUNIDADES ANIMAIS E SUA APLICAÇÃO NA GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA*. TRABALHO DE SÍNTESE DE P.A.P.C.C. UNIVERSIDADE DO PORTO, PORTO, PORTUGAL, 82+51PP.

VASCONCELOS, V.M.; CAMPOS, T.; AMORIM, A. E SOARES, A.M.V.M. 1993. TOXICIDADE DE ESTIRPES DE CIANOBACTÉRIAS ISOLADAS A PARTIR DAS LAGOAS DAS BRASÇAS, VELA E MIRA. *BOL. UCA. U. ALGARVE, UTRA*, **1**: 193-201.

VASCONCELOS, V.M.O. 1995. *ECOTOXICOLOGIA DE CIANOBACTÉRIAS: DISTRIBUIÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS E SUAS TOXINAS EM ÁGUAS DOCES PORTUGUESAS*. BIOACUMULAÇÃO EM BIVALVES. DISSERTAÇÃO PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ECOLOGIA APLICADA APRESENTADA À FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DO PORTO, PORTO, 136 +31P..

VELDKAMP, A. E FRESCO, L. O. 1996. CLUE-CR: AN INTEGRATED MULTI-SCALE MODEL TO SIMULATE LAND USE CHANGE SCENARIOS IN COSTA RICA. *ECOLOGICAL MODELLING*, **91**: 231- 248.

VILA, X.; COLOMER, J. E GARCIA-GIL, L. J. 1996. MODELLING SPECTRAL IRRADIANCE IN FRESHWATER IN RELATION TO PHYTOPLANKTON AND SOLAR RADIATION. *ECOLOGICAL MODELLING*, **87**:59 - 68.

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*. OCDE, PARIS, TECH. REPORT DA 5/SCI/68.27, 250 P.

VREUGDENHIL, C. B. 1989. *COMPUTATIONAL HYDRAULICS*. SPRINGER VERLAG, 182+VIII P.

WALKER, W. W. 1982. A SENSITIVITY AND ERROR ANALYSIS FRAMEWORK FOR LAKE EUTROPHICATION MODELING. *WATER RES. BUL.*, **18 (1)**: 53 - 60.

WATSON, S. B.; MCCAULEY, E. E DOWNING, J. A. 1997. PATTERNS IN PHYTOPLANKTON TAXONOMIC COMPOSITION ACROSS TEMPERATE LAKES OF DIFFERING NUTRIENT STATUS. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **42 (3)**: 487 - 495.

Weber, G. E.; Furch, K. e Junk, W. J. 1996. A simple modelling approach towards hydrochemical seasonality of major cations in a Central Amazonian floodplain lake. *Ecological Modelling*, **91**: 39- 56.

Weibel; R. 1986. Automated Cartographic Generalisation, in *A Selected Bibliography on Spatial Data Handling: Data Structures, Generalisation, and Three-Dimensional Mapping*, Ed. R. Sieber e K. Brassel, vol.6, Geo-Processing Series, Department of Geography, University of Zürich, pp 20-35.

WELCH, E. B.; DEGASPERI, C. L. E SPYRIDAKIS, D. E. 1988. SOURCES FOR INTERNAL P LOADING IN A SHALLOW LAKE. *VERH. INTERNAT. VEREIN. LIMNOL.*, **23**: 307 - 314.

WELCH, E. B.; KVAM, E. B. E CHASE, R. F. 1994. THE INDEPENDENCE OF MACROPHYTE HARVESTING AND LAKE PHOSPHORUS. *VERH. INT. VEREIN. LIMNOL.*, **25**: 2301 - 2304.

-
- WELCH, E. B. E COOKE, G. D. 1994. INTERNAL PHOSPHORUS LOADING IN SHALLOW LAKES: IMPORTANCE AND CONTROL. *LAKE AND RESERV. MANAGE.*, **11 (3)**: 273 - 281.
- WELCH, E. B. E SCHRIEVE, G. D. 1994. ALUM TREATMENT EFFECTIVENESS AND LONGEVITY IN SHALLOW LAKES. *HYDROBIOLOGIA*, **275/276**: 423 - 431.
- WEN, Y. H.; VÉZINA, A. E PETERS, R. H. 1997. ALLOMETRIC SCALING OF COMPARTMENTAL FLUXES OF PHOSPHORUS IN FRESHWATER QUALITY ALGAE. *LIMNOL. OCEANOGR.*, **42 (1)**: 45 - 56.
- WESTHUIZEN, A. J. VAN DER; ELOFF, J. N. E KRÜGER, G. H. J. 1986. EFFECT OF TEMPERATURE AND LIGHT (FLUENCE RATE) ON THE COMPOSITION OF THE TOXIN OF THE CYANOBACTERIUM *MICROCYSTIS AERUGINOSA* (UV-006). *ARCH. HYDROBIOL.*, **108 (2)**: 145 - 154.
- WESTLAKE, D. F. 1975. MACROPHYTES. IN B. A. WHITTON (EDT.), *RIVER ECOLOGY*. STUDIES IN ECOLOGY VOL. 2, BLACKWELL SCI. PUBL., OXFORD: 106 - 128.
- WETZEL, R. G. 1993. *LIMNOLOGIA*. 2ª ED., FUNDAÇÃO CALOUSTE GULBENKIAN. 919 P.
- WETZEL, R. G. E LIKENS, G. E. 1991. *LIMNOLOGICAL ANALYSES*. 2ª ED., SPRINGER-VERLAG, NEW YORK, 391+XIII P.
- WETZEL, R. G. E HOUGH, R. A. 1973. PRODUCTIVITY AND ROLE OF AQUATIC MACROPHYTES IN LAKES. NA ASSESSMENT. *POL. ARCH. HYDROBIOL.*, **20**: 9 - 19.
- WILBUR, H. M. 1997. EXPERIMENTAL ECOLOGY OF FOOD WEBS: COMPLEX SYSTEM IN TEMPORARY PONDS. *ECOLOGY*, **78 (8)**: 2279 - 2302.
- WILLIAMS, A. E.; LUND, L. J.; JOHNSON, J. A. E KABALA, Z. J. 1998. NATURAL AND ANTHROPOGENIC NITRATE CONTAMINATION OF GROUNDWATER IN A RURAL COMMUNITY, CALIFORNIA. *ENVIRON. SCI. TECHNOL.*, **32 (1)**: 32 - 39.
- WIRTZ, K.-W. E ECKHARDT, B. 1996. EFFECTIVE VARIABLES IN ECOSYSTEM MODELS WITH APPLICATION TO PHYTOPLANKTON SUCCESSION. *ECOLOGICAL MODELLING*, **92**: 33- 53.
- YAN, J. E ZHANG, Y. 1992. ECOLOGICAL TECHNIQUES AND THEIR APPLICATION WITH SOME CASE STUDIES IN CHINA. *ECOLOGICAL ENGINEERING*, **1**: 261 - 285.
- YOUNG, C. E. E SHORTLE, J. S. 1989. BENEFITS AND COSTS OF AGRICULTURAL NONPOINT-SOURCE POLLUTION CONTROLS: THE CASE OF ST. ALBANS BAY. *J. SOIL AND WATER CONSERV.*, **44 (1)**:64 - 67.
- YOUNG, R. E DAHL, T. 1995. LOCATING WETLAND LOSS "HOT SPOTS" USING GIS. *PROFESSIONAL SURVEYOR*, **29**: 29 - 34.
- ZOHARY, T. E ROBARTS, R.D. 1990. HYPERSCUMS AND THE POPULATION DYNAMICS OF *MICROCYSTIS AERUGINOSA*. *JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH*. **12**, (2): 423-432.