



ANA SOFIA NUNES IDEIAS

LICENCIADA EM CIÊNCIAS DE ENGENHARIA DO AMBIENTE

**CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO
DA LAGOA DO FOGO
– S. MIGUEL, AÇORES –**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente

- perfil Engenharia Sanitária -

Orientador: Professor Doutor Pedro Manuel Hora Santos
Coelho, FCT-UNL

Co-Orientadora: Professora Doutora Maria Conceição Carrilho
Raimundo dos Santos, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues

Arguente: Prof. Doutor António Pedro de Nobre Carmona Rodrigues

Vogais: Prof. Doutor Pedro Manuel Hora dos Santos Coelho

Prof.^a Doutora Maria Conceição Carrilho Raimundo dos Santos



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Maio 2012

Universidade Nova de Lisboa
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO DA LAGOA DO FOGO
- S. MIGUEL, AÇORES -

ANA SOFIA NUNES IDEIAS

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil de Engenharia Sanitária

Orientador: Professor Doutor Pedro Manuel Hora Santos
Coelho

Co-Orientadora: Professora Doutora Maria Conceição
Carrilho Raimundo dos Santos

Lisboa

Maio 2012

CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO DA LAGOA DO FOGO

- S. MIGUEL, AÇORES -

©Copyright 2012, Ana Sofia Nunes Ideias, FCT/UNL, UNL

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

“Knowing the answer it means nothing,
testing your knowledge means everything”.

Laurence Krauss

Agradecimentos

A elaboração desta dissertação, só foi possível graças ao apoio de um grande conjunto de pessoas, que de forma directa ou indirecta contribuíram para a sua realização, e em relação às quais expresso o meu mais profundo agradecimento.

Em primeiro lugar, agradeço ao meu orientador, Professor Doutor Pedro Santos Coelho, pela prontidão sempre demonstrada nos esclarecimentos às questões que surgiam, como por toda a documentação necessária e disponível à realização deste estudo. Agradeço igualmente o enorme apoio, ajuda e sugestões sempre fornecidos nas alturas mais problemáticas, bem como pelas incansáveis horas de diálogo e disponibilidade sempre demonstrada.

À Professora Doutora Maria da Conceição Carrilho Raimundo dos Santos, co-orientadora desta dissertação, pela oportunidade de realizar este estudo, assim como pela sua orientação, apoio e incentivo prestado. Agradeço ainda toda a disponibilidade e transmissão de conhecimentos cedidos, sem os quais este estudo não teria o mesmo rigor.

À Direcção Regional de Ordenamento do Território e Recursos Hídricos, da Secretaria Regional do Ambiente do Governo Regional dos Açores, na pessoa da Dra. Dina Medeiros, pela autorização de uso dos dados relativos à Lagoa do Fogo obtidos ao abrigo dos Projectos desenvolvidos para aquela instituição, ao longo dos últimos anos, pelo Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Ao Hidrometrista da região dos Açores, Sr. José Gouveia, agradeço a amável colaboração prestada através da cedência dos dados referentes ao posto meteorológico da Lagoa do Fogo e ao posto hidrométrico da Ribeira das Lombadas, assim como toda a desdobrada atenção, disponibilidade e simpatia que demonstrou ao longo de todo o estudo, os quais foram uma mais-valia e um apoio precioso.

Aos meus amigos e colegas, agradeço toda a amizade, apoio e incentivo proporcionado ao longo deste estudo. Obrigada por todo o companheirismo.

Um agradecimento especial à Eva Ferreira e à Katy, por toda a força, carinho, apoio e compreensão que me transmitiram, e muito mais importante, pela enorme paciência que demonstraram nos momentos mais difíceis e de maior desânimo e frustração. Obrigada por todo o incentivo, alegria e amizade partilhada ao longo dos anos. Não há palavras suficientes no mundo para vos agradecer.

Ao Moreno e ao Filipe, pelas intermináveis conversas sobre o trabalho realizado, pelo apoio incondicional e pelos diálogos críticos sobre os problemas que lhes expunha, assim como pelas palavras encorajadoras, e paródias desanuviantes na casa do chá.

Ao meu afilhado, Nuno, que com a alegria e brincadeira que qualquer criança da sua idade transmite, me deu forças para continuar a lutar. Por todo o seu amor e carinho: Gosto muito de TI!!!

Por último, mas não menos importantes, agradeço à minha família, por todo o apoio e paciência que sempre demonstraram, tanto a nível pessoal como estudantil.

A todos, os meus profundos e mais sinceros agradecimentos.

Sumário

A Lagoa do Fogo, uma das maiores lagoas dos Açores, encontra-se classificada, ao abrigo da legislação nacional, como Área Protegida - Reserva Natural da Lagoa do Fogo – e Sítio de Interesse Comunitário – Rede Natura 2000. Esta lagoa, importante foco de atracção turística, tem sido caracterizada por apresentar uma massa de água límpida e de boa qualidade. No entanto, a detecção de alguns sinais de possível degradação dessa qualidade relacionados com teores de fósforo total encontrados em algumas análises efectuadas à sua água, despertou o interesse das entidades regionais responsáveis pelos recursos hídricos açoreanos. Neste âmbito, surge o presente estudo com o intuito de contribuir para uma análise e conhecimento mais aprofundado da situação desta lagoa.

A presente dissertação procura caracterizar o estado trófico da Lagoa do Fogo e, através da aplicação de um modelo matemático de qualidade da água, estimar as cargas afluentes responsáveis pela presente degradação, bem como prever a possível evolução do sistema. Este trabalho teve também como objectivo, contribuir para a sistematização da informação recolhida nos estudos efectuados sobre esta massa de água pelo Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da FCT/UNL para a Direcção Regional de Ordenamento do Território e Recursos Hídricos da Secretaria Regional do Ambiente dos Açores, ao longo dos últimos anos.

Nesta perspectiva, foi realizada a avaliação do estado trófico da lagoa com base nas classificações existentes para o efeito, nomeadamente o Critério Nacional (INAG) e o Critério de Carlson (TSI), os quais permitiram classificar a Lagoa do Fogo como Mesotrófica. Efectuou-se ainda a caracterização do comportamento de diferentes formas de fósforo e azoto na massa de água, por serem considerados os principais nutrientes responsáveis pela eutrofização. A análise da razão N_i/P permitiu concluir que, para a maioria dos anos em estudo, o azoto é o nutriente limitante neste sistema aquático.

O modelo matemático de qualidade da água aplicado foi o modelo de Mistura Completa. Este modelo utilizou uma abordagem de simulação dinâmica, tendo-se evidenciado o fósforo total como o nutriente mais problemático. A aplicação deste modelo permitiu estimar as cargas de fósforo total responsáveis pela degradação da massa de água da Lagoa do Fogo, as quais, de acordo com Vollenweider, são indicativas de um risco de eutrofização. Este modelo permitiu ainda simular o comportamento do sistema face a diferentes cenários de 30%, 120%, 200% e 250% de incremento de carga afluente e verificar de que forma os efeitos resultantes poderão afectar a qualidade da massa de água. Desta forma, o modelo de mistura completa aqui utilizado constituiu um importante

instrumento de suporte à gestão deste sistema, permitindo, com base nos seus resultados, determinar os possíveis factores responsáveis pelo aumento da carga de fósforo na lagoa.

A análise e discussão dos resultados obtidos conduziu à proposta de uma estratégia preventiva de controlo e combate à eutrofização, com vista à minimização da potencial deterioração da qualidade da massa de água da Lagoa do Fogo, sendo ainda efectuadas algumas recomendações para trabalhos futuros.

Palavras-Chave: Azoto, Estado Trófico, Eutrofização, Fósforo, Lagoa do Fogo, Modelação Matemática da Qualidade da Água, Modelo de Mistura Completa

Abstract

The Lagoa do Fogo, one of the largest lakes in Azores, is classified, under the national legislation, as a Protected Area – Reserva Natural da Lagoa do Fogo – and a Site of Community Interest – Natura 2000 Network. This lake, a popular tourist attraction, has been characterized by showing a clear and good quality water body. However, the detection of some possible signs of degradation of that quality related to the total phosphorous contents found in some analysis made to its water, raised the interest of the regional entities responsible for the Azorean water resources. It is in this context that the present study was conducted, in order to contribute to a deeper analysis and understanding of this lake.

This dissertation aimed to characterize the trophic state of Lagoa do Fogo and, by the application of a mathematical model of water quality, estimate the tributary loads responsible for the current degradation, as well to predict the evolution of the system. This study also intended to contribute to the systematization of the collected information regarding the studies about this water body by the Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente of FCT/UNL to the Direcção Regional de Ordenamento do Território e Recursos Hídricos of Secretaria Regional do Ambiente dos Açores, throughout the last years.

In this perspective, it was performed the evaluation of the trophic state of the lake based on the existing classification methods for this purpose, namely the Critério Nacional (INAG) and the Carlson Criteria (TSI), under which the Lagoa do Fogo was classified as mesotrophic. The behavior of other forms of phosphorus and nitrogen in the water body, responsible for the major nutrients eutrophication, is also characterized. The analysis of the N_i/P ratio allowed to conclude that, in the majority of the years under study, nitrogen is the limiting nutrient of this system.

The applied mathematical model of water quality was the Fully Mixed Model. This model used a dynamic simulation approach, having been evidenced the total phosphorus as the most problematic nutrient. The application of this model allowed to estimate the total phosphorus loads responsible for the degradation of the water body of Lagoa do Fogo, which according to Vollenweider, are indicative of a risk of eutrophication. This model also allowed to simulate the behavior of the system according to different scenarios of 30%, 120%, 200% and 250% increase in tributary loads, and to verify how these effects will alter the quality of the water body. Therefore, the fully mixed model here used, constitutes an important management support tool for this system, allowing, based on the results, to determine the possible factors responsible for the increase tributary load of phosphorus in the lake.

The analysis and discussion of the results led to the elaboration of a proposal for a preventive strategy to control and combat eutrophication, in order to minimize the potential deterioration of the water body quality of Lagoa do Fogo, thus allowing to make also some recommendations for future work.

Keywords: Eutrophication, Fully Mixed Model, Lagoa do Fogo, Nitrogen, Phosphorus, Trophic State, Water Quality Mathematical Modeling

Acrónimos

DCA/UA – Departamento de Ciências Agrárias da Universidade dos Açores

DQA – Directiva Quadro da Água

DROTRH - Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos

INAG – Instituto da Água, IP

MC – Mistura Completa

OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico

SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

SRA Açores – Secretaria Regional do Ambiente dos Açores

PNA – Plano Nacional da Água

PRA Açores – Plano Regional da Água dos Açores

TSI – Índice de Estado Trófico

Simbologia e notações

Cl *a* – Clorofila *a*

N - Azoto

N₂ - Azoto molecular

NH₄⁺ - Azoto Amoniacal

NO₂⁻ - Nitritos

NO₃⁻ - Nitratos

N_i - Azoto inorgânico

N_T - Azoto total

N_{Ti} - Azoto total inorgânico

O₂ – Oxigénio molecular

OD – Oxigénio Dissolvido

P – Fósforo

PO₄³⁻ – Ortofosfatos

P_i – Fósforo inorgânico

P_T – Fósforo Total

SD – Disco de Secchi

T – Transparência

Índice de Matérias

1	Introdução.....	1
1.1	Enquadramento.....	1
1.2	Objectivos.....	3
1.3	Estrutura da dissertação.....	3
2	Qualidade da água.....	5
2.1	Introdução.....	5
2.2	Breve enquadramento legal aplicável à qualidade de massas de água naturais superficiais.	6
3	Caracterização de massas de água lênticas.....	9
3.1	Introdução.....	9
3.1.1	Gradiente Térmico em massas de água lênticas.....	12
3.2	Eutrofização.....	16
3.2.1	Eutrofização natural e artificial.....	19
3.2.2	Causas e efeitos.....	21
3.2.3	Ciclo do fósforo.....	27
3.2.4	Ciclo do azoto.....	30
3.2.5	Nutriente limitante.....	33
3.3	Classificações do estado trófico.....	34
4	Modelos Matemáticos de qualidade da água aplicáveis a lagos e albufeiras.....	37
4.1	Enquadramento.....	37
4.2	Breve resenha histórica.....	38
4.3	Breve referência aos tipos de modelos existentes.....	40
4.4	Modelo de mistura completa.....	44
4.5	Conclusões.....	47
5	Metodologia.....	49
5.1	Planeamento e cronograma.....	49
6	Caso de Estudo: Lagoa do Fogo.....	53

6.1	Caracterização da área em estudo - Lagoa do Fogo.....	53
6.2	Características geomorfológicas e geológicas	58
6.3	Características climáticas	59
6.4	Definição do estado trófico	61
6.4.1	Enquadramento.....	61
6.4.2	Resultados e discussão	62
6.4.3	Conclusões.....	70
6.5	Outras formas de fósforo e azoto	71
6.5.1	Enquadramento.....	71
6.5.2	Resultados e discussão	72
6.5.3	Conclusões.....	79
6.6	Aplicação do modelo de mistura completa.....	80
6.6.1	Enquadramento.....	80
6.6.2	Tratamento e validação de dados	82
6.6.3	Resultados e discussão	87
6.6.4	Conclusões.....	97
6.7	Cenários estudados	98
6.7.1	Enquadramento.....	98
6.7.2	Resultados e discussão	98
6.7.3	Conclusões.....	101
7	Estratégia.....	103
7.1	Enquadramento.....	103
7.2	Estratégia a aplicar	103
8	Conclusões finais e recomendações futuras.....	107
8.1	Conclusões finais	107
8.2	Recomendações futuras.....	110
	Referências Bibliográficas	111

Apêndices	117
Apêndice I.....	119
Apêndice II.....	120
Apêndice III.....	122
Apêndice IV.....	124
Apêndice V.....	126
Apêndice VI.....	127
Apêndice VII.....	129
Apêndice VIII.....	132

Índice de Figuras

Figura 3.1 – As três principais zonas de um lago.....	11
Figura 3.2 – Zonação de um lago de acordo com o sistema de classificação de Hutchison (1967).....	11
Figura 3.3 – Alternância das fases de estratificação térmica e de mistura completa.....	15
Figura 3.4 – Diferenças entre a eutrofização de carácter natural e artificial.....	21
Figura 3.5 – Evolução do processo de eutrofização de um lago ou reservatório e sua associação com o uso e ocupação do solo	24
Figura 3.6 – Principais componentes do fósforo.....	28
Figura 3.7 – Ciclo do Fósforo	30
Figura 3.8 – Principais componentes do azoto	31
Figura 3.9 – Ciclo do Azoto	32
Figura 5.1 – Cronograma metodológico.....	49
Figura 6.1 – Enquadramento geográfico da Lagoa do Fogo.....	53
Figura 6.2 – Norte das Escarpas, margens e zona de deposição de sedimentos da Lagoa do Fogo.....	54
Figura 6.3 – Ocupação do solo na bacia de drenagem da Lagoa do Fogo: a) Matos; b) Floresta de produção	55
Figura 6.4 – Reserva Natural da Lagoa do Fogo, S. Miguel, Açores	56
Figura 6.5 – Representação Esquemática da Lagoa do Fogo	57
Figura 6.6 – Formações sedimentares	59
Figura 6.7 – Transparência da massa de água da Lagoa do Fogo	61
Figura 6.8 – Variação da concentração de Fósforo Total ao longo do tempo (Critério Nacional).....	62
Figura 6.9 - Variação da concentração de Clorofila a ao longo do tempo (Critério Nacional)	63
Figura 6.10 - Variação da percentagem de saturação de OD ao longo do tempo (Critério Nacional)..	63
Figura 6.11 – Desflorestação numa vertente/escarpa da Lagoa do Fogo.....	64
Figura 6.12 – Aumento da área de margem a descoberto na Lagoa do Fogo em Janeiro de 2009.....	65
Figura 6.13 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila a para o ano de 2005 (Critério Nacional)	67

Figura 6.14 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila <i>a</i> para o ano de 2009 (Critério Nacional)	67
Figura 6.15 – Variação dos valores de TSI para a transparência da Lagoa do Fogo, Disco de Secchi, ao longo do tempo	68
Figura 6.16 – Variação dos valores de TSI para concentração de Fósforo Total ao longo do tempo	69
Figura 6.17 – Variação dos valores de TSI para a concentração de Clorofila <i>a</i> ao longo do tempo	69
Figura 6.18 – Comparação entre as diferentes formas de fósforo para o ano de: a) 2003; b) 2004; c) 2005; d) 2006; e) 2008 e f) 2009	73
Figura 6.19 – Comparação entre as diferentes formas de azoto para o ano de: a) 2003; b) 2004; c) 2005; d) 2006; e) 2008 e f) 2009	76
Figura 6.20 – Variação da concentração de azoto inorgânico total ao longo do tempo	78
Figura 6.21 – Delimitação da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Fogo e da sub-bacia dominada pela estação hidrométrica	82
Figura 6.22 – Correlação entre o Escoamento Total Anual e a Precipitação Total Anual para as estações udométricas da Lagoa do Fogo 2 e Lagoa do Fogo 3	83
Figura 6.23 - Correlação entre o Escoamento Total Anual baseado numa média mensal e a Precipitação Total Anual (Lagoa do Fogo 2)	84
Figura 6.24 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo sem aumento da carga de P_T afluyente	99
Figura 6.25 – Cenário 1	99
Figura 6.26 – Cenário 2	100
Figura 6.27 – Cenário 3	100
Figura 6.28 – Cenário 4	100
Figura 10.1 – Variação da concentração de OD ao longo do tempo	120
Figura 10.2 – Variação da temperatura ao longo do tempo	120
Figura 10.3 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila <i>a</i> para o ano de 2003 (Critério Nacional)	122
Figura 10.4 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila <i>a</i> para o ano de 2004 (Critério Nacional)	122

Figura 10.5 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila a para o ano de 2006 (Critério Nacional)	122
Figura 10.6 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila a para o ano de 2008 (Critério Nacional)	123
Figura 10.7 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2003	124
Figura 10.8 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2004	124
Figura 10.9 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2005	124
Figura 10.10 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2006	125
Figura 10.11 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2008	125
Figura 10.12 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2009	125
Figura 10.13 – Variação da concentração de fósforo total particulado ao longo do tempo	126
Figura 10.14 - Variação da concentração de fósforo total solúvel ao longo do tempo	126
Figura 10.15 - Variação da concentração de ortofosfatos ao longo do tempo	126
Figura 10.16 – Variação da concentração de azoto Kjeldhal ao longo do tempo	127
Figura 10.17 – Variação da concentração de azoto orgânico ao longo do tempo	127
Figura 10.18 – Variação da concentração de nitratos ao longo do tempo	127
Figura 10.19 – Variação da concentração de azoto amoniacal ao longo do tempo	128
Figura 10.20 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluyente no ano de 2003	129
Figura 10.21 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluyente no ano de 2004	129
Figura 10.22 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluyente no ano de 2005	130

Figura 10.23 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluyente no ano de 2006	130
Figura 10.24 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluyente no ano de 2008	131
Figura 10.25 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluyente no ano de 2009	131
Figura 10.26 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 10% da carga afluyente de P_T	132
Figura 10.27 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 50% da carga afluyente de P_T	132
Figura 10.28 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 70% da carga afluyente de P_T	132
Figura 10.29 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 90% da carga afluyente de P_T	133
Figura 10.30 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 150% da carga afluyente de P_T	133
Figura 10.31 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 250% da carga afluyente de P_T	133
Figura 10.32 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 300% da carga afluyente de P_T	134
Figura 10.33 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 350% da carga afluyente de P_T	134
Figura 10.34 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 400% da carga afluyente de P_T	135
Figura 10.35 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 430% da carga afluyente de P_T	135

Índice de Quadros

Quadro 3.1 – Terminologia aplicada para descrever os tipos de lagos segundo a natureza da estratificação das suas águas dependente da densidade.	16
Quadro 3.2 – Cargas máximas de azoto e fósforo em lagos (Vollenweider, 1968)	17
Quadro 3.3 – Caracterização trófica de lagos e reservatórios	19
Quadro 3.4 – Hierarquização de condicionantes que influenciam o ecossistema aquático e impactes humanos importantes.	22
Quadro 3.5 – Relação geral da profundidade dos lagos para as concentrações médias de fósforo total epilimnético.....	29
Quadro 3.6 – Classificação do índice TSI	34
Quadro 3.7 – Classificação do estado trófico de Albufeiras e Lagoas de acordo com o Critério Nacional (INAG).....	35
Quadro 3.8 – Valores limite para classificar o estado trófico de uma massa de água com base no azoto.....	36
Quadro 5.1 – Características das estações hidrométrica e udométricas.....	50
Quadro 6.1 – Características Morfométricas da Lagoa do Fogo e respectiva bacia hidrográfica.....	57
Quadro 6.2 – Classificação nacional do estado trófico da Lagoa do Fogo	70
Quadro 6.3 – Razão N_i/P	79
Quadro 6.4 - Valores de Precipitação, Evaporação e Escoamento Superficial da Lagoa do Fogo	86
Quadro 6.5 – Característica da estação meteorológica de S. Miguel (Normal Climatológica)	87
Quadro 6.6 – Dados hidrológicos da Lagoa do Fogo.....	88
Quadro 6.7 – Taxas de decaimento utilizadas no modelo de mistura completa.....	89
Quadro 6.8 – Constante de tempo de residência	90
Quadro 6.9 – Cargas afluentes para o P_T	91
Quadro 6.10 – Cargas afluentes para o P_T (continuação).....	92
Quadro 6.11 – Cargas máximas de Vollenweider para a Lagoa do Fogo	93
Quadro 6.12 – Cargas afluentes para o P_T particulado	95
Quadro 6.13 – Cargas afluentes para o NO_3^-	96

Quadro 10.1 – Dados do observatório meteorológico de Ponta Delgada (Normal Climatológica)....	119
Quadro 10.2 – Conversão da saturação (100%) para solubilidade do OD	121

Índice de Equações

Equação 3.1	35
Equação 3.2	35
Equação 3.3	35
Equação 4.1	43
Equação 4.2	45
Equação 4.3	45
Equação 4.4	46
Equação 4.5	46
Equação 4.6	46
Equação 4.7	47

1 INTRODUÇÃO

1.1 ENQUADRAMENTO

A água, elemento essencial à vida, é cada vez mais encarada como um recurso finito e escasso. Como tal, a gestão integrada dos problemas existentes numa bacia hidrográfica revela-se fundamental no planeamento e resolução das questões presentes e futuras inerentes ao recurso água (DROTRH/SRA, *et al.*, 2001).

A deterioração dos recursos hídricos é, actualmente, um dos principais problemas que afectam a sociedade. A insustentabilidade ambiental que a deficiente gestão desses recursos apresenta, tem revelado graves implicações tanto a nível social como económico (Coelho, 2009). Um dos aspectos mais visíveis da degradação destes recursos é a Eutrofização, que devido à gravidade das suas consequências, foi considerada pela comunidade científica como um dos problemas de qualidade da água de maior importância na actualidade. Este fenómeno, que afecta inúmeros lagos, albufeiras, rios e mesmo zonas marinhas costeiras de todo o mundo, provoca alterações do equilíbrio dos ecossistemas, deteriorando a qualidade da água e limitando a sua utilização. Este processo é referido na literatura de diversas formas, sendo, no entanto, cada vez mais utilizado para descrever o enriquecimento em nutrientes das massas de água, em especial em azoto e em fósforo.

Os modelos de qualidade da água aparecem, neste âmbito, como ferramentas versáteis e eficazes de auxílio ao processo de gestão dos sistemas aquáticos. Estes modelos, quando devidamente ajustados, calibrados e validados, permitem prever o comportamento dos sistemas, melhorando o entendimento dos mecanismos, processos e relações causa-efeito que os condicionam (Coelho, 2009). Estas ferramentas são de extrema utilidade na reprodução e previsão dos comportamentos das massas de água, permitindo simular o funcionamento dos sistemas no presente, ajudar à compreensão de fenómenos ocorridos no passado e prever a sua evolução com base em cenários futuros. No entanto, estes modelos possuem limitações relacionadas com a existência e disponibilidade de dados sobre os sistemas aquáticos, os quais devem ser em quantidade e qualidade suficientes para o exercício de modelação a desenvolver.

Nesta perspectiva, surge a presente Dissertação, que tem como objectivo a caracterização do estado trófico da Lagoa do Fogo e a aplicação de um modelo matemático de qualidade da água a este sistema aquático. Selecionou-se como caso de estudo a Lagoa do Fogo, uma vez que nesta foi detectada, nos últimos anos, uma degradação da qualidade da massa de água, relacionada sobretudo com os teores de fósforo total frequentemente encontrados. A falta de sistematização da

INTRODUÇÃO

informação existente e de estudos publicados sobre esta lagoa foram outras das razões para a sua escolha.

Face ao aumento dos níveis de concentração do fósforo total registados nesta massa de água, e uma vez que este nutriente tem um papel crítico no rápido desenrolar dos processos de eutrofização, a sua escolha como principal parâmetro a ser avaliado é de extrema importância para a determinação do estado trófico da massa de água e da forma como as suas entradas na mesma devem ser controladas.

Contudo, a influência de outros nutrientes no estado trófico das massas de água não deve ser menosprezada. Por essa razão, neste estudo, é também realizada uma análise da evolução da concentração de azoto. O comportamento de outras formas de fósforo, para além do fósforo total, foi abordado em simultâneo.

O enriquecimento excessivo das massas de água interiores em nutrientes constitui um problema, o qual está, na maioria dos casos, relacionado com o tipo de actividades desenvolvidas na correspondente bacia hidrográfica. Porém, na bacia hidrográfica da Lagoa do Fogo não existe actualmente registo de quaisquer actividades, agro-pecuária ou agrícola, características da ilha de S. Miguel, pelo que a determinação das afluências de nutrientes à massa de água, assim como a identificação das suas principais origens é de extrema importância.

Este estudo procura assim apresentar uma reflexão, com base na informação existente, sobre o estado actual da lagoa, com o objectivo de contribuir para a compreensão do comportamento dos nutrientes e seu efeito sobre o funcionamento deste sistema aquático, servindo de base a uma proposta de medidas de gestão a implementar, tanto a nível da lagoa como da respectiva bacia hidrográfica.

Com esse objectivo, entendeu-se ser vantajosa a aplicação de uma ferramenta de simulação que permitisse quantificar as cargas de fósforo afluentes responsáveis pela alteração da qualidade da massa de água. Desta forma, com o propósito de aumentar o nível de conhecimento existente sobre a Lagoa do Fogo e contribuir para a compreensão das relações causa-efeito associadas a esta massa de água, considerou-se ser importante a aplicação de um modelo matemático da qualidade da água.

De acordo com os dados disponíveis, e atendendo às características do sistema em análise, procedeu-se à escolha do modelo matemático considerado mais adequado aos objectivos em estudo, tendo a escolha recaído sobre um Modelo de Mistura Completa. Este modelo permitirá, face ao comportamento actual da Lagoa do Fogo, prever a sua evolução futura através da definição de diferentes cenários e propor medidas que impeçam ou limitem a degradação desta massa de água.

A realização da presente Dissertação, através da aplicação de um modelo matemático de qualidade da água e da caracterização do estado trófico da lagoa, permitirá contribuir para aprofundar os conhecimentos sobre a Lagoa do Fogo, disponibilizando mais informação sobre a mesma, o que se reflectirá numa melhor gestão deste sistema, servindo também como base para o desenvolvimento de estudos posteriores.

1.2 OBJECTIVOS

Esta dissertação tem como principais objectivos proceder à caracterização do estado trófico da Lagoa do Fogo e à aplicação, a esse meio aquático natural, de uma modelação matemática de qualidade da água.

Com base nos dados recolhidos relativos à Lagoa do Fogo, nas características do sistema a estudar e nos objectivos do estudo a desenvolver, escolheu-se o modelo de Mistura Completa para calcular a contribuição dos diferentes factores que, de forma mais gravosa, podem afectar a qualidade desta massa de água. A aplicação do modelo incidiu principalmente sobre as concentrações de nutrientes, especialmente do Azoto e do Fósforo nas suas diversas formas, por serem considerados como os principais determinantes do estado trófico de uma massa de água.

O presente trabalho tem ainda como finalidade a análise, com base do estado actual da lagoa, da sua possível evolução futura. Desta forma, utilizando diferentes cenários, foi efectuada uma previsão do estado de qualidade da água da lagoa para os próximos anos.

O desenvolvimento deste trabalho pretende também dar uma contribuição para a interpretação do sistema da Lagoa do Fogo, que possa contribuir para a sua preservação.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente Dissertação encontra-se estruturada em oito capítulos, sendo as referências bibliográficas apresentadas no final. Em apêndice, encontram-se os gráficos de apoio à avaliação dos resultados obtidos.

No presente capítulo (Capítulo 1 - Introdução) são apresentados o enquadramento do trabalho, a definição dos objectivos propostos e uma descrição da estrutura do trabalho.

INTRODUÇÃO

No capítulo dois, aborda-se o tema da qualidade da água com uma breve referência ao enquadramento legal do mesmo.

No terceiro capítulo, procede-se a uma descrição dos ecossistemas lacustres e da noção de gradiente térmico conducente à estratificação das massas de água. É apresentado o conceito de eutrofização (natural e artificial) e referidas as principais causas e efeitos deste processo degradativo. Destaca-se ainda a apresentação dos ciclos do fósforo e do azoto em meios aquáticos, do conceito de nutriente limitante e das possíveis formas de classificar o estado trófico de uma massa de água.

No capítulo quatro é feita uma descrição dos modelos matemáticos de qualidade da água em sistemas lacustres, apresentando-se, através de uma revisão bibliográfica, uma abordagem ao tema. O modelo de mistura completa é evidenciado, pela sua utilização na elaboração deste trabalho, descrevendo-se as suas principais características.

O capítulo cinco apresenta a abordagem metodológica deste estudo.

No capítulo seis é apresentado o caso de estudo da Lagoa do Fogo, iniciado com uma caracterização física da mesma e da zona envolvente. Em seguida são apresentados os resultados obtidos para a classificação do estado trófico dessa massa de água, a análise das diferentes formas de azoto e fósforo no ecossistema aquático e os resultados da aplicação do modelo de mistura completa, bem como a caracterização dos cenários propostos. Cada conjunto de resultados é analisado e discutido, apresentando-se as principais ilações que foi possível extrair.

O capítulo sete contém algumas sugestões de medidas a aplicar no âmbito da gestão da bacia hidrográfica numa perspectiva de protecção da qualidade da água da lagoa.

Por fim, no capítulo oito, são apresentadas as conclusões finais do trabalho realizado efectuando-se algumas recomendações para desenvolvimentos futuros do mesmo.

2 QUALIDADE DA ÁGUA

2.1 INTRODUÇÃO

A água é um dos principais componentes do equilíbrio ecológico, sendo de vital importância como elemento essencial à vida, ao desenvolvimento sócio-económico, e ao suporte e manutenção dos ecossistemas. Sendo um bem natural de importância estratégica, a água teve, desde tempos ancestrais, o seu valor reconhecido pelas múltiplas utilizações que apresentava (Medeiros *et al.*, 2006 e Mendes *et al.*, 2004). Com o aumento da população, da urbanização e da qualidade de vida, este recurso indispensável à vida tem vindo a ser usado pela sociedade para fins domésticos, industriais, recreativos e ainda como meio receptor de efluentes (Chapman, 1996 e Filipe, 1999). Todavia, estes usos promovem a degradação da qualidade das massas de água, sendo a contaminação pelas actividades humanas, através da agricultura, das descargas de águas residuais, urbanas e industriais, normalmente apontadas como responsáveis pela eutrofização das massas de água naturais em vários pontos do mundo (Chapman, 1996; Filipe, 1999 e Medeiros *et al.*, 2006). A gestão da qualidade de uma massa de água encontra-se por isso directamente relacionada com a resolução desses conflitos (Chapman, 1996).

As características de uma massa de água são condicionadas por factores como o clima, a ocupação do solo da bacia hidrográfica drenante para a mesma e a sua natureza geológica e litológica. Por outro lado, estas variantes poderão ser reflexo de factores internos e externos ao sistema (Mendes *et al.*, 2004).

Neste contexto, surge o conceito “qualidade da água” que, segundo Mendes *et al.* (2004) “é de uma grande ambiguidade e relatividade, uma vez que o termo qualidade é função do objectivo do seu utilizador, ou do fim a que se destina. Uma água não pode por isso servir para todos os fins possíveis, tendo objectivos específicos de acordo com o seu destino”. A qualidade da água é assim um aspecto altamente variável de uma massa de água (Chapman, 1996), sendo uma preocupação crescente na gestão dos recursos hídricos (DROTRH/SRA, *et al.*, 2001). Deve por isso, ser assegurada uma gestão integrada, sustentável e rigorosa do recurso água (Medeiros *et al.*, 2006).

Nessa perspectiva, surgiu a Directiva Quadro da Água (DQA), que pretende estabelecer uma estrutura base para a protecção dos diferentes tipos de água (superficiais, de transição, costeiras e subterrâneas), bem como proteger e fomentar a diversidade biológica e a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. O conceito de “estado ecológico” surge neste âmbito como uma nova abordagem na forma de avaliar a qualidade das águas interiores, encontrando-se definido na DQA como “a expressão da qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às

águas superficiais, classificada nos termos da legislação específica”. A avaliação do estado ecológico de um determinado local passa, desta forma, a permitir a avaliação da estrutura biológica e o funcionamento do ecossistema em relação à situação de referência, ou seja, em condições naturais, quando esse local não se encontra sujeito a pressões antrópicas, tais como carga de nutrientes e alterações físicas do habitat. O estado ecológico caracteriza-se ainda por parâmetros físico-químicos (temperatura, oxigénio dissolvido e nutrientes, entre outros), e por características hidromorfológicas (vegetação ribeirinha, caudal, profundidade do rio, etc.) (Instituto da Água, 2006 e Directiva 2000/60/CE).

2.2 BREVE ENQUADRAMENTO LEGAL APLICÁVEL À QUALIDADE DE MASSAS DE ÁGUA NATURAIS SUPERFICIAIS

Actualmente, a problemática da eutrofização tem vindo a ser encarada como um tema prioritário na qualidade das massas de água, pelo que a gestão dos recursos hídricos tem considerado também esta temática. Na União Europeia, esta preocupação tem vindo a reflectir-se na publicação de legislação com vista a proteger, preservar, melhorar, garantir e assegurar o estado e qualidade das massas de água superficiais. Em Portugal, essa gestão reflecte-se na legislação em vigor, transposta das directivas da União Europeia.

Neste contexto, destaca-se a Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, comumente designada como Directiva Quadro da Água, transposta para o direito nacional pela Lei da Água, Decreto-Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, e mais tarde, complementado pelo Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março. Esta Directiva visa garantir a protecção e o uso sustentável dos recursos hídricos, independentemente da sua utilização. A DQA assume uma abordagem do valor ambiental da água em si mesmo, contemplando o conceito de bom estado ecológico e olhando para os recursos hídricos como um todo.

Em termos dos seus objectivos a DQA tem em consideração a prevenção e redução dos níveis de poluição existentes, promovendo a sua utilização de forma sustentada. Esta Directiva tem como finalidade proteger o ambiente, melhorando o estado dos ecossistemas e facilitando a sua gestão, de modo a evitar/reduzir os impactes resultantes de situações extremas (Mendes *et al.*, 2004).

A introdução de novos conceitos como “estado ecológico” e “estado químico” para a avaliação da qualidade das águas interiores foi preconizado pela DQA, introduzindo segundo Diogo (2008) uma nova abordagem à regulamentação e monitorização da qualidade da água. Na DQA a qualidade da

água é descrita como um “conjunto de factores biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos, conferindo consistência e integração das várias vertentes do problema” (AEA, 2005 citado por Diogo, 2008). A DQA salienta ainda a necessidade de avaliar o estado natural das massas de água, determinando a qualidade que estas deveriam apresentar no caso de não existirem actividades antropogénicas nas respectivas bacias hidrográficas (Diogo, 2008).

Anteriormente à publicação da DQA, e ao longo da década de 1990, foram regulamentados aspectos específicos de poluição das massas de água, referentes à eutrofização. A protecção das massas de água relativas à eutrofização era regulamentada pela Directiva 91/676/CEE, de 12 de Dezembro, transposta para o direito interno pelo Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro (alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de Março), e pela Directiva 91/271/CEE, de 21 de Maio, transposta para a legislação nacional pelo Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho (alterado pelos Decretos-Lei n.º 348/98, de 9 de Novembro e n.º 149/2004, de 22 de Junho).

A Directiva 91/676/CEE, de 12 de Dezembro, mais conhecida por Directiva Nitratos, é relativa à protecção das massas de águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. Esta Directiva visa não só reduzir este tipo de poluição como impedir a sua propagação, com o fim de proteger a saúde humana, os recursos vivos, os sistemas aquáticos e salvaguardar outras utilizações legítimas da água (CCDR-LVT, 2005). As medidas de protecção previstas neste diploma traduzem, em especial, medidas de “boas práticas agrícolas”, destinadas ao controlo da aplicação de fertilizantes no solo (DROTRH/SRA *et al.*, 2001). Contudo, e tendo em vista que o principal objectivo desta Directiva é o de minimizar o problema da eutrofização, Diogo (2008) salienta a limitação desta Directiva, uma vez que o controlo exclusivo dos compostos azotados exclui outros nutrientes como o fósforo, o qual pode ter como consequência a redução da eficácia do espírito da Directiva.

Já a Directiva 91/271/CEE, de 21 de Maio, relativa às águas residuais urbanas e industriais, refere para além dos nitratos, o fósforo como causa da eutrofização. Esta Directiva criou o conceito de “zonas sensíveis” - lagos, albufeiras, estuários em estado eutrofizado ou águas superficiais com excesso de nitratos – onde as normas de descarga são mais rigorosas (DROTRH/SRA *et al.*, 2001). Com este intuito, esta Directiva prevê a implementação de sistemas de tratamento que permitam reduzir a afluência destes nutrientes às massas de água consideradas eutrofizadas (CCDR-LVT, 2005 e Diogo, 2008).

O termo *Eutrofização* é definido em ambas as directivas, sendo indicado em cada uma delas instrumentos para combater esse processo. Citando Diogo (2008), “estas directivas vieram introduzir mecanismos de avaliação e de redução da poluição, respectivamente de origem agrícola e de origem urbana, consideradas as principais causas da eutrofização de massas de água na Europa”. Com a

definição do estado trófico de uma massa de água tornou-se possível o cumprimento das disposições legais referidas, permitindo ainda a identificação de massas de água que poderiam ser classificadas como sensíveis e as respectivas bacias hidrográficas como vulneráveis (DROTRH/SRA, *et al.*, 2001).

As questões relacionadas com a afluência de nutrientes às massas de água responsáveis pelo problema da eutrofização encontram-se, actualmente, de forma mais integrada na DQA, sendo consideradas, segundo Diogo (2008), na política europeia da água.

Destaca-se ainda o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, o qual estabelece as normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, assim como o Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de Fevereiro, que prevê a administração dos recursos hídricos do país, em unidades básicas de gestão de bacias hidrográficas, já em consonância com a DQA, cumprindo-lhe desenvolver a valorização, protecção e gestão equilibrada da água (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

A nível nacional o Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de Fevereiro, comumente designado por Plano Nacional da Água (PNA), é um instrumento legislativo integrador, destacando-se, ao nível regional, o Plano Regional da Água dos Açores (PRA Açores). O PRA Açores deve ser encarado, tal como o PNA, como o instrumento de planeamento primordial em matéria de gestão da qualidade e da quantidade dos recursos hídricos relativo à Região Autónoma dos Açores.

Com a aplicação destes instrumentos pretende-se viabilizar objectivos que permitam garantir a possibilidade máxima de uso dos recursos hídricos, minimizando a quantidade e qualidade de poluentes que neles se poderiam encontrar (Mendes *et al.*, 2004).

3 CARACTERIZAÇÃO DE MASSAS DE ÁGUA LÊNTICAS

3.1 INTRODUÇÃO

As massas de água lânticas são sistemas de águas paradas, como por exemplo os lagos, que se alteram de acordo com o clima que os rodeia e com as condições geomorfológicas e geoquímicas predominantes na respectiva bacia de drenagem (Chapman, 1996 e Rodrigues, 1992).

A localização geográfica, as características geométricas e fisiográficas, a natureza geológica e o tipo de solo do leito deste tipo de sistemas, são outros dos factores que condicionam o comportamento ao nível da qualidade destas massas de água (Coelho, 2009).

De facto, a localização geográfica de uma massa de água tem grande influência sobre o comportamento hidrodinâmico da mesma e, conseqüentemente, sobre a sua qualidade. Esta localização, em função da sua latitude e altitude, influencia a temperatura, a insolação, a humidade relativa e a pressão atmosférica, para além das implicações relativas ao clima, sendo também responsável pela forma como os ventos dominantes irão exercer influência na circulação e mistura das camadas de água superficiais (Coelho, 2009 e Rodrigues, 1992).

Em função das reacções que se desenvolvem na interface água-solo e da produtividade daí resultante, também a morfometria, para além dos substratos geológicos e do tipo de solo das bacias destes sistemas, podem exercer influência sobre a qualidade da massa de água (Coelho, 2009; Rodrigues, 1992 e Wetzel, 1993).

É contudo, a geomorfologia, dentro das limitações climatológicas inerentes à sua localização, que desempenha um importante papel no controlo do metabolismo do lago. Uma vez que controla a natureza de drenagem, as entradas de nutrientes para o lago e o volume do influxo em relação ao tempo de renovação do fluxo, encontra-se intimamente ligada aos acontecimentos de natureza física, química e biológica que têm lugar dentro das bacias (Wetzel, 1993). De acordo com Wetzel (1993) a morfometria da bacia e o volume de influxo influencia os padrões térmicos e de estratificação. “Estes padrões por sua vez governam a distribuição dos gases dissolvidos, dos nutrientes e dos próprios organismos, de modo que todo o metabolismo dos sistemas de água doce é influenciado em maior ou menor grau pela geomorfologia da bacia e pelas modificações que ela sofre através do tempo subsequente à sua formação”.

Efectivamente, as massas de água lânticas são sistemas que se encontram intimamente ligados à sua área de drenagem, estando altamente condicionados pela entrada (*inputs*) de energia solar e, especialmente, pela afluência de água e de materiais vindos da sua bacia de drenagem, função

também do tipo de ocupação do solo e de actividades desenvolvidas na mesma. Por sua vez, estas aflúncias transportam e metabolizam, durante o seu percurso, componentes terrestres que sofrem reacções químicas e biológicas que vão alterando de maneira selectiva a qualidade e a quantidade de nutrientes que entram no lago (Odum, 2004 e Wetzel, 1993). Como consequência, estes sistemas tornam-se frequentemente receptores finais de nutrientes e substâncias tóxicas, que em última instância originam problemas de qualidade da água significativos, como a eutrofização (Thomann & Mueller, 1987).

A precipitação directa sobre a superfície do lago e o escoamento subterrâneo ou sub-superficial são outras das fontes de entrada de água neste tipo de sistemas. As perdas fazem-se sentir principalmente por efluentes superficiais nos lagos de drenagem, por infiltração, evaporação ou evapotranspiração (Wetzel, 1993).

Todavia, a absorção da energia solar na coluna de água e a sua dissipação sob a forma de calor é um dos principais factores que controla a temperatura e a fotossíntese. Estes efeitos influenciam profundamente toda a estrutura térmica, produzindo padrões de circulação e de estratificação da massa de água dos lagos, com grande influência para a vida aquática (Chapman, 1996; Odum, 2004; Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993). Uma vez que a temperatura influencia significativamente grande parte dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no meio aquático, e por conseguinte as concentrações de muitas outras variáveis, considera-se a temperatura como um importante parâmetro de qualidade da água (Chapman, 1996 e Filipe, 1999).

A série de efeitos concomitantes sobre os ciclos dos nutrientes, a distribuição dos gases dissolvidos e os biota daí resultantes, assim como as adaptações de comportamento de organismos, exercem controlos importantes sobre o meio ambiente (Wetzel, 1993).

Por cada uma destas razões, cada massa de água lântica possui um padrão único de características físicas, químicas e biológicas (Chapman, 1996 e Thomann & Mueller, 1987).

De acordo com Odum (2004), os sistemas lânticos encontram-se divididos em três zonas: *Zona litoral*, *zona limnética* e *zona profunda*, como ilustrado na Figura 3.1.

A *zona litoral* é caracterizada por uma zona de águas pouco profundas, em que a luz penetra em toda a sua extensão, sendo tipicamente, nos lagos e lagoas naturais, ocupada por plantas com raízes.

Por sua vez, a *zona limnética*, de maior profundidade, verifica-se até ao chamado *nível de compensação*, onde a profundidade de efectiva penetração da luz permite à fotossíntese compensar a respiração. Este nível encontra-se geralmente a uma profundidade em que a intensidade luminosa é cerca de um por cento da intensidade da plena luz solar, estando ausente em lagoas pequenas e

pouco profundas. Ao estrato iluminado total, incluindo a parte litoral e limnética denomina-se *zona eufótica* (Odum, 2004).

Relativamente à *zona profunda*, esta ocupa a área do fundo e das águas profundas abaixo do nível de penetração da luz. Na maioria das lagoas de menor profundidade esta zona, normalmente, não existe (Odum, 2004).

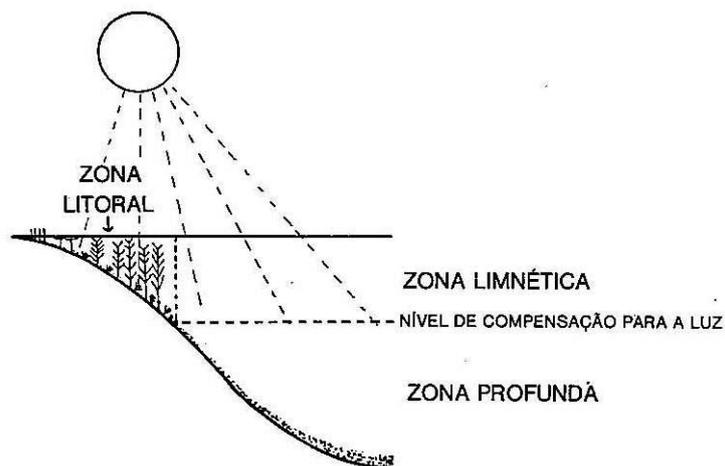


Figura 3.1 – As três principais zonas de um lago

Fonte: Odum, 2004

Porém, de acordo com Hutchison (1967) citado em Wetzel (1993), é de considera um maior número de zonas de transição distintas a partir da margem, subdividindo a zona litoral em várias regiões, até ao ponto de maior profundidade do lago, tendo em conta o fundo, englobado na zona limnética da classificação de Odum (2004) (Figura 3.2).

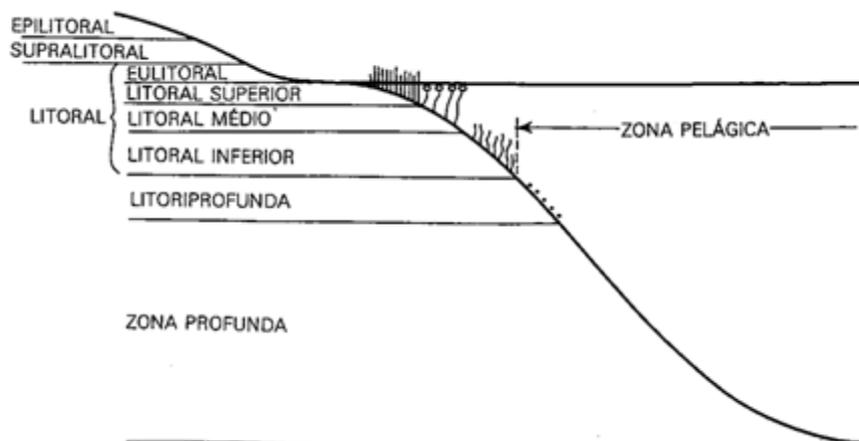


Figura 3.2 – Zonização de um lago de acordo com o sistema de classificação de Hutchison (1967)

Fonte: adaptado de Wetzel, 1993

As zonas *epilitoral* e *supralitoral* localizam-se acima do nível da água. No entanto, a zona *supralitoral* encontra-se sujeita à influência dos salpicos da ondulação, o que não acontece na zona *epilitoral* (Wetzel, 1993).

O lago divide-se ainda em *zona pelágica* e *litoral*. Da zona *litoral* faz parte o fundo da bacia do lago colonizado por macrovegetação, sendo constituída pela *zona eulitoral* e *infralitoral*, estando a zona *pelágica* localizada ao largo (Wetzel, 1993).

A *zona eulitoral* compreende a região da margem entre o nível de água sazonal mais elevado e o mais baixo, estando quase sempre sob a influência das perturbações causadas pelo quebrar das ondas. A *zona infralitoral* está subdividida em três zonas no que diz respeito à distribuição da vegetação macrófita. A *infralitoral superior* ou zona de vegetação emergente, com raízes; *infralitoral médio* ou zona de vegetação de folhas flutuantes, com raízes; e *infralitoral inferior* ou zona de macrófitas submersas, com raízes, ou de macrófitas adunadas (rentes ao substrato) (Wetzel, 1993).

A zona de transição de sedimentos existente abaixo do *litoral*, habitada por algas fotossintéticas dispersas e por bactérias, denomina-se por *zona litoriprofunda*. A restante zona de sedimentos finos que jazem por baixo da zona *pelágica* e que não se encontram cobertos por vegetação designa-se por *zona profunda* (Wetzel, 1993).

3.1.1 Gradiente Térmico em massas de água lênticas

Em lagos e albufeiras pode instalar-se um gradiente de temperatura entre a camada superior e a camada inferior da coluna de água (Santos *et al.*, 1991^a). Este processo pode ocorrer em lagos de regiões temperadas durante os meses mais quentes do ano, devido ao aquecimento das águas superficiais pela radiação solar. Resulta por isso da variação sazonal das condições meteorológicas, e depende do clima da região e da influência deste sobre as trocas de energia ao nível da interface ar-água (Coelho, 2009; Metcalf & Eddy, 1991; Santos *et al.*, 1991^a; Thomann & Mueller, 1987; Von Sperling, 1996 e Wetzel, 1993). Estas modificações sobre a temperatura da massa de água superficial determinam a alteração do peso específico da mesma (Coelho, 2009; Metcalf & Eddy, 1991; Santos *et al.*, 1991^a; Thomann & Mueller, 1987; Von Sperling, 1996 e Wetzel, 1993). Com efeito, o peso específico da água atinge um máximo para uma temperatura de 4°C; diminui com o aumento da temperatura da água, para valores de temperatura da água superiores a 4°C; e diminui com a diminuição da temperatura da água, para valores inferiores a 4°C (Coelho, 2009 e Wetzel, 1993).

O vento e o regime de precipitações na bacia hidrográfica, que determina o regime de afluência de caudais, são outros dos factores climáticos com relevância para o estabelecimento do gradiente térmico na coluna de água (Orlob, 1983 citado por Rodrigues, 1992). Em lagos profundos, ou nos menos profundos mas localizados em locais abrigados do vento, este gradiente térmico pode persistir durante a maior parte da estação quente. Em lagos pouco profundos pode durar apenas alguns dias, devido ao efeito do vento que provoca uma mistura de camadas (Santos *et al.*, 1991^a).

O estabelecimento de um gradiente térmico na coluna de água conduz à sua estratificação térmica devido ao desenvolvimento de uma situação hidrodinâmica em que uma camada de água menos densa se sobrepõe a uma mais densa aumentando a resistência térmica à mistura (Coelho, 2009; Metcalf & Eddy, 1991; Von Sperling, 1996 e Wetzel, 1993). Com a acentuação do processo estabelecem-se três zonas na coluna de água extremamente resistentes à mistura, denominadas por *Epilimnion*, *Metolimnion* e *Hipolimnion* (Wetzel, 1993).

O *epilimnion* é o estrato superior onde a água é menos densa e uniformemente aquecida e circulante, devido à acção do vento. É uma zona caracterizada por alguma turbulência e bem oxigenada, devido à predominante produção primária que aí se faz sentir, a qual leva igualmente a um acréscimo de matéria em suspensão e, por vezes, do pH. É uma zona quente e iluminada, onde se processa a maior parte do crescimento da fauna e flora do lago (Chapman, 1996; Mendes *et al.*, 2004; Odum, 2004; Pacheco *et al.*, 2010; Thomann & Mueller, 1987 e Wetzel, 1993).

O *epilimnion* flutua sobre uma camada fria e mais profunda, relativamente inalterada, mais pobre em oxigénio e mais densa designada *Hipolimnion* (Thomann & Mueller, 1987 e Wetzel, 1993).

O *hipolimnion* é caracterizado por uma água mais calma, densa, fria e não circulante. No estrato inferior desta camada, onde pouca ou nenhuma radiação solar chega, podem ocorrer condições anóxicas. Aqui ocorrem uma série de processos biodegradativos e hidrolíticos relacionados com a deposição e subsequente decomposição da matéria orgânica. As condições anóxicas na camada de sedimentos subjacente conduz à libertação de ferro, manganésio e fósforo que se solubilizam na água do *hipolimnion*. (Chapman, 1996; Mendes *et al.*, 2004; Odum, 2004; Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993).

Ao acentuado gradiente térmico que se verifica entre o *epilimnion* e o *hipolimnion* dá-se o nome de *Termoclina*. A termoclina corresponde ao limite máximo de decréscimo de temperatura definindo a zona do plano vertical da massa de água onde se verifica o máximo gradiente de temperatura com a profundidade. A ocorrência deste gradiente dá-se no estrato intermédio denominado *Metolimnion*, o qual se encontra a uma profundidade variável oscilando, normalmente, entre os cinco e os quinze metros. Este estrato é igualmente demarcado pelas interacções entre o *epilimnion* e o *hipolimnion*

constituindo uma barreira para as trocas de elementos nutritivos entre camadas (Coelho, 2009; Mendes *et al.*, 2004; Odum, 2004; Pacheco *et al.*, 2010; Rodrigues, 1992; Thomann & Mueller, 1987 e Wetzel, 1993).

No final do Verão, com a ocorrência de tempo ventoso e/ou um abaixamento da temperatura do ar, dá-se um arrefecimento da superfície da massa de água e o período de estratificação térmica da mesma termina. A água no epilimnion sofre um arrefecimento gradual tornando-se mais densa, pelo que, por acção do vento e das correntes de convecção, as águas misturam-se com os estratos mais fundos e de densidade semelhante, fazendo com que haja uma mistura das diversas camadas que até então não era possível devido à diferença de densidades que possuíam (Von Sperling, 1996; Odum, 2004; Pacheco *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 1991^a e Wetzel, 1993).

No Outono, à medida que a resistência à mistura se reduz, o *metalimnion* sofre uma erosão progressiva ocorrendo a chamada *inversão térmica*. Esta provoca a mistura completa da massa de água, ocorrendo uma distribuição homogénea da temperatura e do peso específico da água, voltando todos os estratos a ficar saturados de oxigénio. Inicia-se a designada *Circulação de Outono*, a qual geralmente se desenvolve até atingir a máxima densidade à temperatura de 4°C ou menos. (Coelho, 2009; Odum, 2004; Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993). Nesta altura do ano, as camadas de água superficiais são enriquecidas em nutrientes pelas águas provenientes das zonas mais profundas, aumentando assim a probabilidade de crescimento do fitoplâncton (Rodrigues, 1992).

Porém, em zonas com condições de clima frio e água calma, a temperatura da água arrefece para valores iguais ou inferiores a 4°C, podendo formar-se rapidamente gelo à superfície. Esta camada de gelo isola o lago dos efeitos do vento, o que faz com que a água abaixo desta camada seja mais fria e menos densa, sobreposta à água quente e densa do fundo. Ocorre a *Estratificação de Inverno*. A este aquecimento gradual da água durante o Inverno, por baixo da cobertura de gelo, dá-se o nome de *Estratificação Térmica Invertida* (Odum, 2004; Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993).

Com a chegada da Primavera, a camada de gelo que cobre o lago funde na coluna de água, que é mais fria e quase isotérmica. Nesta altura, por se encontrar com uma densidade e temperaturas próximas da densidade máxima, a coluna de água oferece pouca resistência à mistura, a qual através da energia eólica retoma a totalidade da circulação da água dando-se a *Circulação da Primavera* (Odum, 2004; Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993).

A Figura 3.3 esquematiza a referida alternância entre as fases de estratificação térmica e de mistura completa, características dos períodos mais quentes e mais frios do ano, respectivamente, bem como a correspondente repercussão sobre os perfis verticais de temperatura e de oxigénio dissolvido na massa de água (Coelho, 2009).

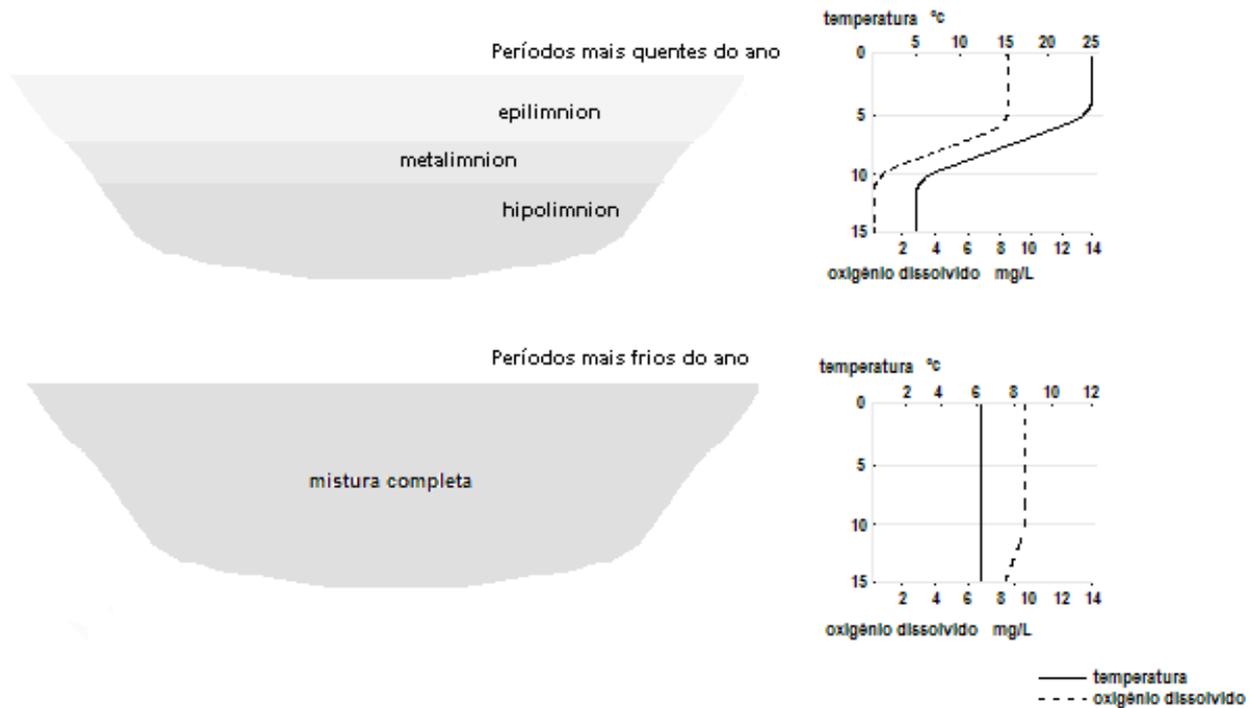


Figura 3.3 – Alternância das fases de estratificação térmica e de mistura completa

Fonte: Coelho, 2009

Distinguem-se ainda outros tipos de padrões de estratificação dos lagos, de acordo com a densidade, os efeitos da interação do clima, da morfometria e da química desse lago. Contudo, estes diferentes tipos de estratificação só acontecem em lagos que sejam suficientemente profundos para permitir a formação de um hipolimnion. De acordo com a estratificação e densidade que os lagos podem apresentar, estes podem ser classificados conforme estipulado no Quadro 3.1 (Wetzel, 1993).

Quadro 3.1 – Terminologia aplicada para descrever os tipos de lagos segundo a natureza da estratificação das suas águas dependente da densidade.

Tipo de lago	Características
Amícticos	Permanentemente cobertos de gelo
Monomícticos frios	A temperatura da água nunca sobe acima dos 4°C (regiões polares); têm apenas um período de circulação no Verão a 4°C ou inferior
Monomícticos quentes	A temperatura da água nunca desce abaixo dos 4°C (regiões temperadas quentes ou subtropicais); apresentam um período de circulação livre no Inverno a 4°C ou superior e sofrem estratificação directa no Verão
Dimícticos	Dois períodos sazonais de circulação livre (Primavera e Outono); estratificação no Verão; estratificação invertida no Inverno
Oligomícticos	Períodos raros de circulação a intervalos regulares com temperaturas bem acima dos 4°C; raramente (ou muito lentamente) misturados (termicamente estáveis) como em muitos lagos tropicais
Polimícticos	Circulação mais ou menos contínua com apenas curtos períodos de estagnação
Meromícticos	Permanentemente estratificados, a maior parte das vezes em resultado de uma diferença química entre as águas do hipolimnion e do epilimnion

Fonte: adaptado de Chapman, 1996; Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993.

3.2 EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização é definida como um processo natural de envelhecimento de uma massa de água, no decurso do qual o meio aquático sofre um enriquecimento de nutrientes, essencialmente compostos de azoto e fósforo, perturbando o equilíbrio biológico e a qualidade das suas águas, podendo mesmo levar ao seu desaparecimento (Vollenweider, 1968 citado por CCDR-LVT, 2005; US EPA, 1999 citado por CCDR-LVT, 2006; Chapman, 1996; UNESCO, 1992 citado por Medeiros *et al.*, 2006; Oliveira *et al.*, 1999; Thomann & Mueller, 1987 e Wetzel, 1993).

O desenvolvimento deste processo implica a consequente alteração da biodiversidade, o que em condições naturais acontece de forma lenta e imperceptível à escala humana, uma vez que este fenómeno tem por base um crescimento e proliferação relativamente modestos de seres aquáticos autotróficos (Metcalf & Eddy, 1991 e Thomann & Mueller, 1987).

A velocidade de eutrofização de uma massa de água depende da geologia e morfometria da bacia de drenagem, das características dos materiais afluentes, de factores climáticos (Lindermann, 1942, Wetzel, 1983 e Cunha Cardoso, 1985 citados por Santos *et al.*, 1991^a), e dos usos e ocupação do solo e sua produtividade (Wetzel, 1975 citado por CCDR-LVT, 2005; Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993).

A localização geográfica do plano de água, o grau de penetração da radiação solar na coluna de água, a dimensão e o tipo de nutrientes afluentes e as características hidrodinâmicas do escoamento, assim como o tipo e composição do fitoplâncton, são outros factores que influenciam este processo. Quando a incidência da radiação solar, a principal fonte energética dos seres autotróficos, está associada a condições de temperatura favoráveis, e a um aumento da disponibilidade de nutrientes, aumenta a produtividade primária da massa de água, desencadeando e agravando a sua eutrofização. Este processo, tem graves efeitos no equilíbrio do ecossistema, podendo levar à destruição da massa de água (CCDR-LVT, 2005; Diogo, 2008; Thomann & Mueller, 1987 e Wetzel, 1993).

Este desenvolvimento de biomassa algal tem tendência para ocorrer quando as concentrações de azoto inorgânico e fósforo excedem os valores de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ de N e $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ de P, respectivamente (Metcalf & Eddy, 1991). As concentrações de nutrientes que ocorrem nas massas de água resultam em larga escala das aflúências verificadas a partir da respectiva bacia hidrográfica. Segundo Vollenweider (1968), as cargas máximas de nutrientes permitidas e as cargas com risco de eutrofização são, em função da profundidade média de um lago, as apresentadas no Quadro 3.2 (Harper, 1992).

Quadro 3.2 – Cargas máximas de azoto e fósforo em lagos (Vollenweider, 1968)

Profundidade Média (m)	Carga Máxima ($\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)			
	Permissível		Risco de Eutrofização	
	P	N	P	N
10	0,1	1,5	0,2	3,0
50	0,25	4,0	0,5	8,0

Fonte: Adaptado de Harper, 1992.

Relativamente às cargas de fósforo afluentes à massa de água, em 1975 Dillon & Kichner (Harper, 1992), concluíram que as cargas de fósforo de origem florestal são em média de $48 \text{ gP.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, sendo superiores, da ordem de $720 \text{ gP.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, em zonas de florestas vulcânicas.

O conceito de eutrofização surgiu pela primeira vez em 1925, quando Thienemann referiu a existência de duas classes de lagos: *Oligotróficos* e *Eutróficos*. Esta classificação foi determinada com base nos nutrientes recebidos a partir do escoamento local, da idade geológica e da profundidade (Chapman, 1996; Medeiros *et al.*, 2006; Odum, 2004 e Pacheco *et al.*, 2010).

Os lagos *oligotróficos* são considerados como “geologicamente recentes” sendo caracterizados por uma baixa produtividade primária, consequente da sua escassez em nutrientes e sedimentos. Em virtude da baixa produtividade, estas águas são ricas em oxigénio, o qual se distribui de forma homogénea ao longo da coluna de água, caracterizando-se estes lagos por uma elevada biodiversidade. A qualidade da água é excelente o que permite uma penetração da luz a maiores profundidades (Chapman, 1996; Varennes, 2003 citado por Diogo, 2008; Medeiros *et al.*, 2006; Odum, 2004; Odum, 1988 citado por Pacheco *et al.*, 2010 e Oliveira *et al.*, 1999).

Por sua vez, os lagos *eutróficos*, em consequência da maior concentração de nutrientes, são caracterizados por uma elevada produtividade. Como resultado deste aumento de nutrientes e biomassa, são frequentes as flolescências planctónicas ou *blooms*. Nestes casos, a qualidade da água apresenta-se significativamente degradada, encontrando-se o oxigénio dissolvido (OD) distribuído de forma heterogénea, podendo a zona mais profunda dos lagos, ou eventualmente toda a zona hipolimnética, estar permanentemente anóxica durante a estratificação térmica de Verão (Chapman, 1996; Medeiros *et al.*, 2006; Oliveira *et al.*, 1999; Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993).

Mais tarde, Hutchinson alargou estes conceitos não só à massa de água como à bacia de drenagem e aos sedimentos, tendo em 1969, sido definitivamente estabelecidos. Com esta perspectiva passou a ser atribuída particular importância a todos os factores externos susceptíveis de modificar o potencial trófico de uma massa de água e a sua recuperação, com especial relevo para as entradas de nutrientes provenientes da bacia de drenagem (Medeiros *et al.*, 2006 e Pacheco *et al.*, 2010).

Actualmente, quando a massa de água se encontra num processo de transição entre uma situação de oligotrofia e eutrofia utiliza-se o termo *mesotrofia*. Os lagos *mesotróficos* possuem uma boa qualidade da água, sendo caracterizados por uma biodiversidade geralmente significativa e uma produtividade média como resultado da quantidade e equilíbrio de nutrientes (Medeiros *et al.*, 2006; Oliveira *et al.*, 1999 e Pacheco *et al.*, 2010).

De modo a que seja possível caracterizar as massas de água com um maior detalhe relativamente ao seu estado trófico, existem ainda outras classificações, tais como: ultraoligotrófico, oligomesotrófico, mesoeutrófico, eupolitrófico e hipereutrófico (listados da menor para a maior produtividade, respectivamente) (Von Sperling, 1996). No Quadro 3.3 apresenta-se uma possível caracterização qualitativa entre os principais graus de trofia.

Quadro 3.3 – Caracterização trófica de lagos e reservatórios

Item	Classe de trofia				
	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Biomassa	Bastante baixa	Reduzida	Média	Alta	Bastante alta
Fracção de algas verdes e/ou cianofíceas	Baixa	Baixa	Variável	Alta	Bastante alta
Macrófitas	Baixa ou ausente	Baixa	Variável	Alta ou baixa	Baixa
Dinâmica de produção	Bastante baixa	Baixa	Média	Alta	Alta, instável
Dinâmica de oxigénio na camada superior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável em torno da supersaturação	Frequentemente supersaturado	Bastante instável, de supersaturação à ausência
Dinâmica de oxigénio na camada inferior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável abaixo da saturação	Abaixo da saturação à completa ausência	Bastante instável, de supersaturação à ausência
Prejuízo aos usos múltiplos	Baixo	Baixo	Variável	Alto	Bastante alto

Fonte: adaptado de Vollenweider (Salas e Martino, 1991 citado por Von Sperling, 1996).

É fundamental evidenciar que a existência de um lago eutrófico nem sempre é inconveniente. A eutrofização é normalmente indesejável por não permitir a utilização que anteriormente era dada à massa de água (Filipe, 1999).

3.2.1 Eutrofização natural e artificial

As alterações biológicas indesejáveis em muitos ecossistemas aquáticos têm-se vindo a verificar, com maior relevância, desde os anos 70, do século XX. Estas alterações, frequentemente associadas ao aumento da afluência de nutrientes, determinaram a tentativa de compreensão dos factores responsáveis, com destaque para as descargas de nutrientes no meio hídrico (Diogo, 2008).

Apesar da eutrofização depender de muitos factores incontroláveis, as actividades humanas estão entre as principais causas de deterioração dos ecossistemas aquáticos através deste processo (CCDR-LVT, 2006 e Metcalf & Eddy, 1991). Contudo, existem eventos naturais e catástrofes ambientais que podem levar, localmente, a uma grave deterioração do ambiente aquático. No entanto, a maior proporção de toda a degradação da qualidade da água no mundo é devida às influências antropogénicas (Chapman, 1996). Por este motivo, a correcta gestão integrada dos recursos hídricos

na bacia hidrográfica que drena para a massa de água principal é fundamental para o estado de qualidade da mesma (Coelho, 2009). Desta forma, o desenvolvimento social e agro-industrial nas zonas envolventes de lagos naturais pode acelerar significativamente a eutrofização (Santos *et al.*, 1991^b). Assim, de acordo com Coelho (2009) “a existência de fontes poluidoras, de origem pontual ou difusa, cujos efluentes drenem directamente para a massa de água ou que para ela sejam conduzidos pelo escoamento superficial, poderá determinar a degradação da qualidade através do transporte de substâncias poluentes e de nutrientes”.

A introdução directa ou indirecta de substâncias susceptíveis de criar um risco à qualidade de uma massa de água podem ser distinguidas em causas naturais e artificiais (Mendes *et al.*, 2004).

As causas naturais caracterizam-se por serem independentes das acções antropogénicas, sendo atribuídas ao Homem a responsabilidade das artificiais. Estas últimas podem ter origem accidental ou não accidental, caracterizando-se as de origem accidental pela ocorrência de uma descarga de poluentes devido a circunstâncias accidentais ou imprevistas. Nas não accidentais, ocorre uma distinção entre fontes pontuais e difusas, conforme têm origem em actividades ou processos que geram descargas poluentes directas para a massa de água ou as afluências são disseminadas no espaço (Mendes *et al.*, 2004).

As fontes pontuais de poluição referem-se a pontos de descarga bem definidos e claramente identificáveis (Mendes *et al.*, 2004 e Thomann & Mueller, 1987). Estas podem ocorrer de forma permanente ou variável ao longo do tempo (Chapman, 1996 e Mendes *et al.*, 2004).

No que respeita às fontes difusas, ao contrário das pontuais, os pontos de emissão não são possíveis de identificar ou de controlar (Chapman, 1996; Mendes *et al.*, 2004 e Thomann & Mueller, 1987), sendo normalmente consequência de um conjunto de actividades humanas para as quais os poluentes não têm um ponto óbvio de entrada nos meios aquáticos (Chapman, 1996; Ongley, 1996 citado por Diogo, 2008). Este tipo de poluição resulta da interacção de diversos factores, como a intensidade e duração da precipitação, tipo de solo, uso do solo, práticas agrícolas e fisiografia do terreno encontrando-se associado às condições hidrológicas (Diogo *et al.*, 2004a citado em Diogo, 2008), pelo que poderá estar espalhado de forma directa ou dispersa em toda a bacia de recepção (Mendes *et al.*, 2004).

Uma importante diferença entre estas duas fontes de poluição, deve-se ainda à possibilidade de a fonte pontual poder ser circunscrita, tratada ou controlada (Chapman, 1996).

A Figura 3.4 mostra o processo de envelhecimento e degradação de lagos, albufeiras e reservatórios de forma natural e artificial.

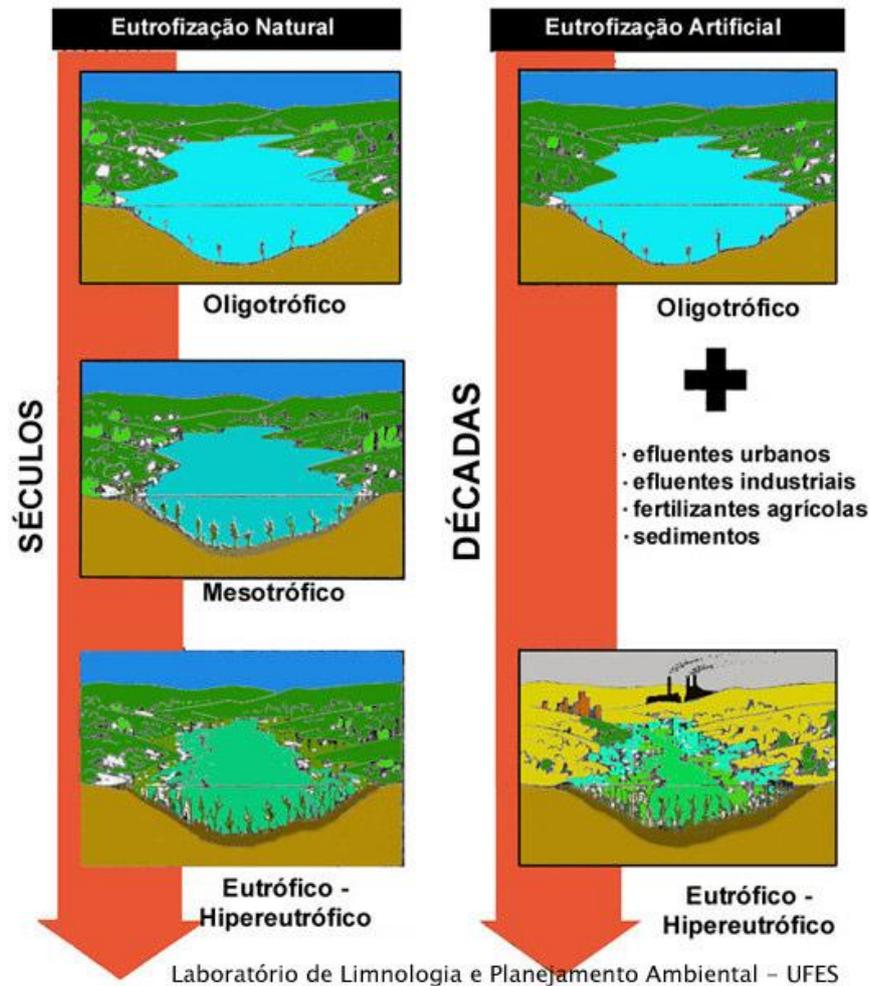


Figura 3.4 – Diferenças entre a eutrofização de carácter natural e artificial

Fonte: UFES-DERN, 2001 citado por Silva, 2008

3.2.2 Causas e efeitos

A eutrofização, resultante do acréscimo de nutrientes, manifesta-se não só pela alteração da composição físico-química da água mas também das populações biológicas presentes. Como tal, a eutrofização envolve uma relação causa-efeito complexa, sendo difícil a sua distinção (Oliveira *et al.*, 1999).

Algumas das consequências verificadas são as alterações das propriedades biológicas e ecológicas, as quais resultam não só das interações biológicas, mas também das propriedades e contributos de níveis hierárquicos superiores, que sofrem constantes modificações como resultado de impactes humanos (Pacheco *et al.*, 2010). O Quadro 3.4 mostra a hierarquização de algumas das

condicionantes que influenciam o ecossistema aquático, bem como os impactes humanos considerados mais importantes.

Quadro 3.4 – Hierarquização de condicionantes que influenciam o ecossistema aquático e impactes humanos importantes.

Características	Clima	Geologia	Topografia		
Bacia hidrográfica	Vegetação	Solo	Hidrologia		
Propriedades físicas e químicas da água	Luz, Temperatura	Turbidez, Salinidade, Descarga	Substratos húmicos	Nutrientes	Toxinas
Propriedades biológicas e ecológicas	Biomassa	Produtividade	Estrutura trófica	Biodiversidade	
Impactes humanos	Destruição de habitats	Entrada de nutrientes e sedimentos	Substâncias tóxicas	Alterações hidrológicas	Alterações climáticas

Fonte: adaptado de Pacheco *et al.*, 2010

Relativamente aos nutrientes responsáveis pela eutrofização, o azoto e o fósforo são os poluentes das massas de água mais reconhecidos. Estes encontram-se associados principalmente à poluição de origem difusa (Diogo, 2008).

O fósforo surge naturalmente em resultado da erosão de rochas ricas em fosfatos, enquanto o azoto chega às massas de água naturais por dissolução directa (Boavida, 2001). Estes nutrientes são veiculados através da precipitação atmosférica, por escoamento superficial ou subterrâneo, a partir de zonas de floresta, de zonas de actividades agrícolas e agro-pecuárias, onde são regularmente aplicados adubos e/ou estrumes ricos nestes elementos, bem como de descargas de águas residuais (domésticas e/ou industriais) (Boavida, 2001; CCDR-LVT, 2005 e 2006; Chapman, 1996; Diogo, 2008; Medeiros *et al.*, 2006; Oliveira *et al.*, 1999; Pacheco *et al.*, 2010; Silva, 2008; Thomann & Mueller, 1987 e Wetzel, 1993). O transporte destes nutrientes para as massas de água ocorre através de uma série de processos físico-químicos e biológicos (CCDR-LVT, 2006).

Como tal, as taxas de sobrecarga de fósforo variam de acordo com a geologia, a morfologia e a aplicação que se dá ao solo na bacia de drenagem, bem como com a produtividade do solo, a actividade humana e a poluição (Wetzel, 1993). A utilização dada às terras pertencentes à bacia de drenagem é assim de extrema importância para o enriquecimento das massas de água (Santos *et al.*, 1991^a).

Todavia, os factores que mais contribuem para as alterações da qualidade das águas, de entre os existentes nas bacias hidrográficas dos lagos, são a industrialização, a urbanização, o turismo e a exploração agrícola (Filipe, 1999).

Com efeito, a substituição de matas e/ou florestas por zonas agrícolas (Figura 3.5), representa uma etapa intermédia no processo que está na génese da deterioração de uma massa de água. Estas alterações do uso do solo acarretam muitas vezes uma redução da capacidade de infiltração da água no mesmo, que por sua vez leva a que os nutrientes em excesso escoem superficialmente pelo terreno, até atingir a massa de água (Von Sperling, 1996), transportando desta forma os suplementos nutritivos adicionados ao solo (Silva, 2008). De acordo com o Relatório n.º 7 da Agência Europeia do Ambiente (2005), “o escoamento superficial resultante deste tipo de uso do solo é a principal fonte de poluição das massas de água por azoto, contribuindo com cerca de 50% a 80% da carga total” (Diogo, 2008).

Por sua vez, a substituição da área de matas e/ou florestas por zonas urbanas (Figura 3.5), provoca igualmente uma impermeabilização do solo, potenciando do mesmo modo escoamento difuso para os sistemas naturais, que por seu lado pode levar à ocorrência de assoreamentos acentuados da massa de água. Estes assoreamentos têm como consequência uma diminuição do volume útil da massa da água, ou um aumento da carga de nutrientes, sendo resultado das entradas provenientes da drenagem pluvial e dos efluentes domésticos e/ou industriais. Estas contaminações podem atingir uma maior importância, principalmente devido à sua carga orgânica (Silva, 2008 e Von Sperling, 1996).

A Figura 3.5 ilustra a evolução do processo de eutrofização em massas de água e a associação do seu nível com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica.

Efectivamente, a erosão do solo (causada pela desflorestação, construção urbana, ou práticas agrícolas inadequadas), as aplicações excessivas de azoto e fósforo aos solos (lixiviação do azoto e perda por escoamento superficial do azoto e fósforo), as descargas de águas residuais, ou a deposição a partir da atmosfera (chuvas ácidas, amoníaco e partículas sólidas) estão entre as principais causas das afluências excessivas de nutrientes às massas de água (Varenes, 2003 citado por Diogo, 2008), sobretudo no que diz respeito ao azoto e fósforo (Santos *et al.*, 1991^a).

Destaca-se ainda a utilização dos solos das bacias de drenagem como pastagens, em que os animais permanecem no prado. Estas pastagens podem contribuir com maiores quantidades de nutrientes que os terrenos cultivados, e estes, por sua vez, mais que os terrenos florestados. Citando Santos *et al.* (1991^a), que por sua vez mencionou Moss (1968), “estudos comparativos demonstraram que uma

única vaca pode contribuir, por ano, com 18 kg de fósforo, tanto como 57 ha de cultura cerealífera ou 212 ha de floresta, e 58 kg de azoto, o mesmo que 6 ha de cereais ou 67 ha de florestas”.

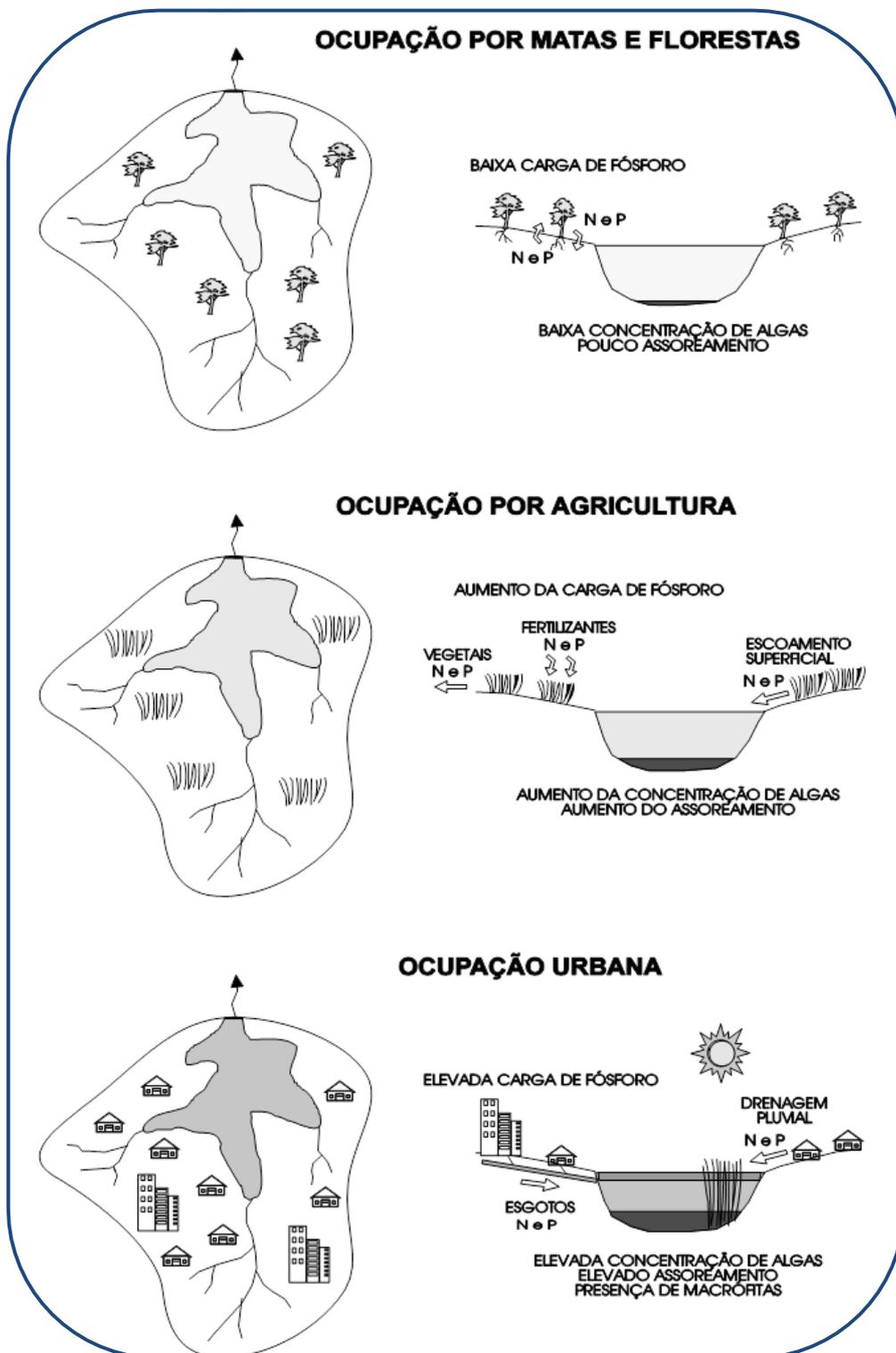


Figura 3.5 – Evolução do processo de eutrofização de um lago ou reservatório e sua associação com o uso e ocupação do solo

Fonte: Von Sperling, 1996

O guano de aves aquáticas migratórias, que habitam um lago por um breve período de tempo em densidade extraordinariamente elevada (uma ave por m²), pode igualmente funcionar como uma entrada extraordinária de azoto e fósforo na massa de água (Manny *et al.*, 1975 e Hutchinson, 1950 citados em Wetzel, 1993).

A libertação de nutrientes pelos sedimentos, que mais tarde são de novo assimiláveis pelos organismos fitoplanctónicos, é outra fonte adicional de nutrientes para a massa de água (Ongley, 1996 citado por Diogo, 2008; Medeiros *et al.*, 2006; Oliveira *et al.*, 1999 e Santos *et al.*, 1991^a). Este processo decorre da combinação do fósforo com o ferro dissolvido, formando, em condições oxidativas, compostos insolúveis que precipitam nos sedimentos. Os sedimentos das massas de água, em particular nos lagos, funcionam assim como depósito de nutrientes, tanto de azoto como de fósforo. Quando, na ausência de oxigénio dissolvido junto ao sedimento, se verificam condições redutoras, o complexo ferro-fósforo quebra-se, sendo estes dois elementos libertados para a massa de água. Desta forma, a concentração de fósforo dissolvido aumenta, contribuindo para um incremento da produtividade primária e, conseqüentemente da eutrofização (Santos *et al.*, 1991^a).

A ocorrência de grandes libertações de fósforo a partir dos sedimentos dá-se principalmente em lagos pouco profundos, situados em zonas de solos ricos em fósforo, que em cada Verão sofrem repetidos períodos de anóxia das camadas mais profundas. Em resultado, este tipo de lagos tende a ser eutrófico, ainda que as actividades humanas não contribuam grandemente para as entradas de fósforo no sistema. Quando tal acontece, pode-se afirmar que a carga interna do sistema é superior à das descargas que a ele afluem (Schindler, 2006 citado por Silva, 2008).

A existência de fósforo nos sedimentos representa assim um sério problema para a recuperação de massas de água enriquecidas em nutrientes (Ongley, 1996 citado em Diogo, 2008).

No entanto, e citando Thomann & Mueller (1987), “apesar do impacte da libertação de nutrientes a partir dos sedimentos ser por vezes significativo, e até suficiente para alimentar o processo de eutrofização mesmo após uma redução significativa das afluências externas de nutrientes, a origem destes nutrientes é, no limite, quase sempre externa à massa de água”.

Citando Pacheco *et al.* (2010) “tem sido também estudada a influência que outros macronutrientes como o carbono e o silício, ou, com menor importância, o cálcio, o potássio e o sódio, e micronutrientes como o ferro, o magnésio, o molibdénio, o cobre, o cobalto e o zinco, podem ter no desenvolvimento de espécies características de águas enriquecidas (Schindler e Fee, 1972 e Wetzel, 1972)”. No entanto, estes assumem sempre uma posição secundária no enriquecimento das massas de água em nutrientes, quando comparados com o contributo de azoto e fósforo, podendo no entanto, em alguns casos, ter um efeito notório (Pacheco *et al.*, 2010).

A eutrofização resulta não só das concentrações no meio dos parâmetros que lhe dão origem (sobrecarga de nutrientes), mas também do aumento das taxas de crescimento do biota das águas lênticas e da aceleração da taxa de aumento da produtividade em relação à que existiria se o sistema não tivesse sido perturbado (CCDR-LVT, 2005).

Assim, em condições favoráveis de temperatura, luminosidade e mistura da coluna de água, é possível a ocorrência de um desenvolvimento excessivo de alguns organismos fitoplanctónicos. Estes organismos irão afectar a composição e abundância das espécies de organismos vivos presentes, o que poderá conduzir a um perigo acrescido para todos os elementos desse ecossistema (CCDR-LVT, 2005 e Von Sperling, 1996).

Os resultados mais visíveis deste desenvolvimento de fitoplâncton gerador da eutrofização são a ocorrência de espumas superficiais, desenvolvimento excessivo de algas ou cianobactérias e de plantas macrófitas flutuantes ou enraizadas, o que pode induzir a formação de zonas anaeróbias no fundo e a deposição de sedimentos, com formação de cheiros/odores e produção de substâncias tóxicas ou indutoras de sabores indesejáveis (Chapman, 1996; Medeiros *et al.*, 2006; Mendes *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 1999; Pacheco *et al.*, 2010; Silva, 2008 e Von Sperling, 1996).

A proliferação nas massas de água de cianobactérias capazes de produzir toxinas é prejudicial à saúde humana, sendo o aparecimento de diatomáceas e algas filamentosas responsáveis por afectar o tratamento da água captada, originando um aumento dos custos de produção de água para consumo humano (CCDR-LVT, 2006; Thomann & Mueller, 1987 e Von Sperling, 1996).

Do ponto de vista estético, estas situações diminuem a apetência dos locais afectados para actividades de recreio e turismo (CCDR-LVT, 2006; Oliveira *et al.*, 1999; Silva, 2008 e Von Sperling, 1996) sendo identificadas como um problema que inclui perdas económicas e ambientais (Osswald *et al.*, 2007 citado por Silva, 2008). Por este facto, os desenvolvimentos excessivos de fitoplâncton são muitas vezes vistos como indicadores de poluição orgânica, resultado directo das actividades humanas e das utilizações do solo (Silva, 2008). Contudo, a própria utilização das massas de água para actividades de recreio poderá determinar um aumento das pressões poluentes sobre as mesmas (Coelho, 2009).

Em resultado do desenvolvimento de biomassa fitoplanctónica, ocorre um aumento da turvação da água à superfície, reduzindo a penetração da luz na coluna de água. A produção primária nas camadas de água atingidas por essa redução fica deste modo restringida, limitando a disponibilidade de oxigénio nas camadas mais profundas (Diogo, 2008).

A diminuição do OD na coluna de água e a degradação geral da qualidade da água, como consequência da morte das plantas e sedimentação da biomassa vegetal, é outro dos problemas

associados à eutrofização das massas de água, uma vez que, quando entra em decomposição, a matéria vegetal induz um consumo excessivo das reservas de oxigénio nos sedimentos (função da degradação da matéria orgânica) (CCDR-LVT, 2006; Diogo, 2008 e Von Sperling, 1996).

A existência de matéria orgânica morta, em determinadas condições de temperatura e pH do meio, pode igualmente provocar o aumento do azoto não ionizado na massa de água, tóxico para os peixes (CCDR-LVT, 2006 e Silva, 2008).

Porém, é a rápida depleção de oxigénio que as florescências potenciam que favorece a diminuição da biodiversidade nos sistemas aquáticos, podendo levar à sua dispersão ou eliminação (CCDR-LVT, 2006 e Silva, 2008).

3.2.3 Ciclo do fósforo

O fósforo, um dos elementos mais escassos na natureza, é um macronutriente essencial no desenvolvimento e crescimento de algas e outros organismos biológicos. Desempenha por isso um dos principais papéis no metabolismo biológico, razão pela qual é considerado o principal factor limitante da produtividade dos ecossistemas lacustres (Chapman, 1996 e Wetzel, 1993).

A forma mais significativa e directamente utilizável do fósforo (P) é o ortofosfato (PO_4^{3-}). Porém, é na forma de fósforo total (P_T) e de fósforo inorgânico (P_i) que a maior parte dos dados referentes às massas de água doces se apresentam (Chapman, 1996 e Wetzel, 1993).

O fósforo total é composto por duas componentes principais: uma componente dissolvida e outra particulada. Por sua vez, a forma dissolvida é composta por diversas componentes, umas das quais o ortofosfato (única forma disponível para o crescimento do fitoplâncton). A forma particulada inclui partículas de fósforo inorgânico, escoadas a partir do solo, e a forma orgânica, a qual inclui os detritos e o fósforo fitoplanctónico. O seguinte esquema ilustra os principais componentes do fósforo na massa de água (Figura 3.6) (Thomann & Mueller, 1987).



Figura 3.6 – Principais componentes do fósforo

Fonte: adaptado de Thomann & Mueller, 1987

O fósforo dissolvido encontra-se na forma de ortofosfatos, polifosfatos, colóides orgânicos ou fósforo combinado com colóides por adsorção e ésteres fosfóricos de baixo peso molecular, enquanto o fósforo particulado encontra-se na biomassa dos seres vivos sobre a forma de ácidos nucleicos (DNA e RNA), fosfoproteínas e ésteres de enzimas de baixo peso molecular, vitaminas e fosfatos de nucleótidos (ATP e ADP). O fósforo particulado encontra-se nas fases minerais das rochas e do solo como fósforo adsorvido a complexos inorgânicos, como argilas, carbonatos e hidróxidos de ferro e como fósforo adsorvido à matéria orgânica particulada morta ou constituindo agregados macroorgânicos (Wetzel, 1993).

O fósforo orgânico pode ser encontrado na forma solúvel ou particulada, existindo no particulado vivo e morto, tal como o plâncton e detritos. A parte não particulada inclui o fósforo orgânico excretado pelos organismos e os compostos coloidais (CCDR-LVT, 2006).

O fósforo inorgânico inclui as formas solúveis de fosfatos inorgânicos H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} , que se encontram disponíveis para as plantas, sendo as mais importantes na sustentação do crescimento das algas. As formas de fosfatos como as que entram na composição dos detergentes são inorgânicas, porém as plantas não as conseguem assimilar (CCDR-LVT, 2006). No entanto, a sua hidrólise espontânea em águas naturais conduz à formação de formas inorgânicas assimiláveis.

Como referido anteriormente, o ortofosfato é a única forma de fósforo inorgânico solúvel directamente utilizável, sendo facilmente assimilado pelas plantas superiores, organismos e algas (Wetzel, 1993).

Um dos componentes mais importantes do ciclo do fósforo nas massas de água naturais é a troca entre os sedimentos e a água suprajacente. Esta troca é regulada por reacções de oxidação-redução, que dependem do fornecimento de oxigénio, da solubilidade dos minerais, das actividades metabólicas das bactérias e fungos e da turbulência resultante de actividades físicas e bióticas (Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993).

O processo é lento, dando-se apenas na camada superior dos sedimentos. Se a água acima dos sedimentos estiver oxigenada ($>1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) forma-se uma microzona oxidada que impede o fósforo, solubilizado no ambiente redutor dos sedimentos, de migrar por difusão para a coluna de água. Por outro lado, quando o hipolimnion dos lagos produtivos se torna anóxico ($< 1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), a microzona oxidada desaparece, causando a libertação de fósforo e ferro ferroso para a coluna de água. Como consequência, o fósforo solúvel pode acumular-se em grandes quantidades nos hipolimnion anaeróbio, promovendo, na circulação de Primavera, a ocorrência de *blooms* algais. No entanto, a maior concentração deste elemento verifica-se nos sedimentos (Pacheco *et al.*, 2010 e Wetzel, 1993). O aparecimento das algas, potenciado pelo fósforo, irá contribuir para o aumento do volume de sedimentos. Estes, por seu lado, irão libertar cada vez mais nutrientes para a coluna de água, formando-se assim um ciclo que conduz à degradação progressiva da qualidade da água (Pacheco *et al.*, 2010).

O meio mais adequado para avaliar o fósforo biodisponível na massa de água, incluindo todas as formas orgânicas e inorgânicas, solúveis e particuladas, já mencionadas, é através do fósforo total (CCDR-LVT, 2006), sendo que, de acordo com Vollenweider, a quantidade de fósforo total aumenta com a produtividade dos lagos (Quadro 3.5) (Wetzel, 1993). A Figura 3.7 ilustra o ciclo do fósforo.

Quadro 3.5 – Relação geral da profundidade dos lagos para as concentrações médias de fósforo total epilimnético

Nível Geral da Produtividade do Lago	Fósforo Total (μL^{-1})
Ultraoligotrófico	<5
Oligo-mesotrófico	5-10
Meso-eutrófico	10-30
Eutrófico	30-100
Hipertrófico	>100

Fonte: adaptado de Wetzel, 1993

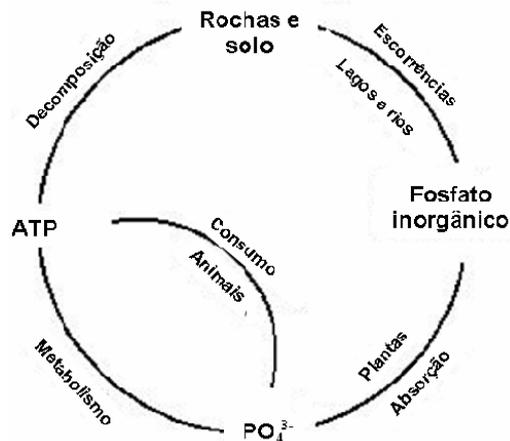


Figura 3.7 – Ciclo do Fósforo

Fonte: Silva, 2008

3.2.4 Ciclo do azoto

O Azoto existe na natureza sob a forma de azoto molecular gasoso e de numerosos compostos. A mobilidade e transformação dos compostos na biosfera são caracterizadas através do Ciclo do Azoto (Chapman, 1996).

Este elemento encontra-se amplamente distribuído na atmosfera sobre a forma gasosa, pouco reactiva e não assimilável pela maior parte dos organismos, ocupando cerca de 80% do seu volume (CCDR-LVT, 2006 e Santos *et al.*, 1991^a). Este macronutriente, usado pelos seres vivos para a produção de moléculas conjuntas, tais como aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos, enzimas e clorofila, é necessário ao desenvolvimento dos organismos fitoplanctónicos, muito embora não seja geralmente o elemento limitante da produtividade dos sistemas lacustres (Silva, 2008 e Wetzel, 1993).

Contudo, o azoto (N) é um dos nutrientes limitantes do crescimento das plantas, uma vez que estas apenas conseguem assimilar o azoto sob a forma amoniacal (NH_4^+) ou de nitrato (NO_3^-), compostos altamente solúveis (CCDR-LVT, 2006 e Santos *et al.*, 1991^a).

O azoto total (N_T) é composto por quatro componentes principais: o azoto orgânico, o azoto amoniacal, nitritos (NO_2^-) e nitratos. Estas três últimas componentes constituem o azoto inorgânico (N_i) que é utilizável pelo fitoplâncton para o seu crescimento. A forma orgânica do azoto apresenta uma componente particulada e outra dissolvida. A forma particulada, por sua vez, é composta por

partículas detriticas orgânicas e de fitoplâncton. O seguinte esquema ilustra os principais componentes do azoto na massa de água (Figura 3.8) (Thomann & Mueller, 1987).



Figura 3.8 – Principais componentes do azoto

Fonte: adaptado de Thomann & Mueller, 1987

A conversão do azoto a NH_4^+ e NO_3^- , para assimilação pelas plantas e outros seres fotoautotróficos, ocorre tanto nos ecossistemas terrestres como nos aquáticos. Nos lagos esta transformação dá-se por oxidação e redução dos compostos azotados pelas bactérias, assimilação do azoto, fotossíntese e utilização pelas algas e plantas aquáticas, através de quatro processos do ciclo do azoto: *fixação de azoto*, *decomposição* e *nitrificação*. No primeiro processo a forma gasosa do azoto é transformada numa outra assimilável, nos processos seguintes ocorre a interconversão de formas combinadas de azoto, sendo o azoto devolvido à atmosfera num quarto processo, a *desnitrificação* (CCDR-LVT, 2006).

Neste seguimento, o ciclo do azoto (Figura 3.9) inicia-se com a transformação do azoto molecular (N_2), presente na atmosfera em azoto amoniacal. Esta transformação ocorre através da *fixação do azoto* molecular por algumas bactérias e cianobactérias, que dividem a molécula e posteriormente permitem a sua combinação com o hidrogénio (CCDR-LVT, 2006 e Chapman, 1996). Através da *decomposição*, uma reacção irreversível em que os organismos decompõem os detritos e os tecidos da matéria morta em aminoácidos – *síntese de aminoácidos* – a matéria orgânica é oxidada a dióxido de carbono, água e azoto amoniacal (CCDR-LVT, 2006).

Seguidamente o azoto amoniacal é oxidado, por meio de bactérias do tipo das *Nitrosomonas*, a nitritos, que por sua vez são oxidados, por bactérias como *Nitrobacter*, a nitratos. A este processo de transformação aeróbio dá-se o nome de *Nitrificação* (CCDR-LVT, 2006; Chapman, 1996 e Wetzel, 1993).

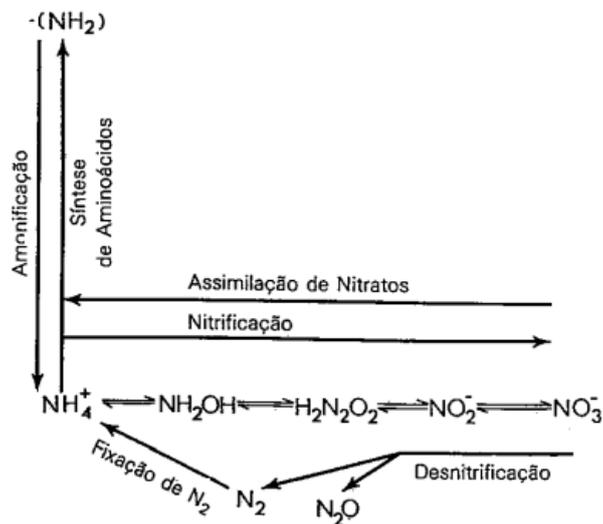


Figura 3.9 – Ciclo do Azoto

Fonte: adaptado de Wetzel, 1993

À redução bioquímica dos aniões oxidados de azoto (NO_3^- e NO_2^-) a N_2 , por meio de bactérias anaeróbias, dá-se o nome de *Desnitrificação*. Estas reacções ocorrem em condições de reduzida concentração de OD (CCDR-LVT, 2006; Chapman, 1996; Coelho, 2009 e Wetzel, 1993).

A nitrificação cessa, ao nível dos sedimentos, quando o hipolimnion de um lago eutrófico se torna anaeróbio. Como resultado, a microzona oxidada na interface sedimentos-água desaparece, originando uma redução da capacidade de absorção dos sedimentos, o que provoca um aumento da concentração de azoto amoniacal que é libertado dos sedimentos para a coluna de água, aumentando a concentração de azoto amoniacal no hipolimnion. Por sua vez, a desnitrificação, por se encontrar relacionada com as condições redutoras, vai aumentando à medida que a água se torna anóxica e redutora, sendo nos sedimentos três a quatro vezes superior à da água sobrejacente (Wetzel, 1993).

Salienta-se a possibilidade de os processos de nitrificação e desnitrificação poderem ocorrer simultaneamente (Wetzel, 1993), assim como a dependência do ciclo do azoto com a temperatura, razão pela qual este assume um comportamento sazonal (CCDR-LVT, 2006).

3.2.5 *Nutriente limitante*

O azoto e o fósforo são os nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas, sendo a base para o crescimento do fitoplâncton e de algas bênticas (Santos, 2004 citado por Diogo, 2008), podendo estar presentes numa massa de água em quantidades e proporções diferentes (Oliveira *et al.*, 1999). O aumento dos níveis destes nutrientes, como referido anteriormente, resulta num incremento da intensidade dos processos de produção biológica das massas de água (Santos, 2004 citado por Diogo, 2008), o que os torna essenciais ao desenvolvimento.

O nutriente limitante é pois o elemento que, sendo essencial, limita o aumento da produtividade primária numa massa de água (Von Seperling, 1996). Uma das formas de o determinar é através da razão N/P, que, segundo Thomann e Mueller (1987), permite estimar preliminarmente se o crescimento de algas num lago está a ser controlado pelo fósforo ou pelo azoto.

A determinação do nutriente limitante realiza-se, desta forma, com base no nutriente que existir em menor quantidade no meio (Thomann & Mueller, 1987), devendo o controlo da eutrofização centrar-se nesse nutriente (Novotny, 2003 citado por Diogo, 2008).

Assim, para valores da razão N/P inferiores a 10 considera-se o azoto como limitante, correspondendo valores de N/P superiores a 10 a sistemas em que o fósforo é o factor limitante. Todavia, e uma vez que cada massa de água possui características únicas, esta análise deve ter em consideração alguma variabilidade na relação N/P (Thomann & Mueller, 1987).

Contudo, é frequente em águas costeiras e de transição o azoto ser o nutriente limitante para a eutrofização, verificando-se nas águas interiores uma preponderância do fósforo (Farmer, 2004, Evans e Johnston, 2004 citados por Diogo, 2008 e Thomann & Mueller, 1987). Este último chega mesmo a ser considerado como um nutriente chave no processo de eutrofização em águas superficiais, uma vez que o azoto pode ser biologicamente fixado na coluna de água em quantidades significativas (Burke *et al.*, 2004 citado por Diogo, 2008 e Oliveira *et al.*, 1999). Porém, em lagos pequenos, onde poderão ocorrer significativas aflúncias pontuais, poderá ser o azoto a limitar o crescimento (Thomann & Mueller, 1987).

A razão N/P é, portanto, uma medida útil no entendimento, num primeiro nível, da relação entre o azoto, o fósforo e a biomassa vegetal (Thomann & Mueller, 1987).

3.3 CLASSIFICAÇÕES DO ESTADO TRÓFICO

A avaliação do estado trófico tem como objectivo caracterizar quantitativamente o estado trófico de uma massa de água, com vista à gestão da sua qualidade. Este tipo de classificação deve ser efectuada antes de se implementarem quaisquer medidas correctivas relacionadas com a utilização que se quer dar à massa de água, de forma a conhecer-se o seu estado de eutrofização.

Com este intuito, a classificação do estado trófico baseia-se na medição de alguns parâmetros de qualidade da água e na comparação destes com os critérios de classificação definidos para o efeito. Existem, no entanto, diversos critérios de avaliação, consoante as características, físicas, químicas e biológicas da massa de água, utilizadas pelos diferentes autores. Destacam-se os Critérios de Vollenweider (1968), Carlson (1977), OCDE (1982) e o Critério Nacional (INAG 2002). Porém, no presente estudo, ir-se-á apenas dar ênfase ao critério de Carlson e ao critério Nacional.

O critério de Carlson, mais conhecido por TSI, foi desenvolvido em 1977. Este índice, que ainda hoje permite a avaliação do estado trófico de um sistema aquático (Quadro 3.6), baseia-se em valores de transparência da massa de água (T), clorofila a ($Cl\ a$) e fósforo total (P_T) (CCDR-LVT, 2006). Este índice considera o fósforo total como directamente relacionado com a biomassa encarando-o como o factor limitante ao crescimento das algas. No entanto, a clorofila a indica a biomassa fitoplanctónica existente e, por conseguinte, a produtividade da massa de água, pelo que, a atribuição de uma classificação de estado trófico não depende unicamente do fósforo, mas também da clorofila a (CCDR-LVT, 2005 e 2006).

Quadro 3.6 – Classificação do índice TSI

Classe Trófica	TSI
Ultraoligotrófico	0 – 20
Oligotrófico	30 – 40
Mesotrófico	45 – 50
Eutrófico	53 – 60
Hipertrófico	>70

Fonte: adaptado de Harper, 1992

O TSI é calculado a partir das seguintes expressões, encontrando-se o fósforo total e a Clorofila a expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$ e a transparência em metros (Harper, 1992):

Equação 3.1

$$TSI (T) = 10(6 - \ln_2 T)$$

Equação 3.2

$$TSI (Cl a) = 10 \left(6 - \frac{\ln_2 7,7}{Cl a^{0,68}} \right)$$

Equação 3.3

$$TSI (P_T) = 10 \left(6 - \frac{\ln_2 48}{P_T} \right)$$

De acordo com CCDR-LVT (2006), existe a tendência de alguns autores para a utilização de uma média das três variáveis, na aplicação do TSI, em alternativa à sua hierarquização. No entanto, salienta-se que este procedimento não é o mais correcto, uma vez que, e citando a mesma fonte, “o índice assenta no pressuposto de que estima a biomassa algal, ou seja, a clorofila continua a ser um melhor indicador do que qualquer um dos outros parâmetros. Não existindo nenhuma vantagem aparente em combinar uma boa estimativa do estado trófico com outras duas que não o são”.

Quanto ao critério nacional, trata-se de um critério quantitativo proposto pelo INAG (2002) a utilizar em sistemas lênticos (Quadro 3.7). Foi definido com o consenso generalizado de diversas entidades, sendo uma versão modificada do critério da OCDE (1982). Contudo, apesar de ambos considerarem viável o critério de Vollenweider, recorrem a parâmetros diferentes para classificar o estado trófico de uma massa de água (CCDR-LVT, 2005).

Quadro 3.7 – Classificação do estado trófico de Albufeiras e Lagoas de acordo com o Critério Nacional (INAG)

Parâmetro	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de P)	<10	10 – 35	> 35
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	<2,5	2,5 - 10	>10
OD (% saturação)	-	-	<40

Nota: Os valores correspondem a médias geométricas.

Fonte: CCDR-LVT, 2005 e 2006

Os parâmetros a utilizar, tal como para o TSI, são o fósforo total e Clorofila *a*, contudo em vez da transparência, este tem em conta a “% de saturação em Oxigénio dissolvido”. As concentrações do meio relativamente a estes três parâmetros analíticos permitem determinar o estado trófico da

massa de água, o qual neste critério é definido com base em apenas três estados tróficos (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) (CCDR-LVT, 2005).

O estado trófico global, para o conjunto dos vários parâmetros, corresponde ao mais desfavorável. Deve ser colhida, pelo menos, uma amostra em cada estação do ano, a meio metro de profundidade. Nota-se ainda, que o OD apenas tem limite definido para o estado eutrófico (<40%), sendo considerado como oligotrófico, no que a este parâmetro se refere, sempre que a média for superior àquele valor (o limite corresponde a um valor mínimo) (CCDR-LVT, 2005).

Relativamente a este tipo de classificação, destaca-se a falta de referência ao azoto na definição do nível trófico. Citando Santos *et al.* (1991^a) “este facto deve-se essencialmente à opinião generalizada de que o fósforo é o principal nutriente limitante, tanto mais que, estando presente e não havendo azoto assimilável disponível, haverá sempre possibilidade de desenvolvimento de cianobactérias (ou algas azuis-verdes) que fixam azoto atmosférico”. Contudo, encontra-se na bibliografia referência a valores limite para o azoto inorgânico total (N_{IT}), como se pode observar no Quadro 3.8, os quais deverão ser tidos em consideração numa análise mais detalhada das massas de água.

Quadro 3.8 – Valores limite para classificar o estado trófico de uma massa de água com base no azoto

Parâmetro	Ultra-Oligotrófico	Oligo-Mesotrófico	Meso-Eutrófico	Eutrófico	Referência Bibliográfica
Azoto inorgânico total (µg.L ⁻¹)		200 - 400	300 - 650		Harper, 1992
Azoto inorgânico (µg.L ⁻¹)	<200	200 - 400	300 - 650	500 - 1500	Wetzel, 1993

4 MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA APLICÁVEIS A LAGOS E ALBUFEIRAS

4.1 ENQUADRAMENTO

No presente capítulo, procura-se estabelecer uma breve resenha histórica do desenvolvimento dos modelos matemáticos de qualidade da água, bem como efectuar uma apresentação resumida do tipo de modelos de simulação matemática da qualidade da água mais utilizados em lagos e albufeiras, dando-se destaque ao modelo de mistura completa (MC), que corresponde ao utilizado no presente trabalho.

Os modelos constituem sempre uma aproximação à realidade, pelo que na sua utilização podem não ser ponderadas as inúmeras variáveis associadas ao sistema a simular, mas apenas as identificadas e seleccionadas como mais importantes para o estudo a desenvolver. Os modelos avaliam e diagnosticam modificações potenciais, permitindo descrever o que acontece no presente, o que se passou no passado e caracterizar cenários futuros, bem como analisar as possíveis variações, distinguindo desta forma, sinais de longo e curto prazo.

Neste contexto os modelos matemáticos são ferramentas de grande utilidade em engenharia, que permitem simular o comportamento de um determinado sistema (um rio ou um lago, por exemplo), perante possíveis interferências ou intervenções. Estes modelos têm a capacidade de prever, com uma margem de segurança credível, os potenciais efeitos resultantes da implementação das medidas de controlo da poluição (Coelho, 2009).

A aplicação de modelos de qualidade da água funciona, desta forma, como uma importante ferramenta no processo de gestão dos sistemas de recursos hídricos, permitindo estabelecer a forma como os poluentes irão interagir entre si, bem como, a forma como irão alterar as massas de água receptoras (Coelho, 2009 e Wu-Seng Lung, 2001). No entanto, devem ser tidas em consideração as limitações de cada modelo, com uma ressalva importante no que se refere à existência de dados e ao conhecimento dos sistemas em estudo, devendo o modelo ser ajustado à realidade dos conhecimentos existentes, quer dos dados, quer dos ecossistemas em si (Jørgensen, 1994 citado por Filipe, 1999). É por isso de extrema importância, a obtenção de um adequado conjunto de dados hidrológicos, meteorológicos e de qualidade da água, que permitam satisfazer as necessidades de modelação (Rodrigues, 1992).

Destaque ainda, para a necessidade de se adquirir conhecimentos das propriedades hidrodinâmicas de uma massa de água antes da estabilização de um sistema efectivo de monitorização da qualidade da água (Chapman, 1996).

É por isso, essencial à representação de um dado sistema, com base no exercício de modelação, a disponibilidade de um conjunto mínimo de dados de monitorização adequados à calibração e validação do modelo (Coelho, 2009 e Rodrigues, 1992).

Um exemplo da aplicação deste tipo de modelos é, segundo Wetzel (1993), a possibilidade que estes têm em fazer previsões sobre a probabilidade de se desenvolverem estados de oligotrofia, mesotrofia ou de eutrofia em lagos limitados pelo fósforo, em resposta às variações no regime de sobrecarga.

4.2 BREVE RESENHA HISTÓRICA

A modelação matemática de sistemas aquáticos iniciou-se na década de 1920 quando Streeter e Phelps formularam uma equação para descrever o balanço do OD num rio (Streeter & Phelps, 1925 citados em Thomann & Mueller, 1987).

Contudo, foi no início da década de 1960, em resultado do crescente interesse em torno das preocupações ambientais e dos problemas relacionados com o controlo da poluição, que a prática da modelação matemática de qualidade da água em lagos e albufeiras se iniciou (Coelho, 2009).

Uma das principais preocupações que suscitou o desenvolvimento deste tipo de modelos, foi a progressiva deterioração da qualidade das massas de água, assim como o efeito por parte das descargas das albufeiras na qualidade da água a jusante. Também a apreensão devido ao enriquecimento em nutrientes dos lagos devido às afluições que, de alguma forma, resultam numa interferência da qualidade da água e limitam a sua utilização, com conseqüente alteração do seu estado, promoveu a adopção de modelos. Com efeito, o controlo do enriquecimento de nutrientes nos lagos e albufeiras, passa a ter uma maior atenção (Filipe, 1999 e Rodrigues, 1992).

Por esta altura, a eutrofização, face aos inúmeros casos verificados de eutrofização avançada, deixa de ser encarada apenas como uma mudança gradual de estado no ciclo biodinâmico das massas de água, para passar a ser sinónimo de um problema sério de degradação da qualidade da água, surgindo assim o primeiro modelo de eutrofização (Coelho, 2009 e Filipe, 1999).

Este modelo desenvolvido no final da década de 1960 por Vollenweider, baseava-se num balanço mássico simplificado ao fósforo presente no lago. Debruçava-se, essencialmente sobre as características do ecossistema e do balanço de nutrientes na massa de água, representando de uma forma mais rigorosa os processos biológicos (Coelho, 2009 e Filipe, 1999). O modelo de eutrofização pretendia ainda, através de um sistema que funcionava como um reactor de mistura completa, simular o processo de eutrofização (Coelho, 2009).

Mais tarde, outros modelos de eutrofização, mais complexos, foram desenvolvidos por Snodgrass e O'Melia, Larsen e Mercier, e Bella. Destaca-se o modelo desenvolvido por Snodgrass e O'Melia, o qual considera o balanço de massa quer do fósforo particulado quer dos ortofosfatos. Este modelo foi concebido, contemplando coeficientes de transporte vertical para permitir as trocas de fósforo particulado entre o epilimnion e o hipolimnion no Verão, sendo tratado como um único compartimento com mistura completa no Inverno. O modelo de eutrofização de Snodgrass e O'Melia possibilitou também a previsão da capacidade de carga das massas de água relativamente às afluências de fósforo (Coelho, 2009 e Rodrigues, 1992).

Posteriormente, Thomann desenvolveu modelos mais detalhados de eutrofização. A título de exemplo, Thomann apontou três tipos de modelos, desde um modelo simples de três camadas até um modelo de sete camadas e 67 segmentos e até 15 variáveis (Rodrigues, 1992 e Filipe, 1999).

Os modelos matemáticos da qualidade da água tiveram assim o seu maior impulso no início da década de 1960, tendo-se generalizado na década de 70, do mesmo século, com o aparecimento dos primeiros modelos de eutrofização (Coelho, 2009 e Filipe, 1999).

A obtenção de dados de campo foi outro dos avanços no desenvolvimento de técnicas analíticas, no que se refere aos aspectos hidrológico e hidrodinâmico, que permitiram a previsão das alterações resultantes de diferentes alternativas de gestão das massas de água. A modelação matemática da qualidade da água atingiu por isso, um ponto de viragem a partir do final da década de 1970, passando os futuros desenvolvimentos a depender fortemente da disponibilidade de dados de amostragem (Coelho, 2009).

A recolha destes dados permitiu representar o sistema aquático de uma forma mais realista, colmatando as lacunas de conhecimento ao nível das interacções entre a hidrodinâmica, a qualidade da água e o comportamento ecológico dos lagos e albufeiras (Coelho, 2009).

Uma dessas novas técnicas corresponde à modelação matemática unidimensional. A obtenção deste novo tipo de modelos com capacidade para prever a evolução do regime térmico ao longo do tempo e da coluna de água, de um lago ou de uma albufeira que apresente estratificação térmica, constituiu

um passo essencial para descrever o comportamento, ao nível da qualidade da água, destes sistemas (Coelho, 2009).

O desenvolvimento de modelos de qualidade da água permitiu um melhor entendimento dos mecanismos, processos e relações causa-efeito que condicionam o comportamento das massas de água face a diferentes solicitações. Com efeito, passou a ser dada particular importância à utilização dos modelos na perspectiva de uma ferramenta de engenharia (Coelho, 2009). A partir daí, muitos modelos têm vindo a desenvolver-se, sendo que, muitos ainda se baseiam nos conceitos e formulações introduzidas por Vollenweider, ou em variações dos mesmos, no decorrer das décadas de 1970 e 1980, como forma de estimar, numa primeira aproximação, o balanço do fósforo em massas de água (Coelho, 2009 e Filipe, 1999).

Apesar disso, novas abordagens têm surgido na tentativa de ajustar a complexidade dos modelos ao conhecimento dos sistemas a estudar, bem como às alterações estruturais dos sistemas e à disponibilidade de dados de amostragem (Jørgensen, 1994 citado por Coelho, 2009; Coelho, 2009 e Filipe, 1999). Estes modelos têm sido, por isso, um importante pilar para a implementação e aplicação de regulamentação desde 1972 (Wu-Seng Lung, 2001).

4.3 BREVE REFERÊNCIA AOS TIPOS DE MODELOS EXISTENTES

Os modelos de qualidade de água sejam eles de rios, lagos ou estuários, têm o intuito de auxiliar na mais variada panóplia de problemas de qualidade água, constituindo uma preciosa ferramenta na reprodução e previsão do comportamento dos recursos hídricos (Wu-Seng Lung, 2001).

Os nutrientes, por serem essenciais à vida aquática, são alguns dos elementos utilizados em modelos matemáticos de qualidade da água. Estes modelos utilizam um sistema de equações de balanço de massa acoplado à descrição de cada compartimento de nutrientes assim como, os processos de transporte por advecção e dispersão (EPA, 1985).

A abordagem deste tipo de modelos mais simplificados é efectuada ao nível do nutriente limitante, ou seja, o fósforo. O fósforo total é, deste modo, utilizado como um indicador do estado trófico do sistema (Monteiro, 2004). Contudo, devido à dificuldade em elaborar-se modelos de base física para o fósforo num reservatório, bem como de se obter os valores dos coeficientes e dados de entrada necessários, tem sido muitas vezes utilizada uma abordagem empírica dos modelos (Von Sperling, 1996).

Com efeito, a literatura apresenta uma série de modelos empíricos simplificados. O modelo empírico mais conhecido mundialmente é o de Vollenweider, desenvolvido predominantemente para lagos temperados. Este tipo de modelos permite estimar, em função da carga afluenta, tempo de residência e características geométricas, a concentração de fósforo numa massa de água, sendo normalmente utilizados de acordo com as seguintes aplicações (Von Sperling, 1996):

- *Estimativa do nível trófico* - Uma vez estimada a concentração de fósforo na massa de água pode-se, com base nas considerações apresentadas na secção 3.3, avaliar o nível trófico do lago;
- *Estimativa da carga máxima admissível* - Pode-se estimar a carga máxima admissível de fósforo à massa de água, para que a concentração de fósforo resultante esteja dentro de um valor inferior ao da eutrofia, como referido na secção 3.2.

Como forma de melhor caracterizar as massas de água, este tipo de modelos matemáticos foram evoluindo de forma a considerar outros parâmetros de qualidade da água, incluindo o OD, a carência bioquímica de oxigénio, a temperatura, os nutrientes e o biota, onde se inserem as algas (normalmente expressas em função da concentração de Clorofila *a*) (Coelho, 2009). Ao considerar outros parâmetros e características específicas das massas de água os modelos matemáticos evoluíram por forma a considerar diferentes dimensões. Os modelos matemáticos podem, desta forma, ter zero, uma, duas ou três dimensões.

Os modelos a zero dimensões ou de mistura completa servem para estimar, a um custo mínimo, a média espacial de concentração de poluentes, não considerando, porém, a hidrodinâmica do sistema. Desta forma, as alterações do volume de água no constituinte representado são determinadas pela simples quantificação do fluxo de entrada e saída do sistema (EPA, 1985).

Por sua vez, os modelos unidimensionais utilizam uma geometria do sistema que é formulada conceptualmente como uma rede linear de segmentos ou secções de volume, onde as massas de água são conceptualizadas como um sistema constituído por camadas horizontais, de forma a simular a distribuição vertical de energia ao longo de um ciclo anual (Coelho, 2009 e EPA, 1985). Dá-se o exemplo, de um lago relativamente pequeno e profundo onde a variação vertical da temperatura e de outros parâmetros de qualidade, são representados por segmentos de fatias verticais empilhadas horizontalmente ou por segmentos de volumes. Nestes modelos, a variação dos parâmetros de qualidade da água ocorre verticalmente à medida que a água é transportada de um segmento para o outro (EPA, 1985). Estes modelos têm ainda a capacidade de funcionar como ferramentas úteis de avaliação e simulação da qualidade de água de lagos e albufeiras (Coelho, 2009). No entanto, e citando Coelho (2009) “este tipo de modelo destina-se “apenas” à

representação das condições médias que se verificam em cada uma das camadas horizontais, completamente misturadas, que correspondem à representação conceptual do sistema”.

Torna-se por isso necessário recorrer a modelos mais complexos, que normalmente requerem uma conceptualização multidimensional, quando se pretende uma discretização ao nível dos resultados do modelo que vai para além do que se passa ao longo do eixo vertical, ou quando não se verificam as condições de aplicabilidade deste tipo de modelos (Coelho, 2009).

Para os modelos bi e tridimensionais, usuais em lagos e estuários, a representação espacial é realizada de acordo com a heterogeneidade da massa de água. Esta inclui as representações bidimensionais, dimensões verticais com segmentos longitudinais para lagos fundos e estreitos, reservatórios ou estuários. Porém, este tipo de representação depende do sistema em análise. Por seu lado, as representações espaciais tridimensionais são normalmente utilizadas como padrões de circulação globais de lagos. Esta tendência deve-se, essencialmente, à preocupação com a qualidade da água nas zonas das margens, como nas zonas profundas dos lagos. Além disso, as diferentes interações da qualidade da água nestas zonas pode levar a mudanças na qualidade global do lago que não podem ser previstas sem esta definição espacial (EPA, 1985).

Os modelos ecológicos são outro tipo de modelos, que permitem analisar uma grande variedade de problemas, onde a suposição de inexistência de tempo implica que as variáveis no sistema de equações não se alteram temporalmente, fornecendo o detalhe espacial necessário para importantes variáveis de qualidade da água (EPA, 1985).

Os modelos de simulação desenvolvidos vão assim, desde os modelos de mistura completa, aos unidimensionais de temperatura e qualidade da água em sistemas com estratificação, até aos modelos multicamadas, de circulação induzida pelo vento, e ecológicos, para grandes reservatórios de água (Rodrigues, 1992).

Todos estes modelos de qualidade da água desenvolveram-se com base numa única equação. A equação de Balanço de Massas (Wu-Seng Lung, 2001). Citando Coelho (2009), “virtualmente, todos os modelos matemáticos de qualidade da água e ecológicos evoluíram a partir de leis da conservação da massa e da conservação da energia, complementadas pelos princípios cinéticos com capacidade para descrever as reacções químicas e biológicas que se processam nas massas de água naturais”. A equação de conservação de massa, surge assim do facto de muitos dos constituintes utilizados nos modelos estarem sujeitos a um único processo de transformação, a que se segue uma taxa de decaimento de primeira ordem. Esta equação vem permitir a análise de diferentes constituintes, bastando para isso, ajustar adequadamente a taxa de decaimento (K) (Metcalf & Eddy, 1991).

A equação de conservação de massa (Equação 4.1) é portanto, a base para praticamente qualquer modelo de qualidade da água. Todavia, para situações mais complexas é necessário a utilização de métodos numéricos e meios informáticos (Metcalf & Eddy, 1991).

Equação 4.1

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} - V \frac{\partial C}{\partial y} - W \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left[E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right] + \sum r_i + \sum I_j$$

onde:

C = concentração do constituinte na massa de água (mg.L⁻¹);

U = velocidade da água na direcção x (m.s⁻¹);

V = velocidade da água na direcção y (m.s⁻¹);

W = velocidade da água na direcção z (m.s⁻¹);

E_x = coeficiente de difusão na direcção x (m².s⁻¹);

E_y = coeficiente de difusão na direcção y (m².s⁻¹);

E_z = coeficiente de difusão na direcção z (m².s⁻¹);

r = taxa de variação de oxigénio dissolvido (mg.L⁻¹.s⁻¹);

I = massa injectada por unidade de tempo e por unidade de volume de água (mg.L⁻¹.s⁻¹);

i = índice do processo de transformação;

j = índice do processo de identificação.

De destacar, a utilização de formulações que incluem reacções de decaimento nas águas intersticiais e difusão entre águas intersticiais nos sedimentos e sobrejacente coluna de água, por parte, de alguns modelos (EPA, 1985).

Dado a natureza empírica dos modelos, deve ser enfatizada a necessidade de se obterem os dados mais correctos e adequados por forma a desenvolver, configurar, calibrar e validar o modelo para o sistema em estudo, permitindo uma maior representatividade e credibilidade dos resultados obtidos. É por isso, indispensável dispor de um conjunto mínimo de dados de amostragem adequados, que permitam confrontar os resultados do modelo com os dados da amostragem (Coelho, 2009 e Wu-Seng Lung, 2001). Citando Coelho (2009) “a excepção a esta simulação será o exercício de “pura simulação”, em que o sistema a simular ainda não existe”.

4.4 MODELO DE MISTURA COMPLETA

Existem diferentes tipos de modelos de qualidade da água. A escolha do modelo apropriado e a recolha dos dados necessários ao seu funcionamento é, por isso, fundamental para uma correcta aplicação (Coelho, 2009).

A escolha do modelo mais conveniente depende dos objectivos do estudo a desenvolver bem como, da definição do problema a estudar, incluindo a definição temporal, espacial e dos subsistemas a incluir, devendo ser a primeira decisão a ser tomada nos estudos de modelação matemática da qualidade da água (Coelho, 2009 e Filipe, 1999). Esta decisão permitirá através do modelo matemático de qualidade da água escolhido efectuar uma adequada realização e concretização dos objectivos em estudo, garantir que os recursos disponíveis permitam a sua calibração, verificação e aplicação (Coelho, 2009). Este modelo deverá permitir a compreensão dos fenómenos ocorridos, como possibilitar a previsão do comportamento do meio em estudo face às condições ou cenários diferentes dos actuais, fornecendo, por último, uma ferramenta importante para a gestão mais adequada dos recursos hídricos de uma região (Rodrigues, 1992). Contudo, a escolha do modelo apropriado não permite descrever de forma completa o comportamento físico e bioquímico dos lagos e albufeiras. De facto, têm sempre de ser introduzidas simplificações que permitam formular modelos para os quais seja possível obter soluções (Coelho, 2009). Note-se que um modelo mais complexo não tem necessariamente um melhor comportamento na descrição do sistema (Filipe, 1999). Não existe por isso, nenhum modelo com um grau de detalhe suficiente, sendo os modelos representados através de aproximações, mais ou menos bem sucedidas, da realidade (Coelho, 2009).

Desta forma, a escolha do modelo matemático de qualidade da água mais adequado ao estudo em questão recaiu sobre o modelo de mistura completa. Este modelo descreve a totalidade da massa de água como um reactor de mistura completa, totalmente misturado durante o período de simulação, enquadrando-se entre os primeiros modelos matemáticos de qualidade da água de lagos e albufeiras que se dedicaram ao problema do balanço de nutrientes (Vollenweider, 1965; 1969 citado em Orlob, 1983 citado por Coelho, 2009).

Esta homogeneização tende a manter-se em lagos pequenos e pouco profundos devido à indução de turbulência por parte do vento, enquanto que, em lagos profundos, onde geralmente se verifica a ocorrência de estratificação térmica durante o Verão, tal não acontece. Contudo, a longo termo, é justificável o uso de modelos de mistura completa neste tipo de lagos uma vez que, a homogeneização nestes lagos tem tendência a ocorrer duas vezes por ano, misturando a camada superior e inferior (Metcalf & Eddy, 1991).

No entanto, e apesar deste tipo de modelos considerar a massa de água como um reator de mistura completa, a compreensão da circulação do lago, bem como do seu balanço hidrológico, são de extrema importância na análise da qualidade da água não devendo ser deixadas ao acaso (Thomann & Mueller, 1987).

Os modelos de mistura completa caracterizam-se por lidarem com um número limitado de parâmetros, considerados importantes no processo de eutrofização, não possuindo qualquer discretização espacial. Tratam-se, portanto, de modelos a zero dimensões (Coelho, 2009).

Nesta abordagem, assume-se que as concentrações de um determinado constituinte são aproximadamente uniformes ao longo do tempo e em toda a massa de água. Neste contexto, a equação de conservação de massa (Equação 4.1) pode ser integrada em ordem ao volume da lagoa, determinando uma equação de decaimento de primeira ordem, onde K é a taxa de decaimento (s^{-1}) (Equação 4.2) (Metcalf & Eddy, 1991).

Equação 4.2

$$\frac{dC}{dt} = -KC + \sum I_j + \frac{1}{V} \frac{dV}{dt} C$$

As alterações de volume na lagoa originadas pelos caudais afluentes, efluentes, precipitação e evaporação encontram-se considerados no último termo da Equação 4.2. As afluências externas a considerar correspondem à precipitação (Q_p), ao escoamento superficial (Q_s), ao escoamento subterrâneo (Q_r), à alimentação por pequenas linhas de água (Q_g) e às águas residuais (Q_w). Devem-se considerar também as concentrações C_p , C_s , C_r , C_g e C_w , dos diferentes descritores, em cada uma das afluências externas. Os efluentes da albufeira resultam numa entrada negativa, Q_0 , com uma concentração igual à concentração de cada parâmetro na lagoa. No entanto, a evaporação da água a partir da superfície livre geralmente não conduz a uma diminuição significativa da concentração dos nutrientes. Deste modo, o balanço de afluências pode ser dado pela Equação 4.3 (Metcalf & Eddy, 1991).

Equação 4.3

$$\sum I_j = \frac{Q_p C_p + Q_s C_s + Q_r C_r + Q_g C_g + Q_w C_w - Q_0 C}{V} = \frac{M' - Q_0 C}{V}$$

em que:

V – volume da lagoa (m³);

M – caudal mássico de cada parâmetro afluente à lagoa (mg.s⁻¹), dado por:

$$Q_p C_p + Q_s C_s + Q_r C_r + Q_g C_g + Q_w C_w$$

Substituindo a Equação 4.3 na Equação 4.2 e integrando em ordem ao tempo, obtém-se a Equação 4.4.

Equação 4.4

$$C = \frac{M'}{V\beta} \left[1 - \exp\left(-\int_0^t \beta dt\right) \right] + C_o \exp\left(-\int_0^t \beta dt\right)$$

em que:

$$\beta = K + \frac{(Q_o + dV/dt)}{V}, \text{ designado por constante de tempo de residência (s}^{-1}\text{);}$$

C_o – concentração inicial (t = 0) (mg.L⁻¹)

Se nestes modelos se admitir um sistema com volume constante, concentrações no caudal de saída equivalentes à do lago, caudais de entrada e saída iguais, e ainda que não há fontes internas, por exemplo a partir dos sedimentos, é possível obter uma solução analítica (Rodrigues, 1992). Assim sendo, quando o volume de água armazenado na lagoa permanece constante, $dV/dt = 0$ e β é constante, o integral nos exponenciais converte-se em (Equação 4.5):

Equação 4.5

$$\int_0^t \beta dt = \beta$$

ou seja,

Equação 4.6

$$\beta = k + \frac{Q}{V}, \text{ (s}^{-1}\text{)}$$

Quando na Equação 4.4, $t \rightarrow \infty$ a concentração converge assintoticamente para o equilíbrio, obtendo-se a Equação 4.7:

Equação 4.7

$$C_e = \frac{M'}{\beta V}$$

onde,

C_e – concentração de qualquer parâmetro (mg.L^{-1}).

Obtida a representação conceptual do modelo, torna-se possível aplicá-lo ao sistema em estudo. Desta forma, o modelo de mistura completa permite determinar a concentração, na massa de água, de variáveis importantes para o estado de eutrofização do sistema aquático em estudo. Ressalva-se, no entanto, as suas limitações referentes à falta de atenção prestada à dinâmica do ecossistema, ou à sua hidrodinâmica a curto prazo, ou à resolução espacial das mudanças da qualidade dentro do lago ou albufeira (Rodrigues, 1992).

4.5 CONCLUSÕES

Na sequência do que foi referido neste capítulo, os modelos matemáticos de qualidade da água estão entre as ferramentas de engenharia que mais têm permitido uma avaliação consistente dos sistemas aquáticos. A sua evolução, desde a década de 1960, permitiu o desenvolvimento de modelos empíricos e análises teóricas simplificadas da eutrofização de lagos que permitem a sua fácil aplicação.

Estes modelos têm como finalidade a descrição de um determinado sistema, com uma representatividade e um grau de confiança que se possam considerar adequados aos objectivos do estudo em análise. No entanto, estes modelos devem ter um adequado grau de conhecimento dos pressupostos e das formulações inerentes ao modelo, bem como, uma suficiente compreensão do tipo de funcionamento do sistema a modelar, de forma a que seja possível um entendimento correcto do mesmo (Coelho, 2009). A escolha do modelo a utilizar deve por isso, ser efectuada de acordo com os dados existentes, permitindo desta forma, não só atingir os objectivos do estudo como também, prever o comportamento do sistema. Os modelos matemáticos de qualidade da água necessitam assim, de um conjunto mínimo de dados bem como, de informação e conhecimento suficiente do sistema em estudo.

As representações efectuadas por estes modelos têm contribuído para um melhor conhecimento dos sistemas em estudo, permitindo através da análise dos dados, da sua observação temporal e espacial

e da sua formulação conceptual num modelo, compreender a relação causa-efeito entre os elementos de entrada e a “resposta” da massa de água (Wu-Seng Lung, 2001).

Apesar dos modelos matemáticos de qualidade da água serem uma mais valia no entendimento dos sistemas aquáticos, de acordo com Coelho (2009) “uma adequada e eficiente gestão dos recursos hídricos, englobando as questões relacionadas com a qualidade da água, não deverá depender exclusivamente da utilização de modelos matemáticos de simulação”. De acordo com o mesmo autor, “essa gestão deverá apoiar-se numa análise global e multidisciplinar de várias vertentes, envolvendo a consideração de medidas internas e externas, concretizando uma gestão integrada dos recursos hídricos e suportando uma adequada governância da água”.

Com base na bibliografia conclui-se que um modelo mais complexo nem sempre permite uma representação mais detalhada da realidade. É por isso desejável, à luz dos dados recolhidos/disponíveis, que simulações mais simples e com menores graus de incerteza sejam utilizadas, satisfazendo de acordo com a EPA (1985) a resolução temporal e espacial necessária à simulação do ecossistema ou da qualidade da água em questão.

Salienta-se ainda, a dificuldade na obtenção de dados sobre os sistemas em estudo, além da escassez e dificuldade de obtenção de informação relativa aos modelos existentes (Orlob, 1983a citado por Filipe, 1999), como sendo um dos principais problemas descritos na bibliografia, limitando a aplicação dos modelos.

Por fim, mas não menos importante, ressaltam-se as possíveis limitações de cada modelo, as quais deverão ser tidas em consideração aquando da escolha e aplicação do mesmo.

5 METODOLOGIA

5.1 PLANEAMENTO E CRONOGRAMA

Para se proceder ao estudo da qualidade da água da Lagoa do Fogo, procurou-se identificar quais os dados existentes e disponíveis para a definição do estado trófico da lagoa e consequente aplicação de um modelo matemático de qualidade da água.

O objectivo principal do estudo centrou-se na definição e aplicação do modelo que melhor simularia a qualidade da massa de água da Lagoa do Fogo. Com efeito, após uma análise prévia às características da lagoa, foi definido que o Modelo de Mistura Completa seria o mais adequado a implementar neste caso, tendo em consideração não só os dados existentes, como o tempo disponível para proceder à aplicação do modelo.

A aplicação deste modelo, possibilita determinar o estado actual da qualidade da massa de água, assim como o seu comportamento futuro. Contudo, para a aplicação do mesmo foi necessário proceder à caracterização hidrológica da respectiva bacia hidrográfica.

A metodologia adoptada para atingir os objectivos do estudo repartiu-se em três fases (Figura 5.1).

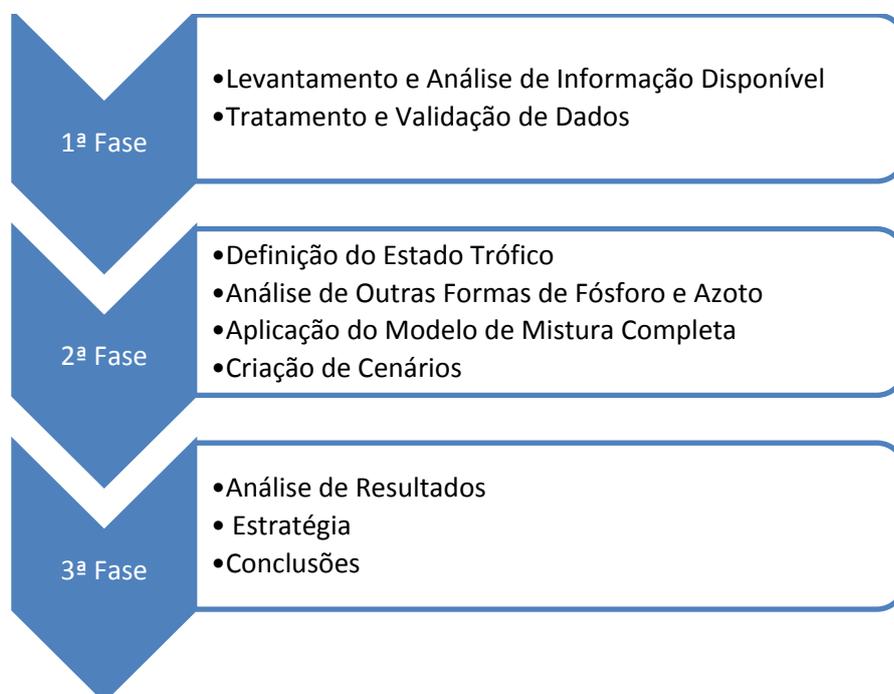


Figura 5.1 – Cronograma metodológico

METODOLOGIA

Numa primeira fase, procedeu-se ao levantamento dos dados disponíveis mais representativos da bacia hidrográfica da Lagoa do Fogo, para posterior tratamento e análise. Esta etapa iniciou-se com a recolha dos dados referentes à estação hidrométrica da Ribeira das Lombadas e à estação udométrica da Lagoa do Fogo (Quadro 5.1), os quais foram gentilmente cedidos pela Direcção Regional do Ordenamento do Território e Recursos Hídricos (DROTRH) da Secretaria Regional do Ambiente dos Açores (SRA Açores), através do seu hidrometrista, e consultados através do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), Instituto da Água, IP (INAG). Estes dados permitiram efectuar o balanço hidrológico para a bacia hidrográfica da Lagoa do Fogo, a partir do qual se determinaram os caudais afluentes.

Quadro 5.1 – Características das estações hidrométrica e udométricas

Rede	Estação	Código	Bacia	Latitude (°N)	Longitude (°W)	Altitude (m)
Hidrométrica	Ribeira das Lombadas	09/08H	S. Miguel	37,77	25,45	-
Udométrica /Udográfica	Lagoa do Fogo 1	09/16M	S. Miguel	37,77	25,48	774
	Lagoa do Fogo 2	09/15M	S. Miguel	37,77	25,48	774
	Lagoa do Fogo 3	09/17M	S. Miguel	37,77	25,48	884

Fonte: adaptado de SNIRH, 2011

Os dados de qualidade da água utilizados para a definição do estado trófico da lagoa, bem como para a aplicação do modelo, foram disponibilizados para este estudo pela DROTRH da SRA Açores, tendo sido gerados no âmbito de três Projectos que incidiram sobre “Estudo da Evolução da Qualidade da Água, dos desenvolvimentos de Cianobactérias e da Toxicidade Associada nas Lagoas da Ilha de S. Miguel (Açores)”, e que foram desenvolvidos pelo Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Os dados dizem respeito a amostras recolhidas na Lagoa do Fogo no período de tempo compreendido entre 2003 e 2009. Os dados facultados foram obtidos em amostras trimestrais representativas das estações do ano (Inverno, Primavera, Verão e Outono). No período temporal aqui considerado, não foi possível obter dados referentes ao ano de 2007 e a algumas estações de outros anos, por não ter sido possível efectuar as respectivas amostragens (Santos *et al.*, 2004-2010).

Sobre os dados disponíveis foram calculados valores médios, com vista à homogeneização das concentrações na massa de água, uma vez que estes valores eram relativos a diferentes profundidades e, neste estudo, não foi considerada a estratificação térmica existente nos períodos mais quentes do ano.

Dado que a análise a realizar tinha em vista a obtenção da evolução temporal do estado da lagoa, de forma a colmatar a falta de dados existentes ao longo dos anos efectuou-se uma interpolação dos dados disponíveis, para permitir uma estimativa da variação temporal ao longo de todo o ano. Desta forma, é possível verificar o comportamento da lagoa ao longo dos anos em estudo, bem como suportar a simulação do seu estado de qualidade futuro.

No entanto, destaca-se a ocorrência de uma linearização na interpolação em alguns dados, pelo facto de os valores existentes serem iguais. Este facto não permite uma caracterização mais fiável da evolução do estado de qualidade da lagoa nesses períodos, devendo assim ser assumida como uma limitação da simulação a efectuar.

Seguidamente, para a determinação do estado trófico da Lagoa do Fogo, recorreu-se ao critério de classificação definido pelo INAG (Quadro 3.7), tendo-se utilizado os mesmos dados de qualidade da água disponibilizados pela DROTRH, efectuando-se posteriormente uma comparação entre os resultados obtidos com a aplicação deste critério e do critério de Carlson (TSI).

Como forma de compreender o comportamento dos nutrientes nesta massa de água realizou-se uma análise das diferentes formas de fósforo e azoto presentes na Lagoa do Fogo.

Atendendo às características do modelo admitiu-se, com base na bibliografia, um volume médio da lagoa, bem como um ano médio, para o qual se determinou um caudal afluente médio mensal, correspondente ao período de tempo compreendido entre os anos de 1968 e 2010 (secção 6.6.2).

Com base nos valores obtidos, e nos parâmetros indicativos da qualidade da água presentes na lagoa em estudo, implementou-se o modelo de mistura completa, o qual permitirá identificar as causas da sensibilidade/vulnerabilidade da massa de água, no que diz respeito ao risco de eutrofização.

Os principais parâmetros descritores da qualidade da massa de água considerados no exercício de simulação desenvolvido foram o fósforo total e o azoto.

Uma vez que neste caso de estudo não existem dados referentes às cargas afluentes à lagoa, o modelo aplicado tem o intuito, não de obter a concentração na massa de água dos parâmetros de azoto e fósforo, mas sim de proceder à quantificação das referidas cargas afluentes. Esta implementação “inversa” do modelo, permitirá estimar as cargas afluentes responsáveis pelo actual estado trófico da lagoa, bem como proceder à projecção da sua evolução futura.

As cartas de uso do solo, *Corine 2000*, não foram utilizadas na determinação das cargas afluentes, uma vez que estas só abrangem o território de Portugal continental.

METODOLOGIA

Com o intuito de se prever a evolução do estado trófico da lagoa procedeu-se à criação de cenários, nos quais se simulou o aumento das cargas de fósforo total afluentes à lagoa e a sua contribuição para o estado da qualidade da massa de água.

Numa terceira fase, analisaram-se os resultados obtidos, que permitiram retirar conclusões sobre o estado de qualidade da massa de água da Lagoa do Fogo, bem como efectuar uma simulação das condições futuras, as quais conduziram à proposta de uma estratégia de actuação.

6 CASO DE ESTUDO: LAGOA DO FOGO

6.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO - LAGOA DO FOGO

A Lagoa do Fogo, uma das maiores lagoas dos Açores, ocupa a grande caldeira do maciço vulcânico da Serra de Água de Pau. Localizada na região centro-sul da ilha de S. Miguel – Açores, pertence às freguesias de Conceição e Água D’Alto, dos concelhos da Ribeira Grande e Vila Franca do Campo (Pacheco *et al.*, 2010). Insere-se na bacia hidrográfica do mesmo nome, situada a uma latitude de 37° 45’ 41’’ N, longitude 25° 28’ 34’’ W, localizando-se sensivelmente a meio do Atlântico norte a 1 500 km a oeste de Portugal Continental (Figura 6.1), na região biogeográfica da Macaronésia (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

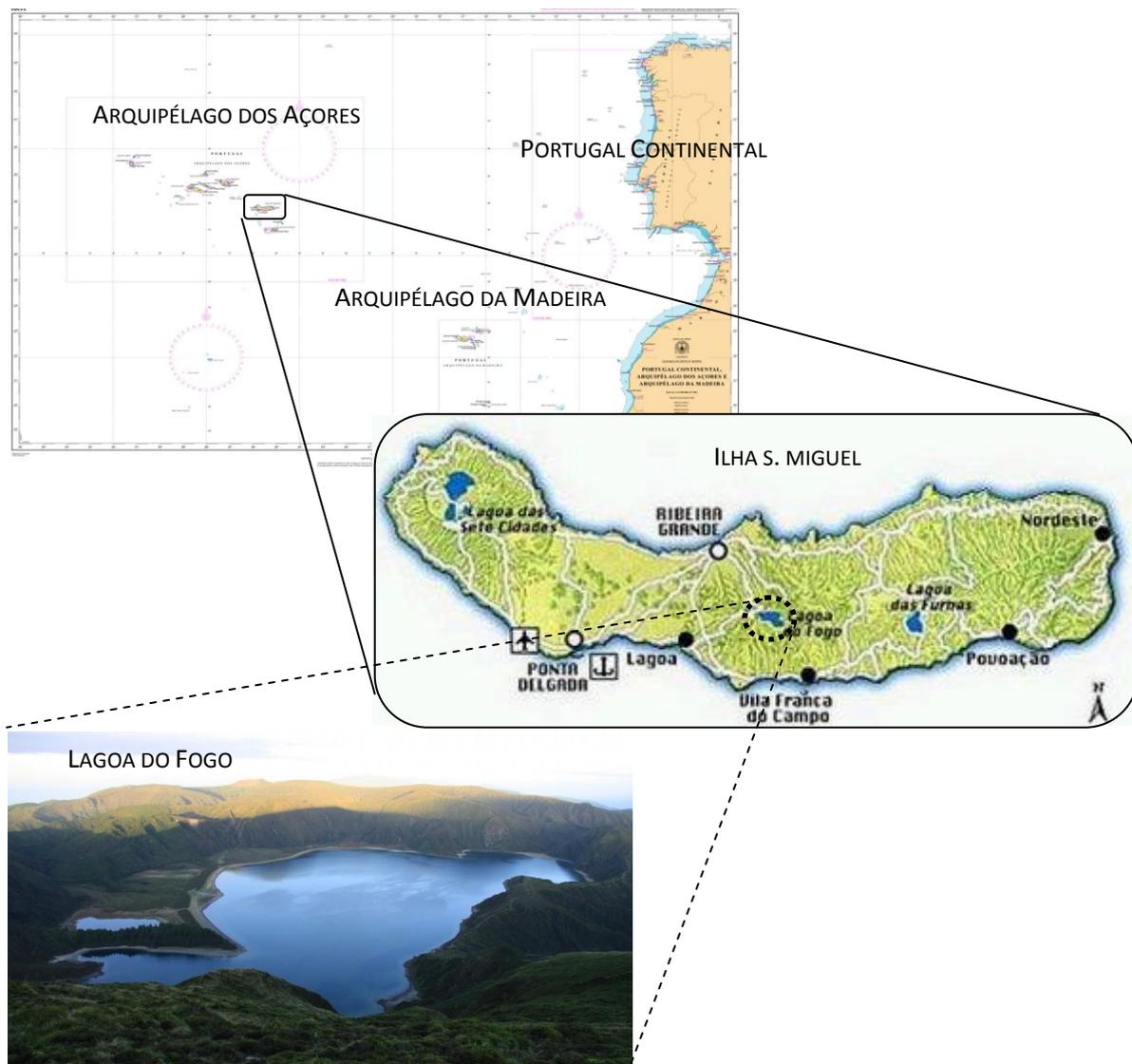


Figura 6.1 – Enquadramento geográfico da Lagoa do Fogo

Fonte: Marinha, Instituto Hidrográfico, 2002 e Google imagens, 2011

As margens da lagoa encontram-se a aproximadamente 580 metros de altitude (Pacheco *et al.*, 2010), enquanto o ponto mais elevado do maciço vulcânico, em que a mesma se encontra inserida, atinge os 949 m de altitude (Santos *et al.*, 1991^b).

As vertentes internas da cratera, cujo centro é ocupado pela Lagoa do Fogo, são maioritariamente caracterizadas por escarpas abruptas com cerca de 48° de inclinação (DROTRH/SRA *et al.*, 2001). A Oeste e a Sul, estas vertentes encontram-se cobertas de vegetação arbustiva, e a Este e Norte, com um declive menos acentuado, encontram-se manchas densas de vegetação arbórea. Entre a vertente da cratera e a massa de água, localizada na margem norte da lagoa, assinala-se uma zona de deposição de detritos sedimentares, com raras ou nenhuma manchas de coberto vegetal (Figura 6.2) (Santos *et al.*, 1991^b).



Figura 6.2 – Norte das Escarpas, margens e zona de deposição de sedimentos da Lagoa do Fogo

Fonte: Google imagens, 2011

A ocupação do solo nas zonas envolventes é maioritariamente constituída por matos correspondendo a 283 hectares (Figura 6.3 a) e floresta de produção com aproximadamente 61 hectares (Figura 6.3 b)). Relativamente às pastagens (intensivas e/ou extensivas), culturas (diversas) e urbanos não existe qualquer ocupação do solo (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).



Figura 6.3 – Ocupação do solo na bacia de drenagem da Lagoa do Fogo: a) Matos; b) Floresta de produção

Fonte: DROTRH, 2006

O relevo acidentado com declives acentuados tem como consequência a definição de cursos de água com regime torrencial, aquando das grandes precipitações, os quais proporcionam o aparecimento de fenómenos de erosão acentuados (LNEC, 1991^a), favorecendo o arrastamento de materiais que se depositam nas margens e/ou no interior da lagoa.

A maioria dos cursos de água apresenta um regime temporário ou torrencial, com valores elevados de escoamento no Inverno e praticamente nulos no Verão, existindo algumas ribeiras com regime permanente (DROTRH/SRA *et al.*, 2001). As linhas de água de carácter permanente afluentes à lagoa são duas, uma que escoam pela vertente Oeste, do lado da Barrosa, e que eventualmente arrastará muitos dos detritos orgânicos das cabras que pastam nessa zona, e outra que provém da região S-SE e que se infiltra na praia de margem antes de atingir a massa de água (Santos *et al.*, 1991^b).

A afluência de água à Lagoa do Fogo é feita maioritariamente por precipitação directa sobre a superfície da lagoa, e por escoamento superficial com origem na respectiva bacia de drenagem, principal fonte de entrada dos nutrientes, sendo que se fazem sentir perdas por infiltração.

A água da lagoa alimenta alguns aquíferos existentes a cota inferior, nas vertentes externas da Serra de Água de Pau, e que abastecem de água potável os habitantes da região situada a sul da lagoa (Santos *et al.*, 1991^b).

Na sua envolvente, a lagoa é constituída por uma densa flora e vegetação, na sua maioria endémicas - *Macaronésia* – fazendo, desde 2001, com cerca de 1 360 hectares, parte integrante da Rede Natura 2000 – Sítios de Interesse Comunitário (DRA, 2004 e DROTRH/SRA *et al.*, 2001)).

Desde 1974, a Lagoa do Fogo é reconhecida ao abrigo da legislação nacional como uma área protegida - Reserva Natural da Lagoa do Fogo - de aproximadamente 2 182 hectares (Figura 6.4),

criada pelo Decreto-Lei n.º 152/74, de 15 de Abril, ao abrigo da Lei n.º 9/79 (IGP, 2005; DCA/UA, 2004; DRA, 2004; DROTRH/SRA *et al.*, 2001 e Santos *et al.*, 1991^b) e confirmado pelo decreto regional n.º 10/82/A, de 18 de Junho (Santos *et al.*, 1991^a).



Figura 6.4 – Reserva Natural da Lagoa do Fogo, S. Miguel, Açores

Fonte: DRA, 2004

A Lagoa do Fogo encontra-se igualmente designada como uma zona vulnerável no âmbito da Directiva 91/676/CE de 12 de Dezembro, sendo a sua massa de água, pertencente à Região Hidrográfica do Arquipélago dos Açores, classificada segundo as normas previstas na DQA (Pacheco *et al.*, 2010).

Verifica-se no entanto, que mesmo após a entrada em vigor do decreto n.º 152/74, de 15 de Abril, acima mencionado, a actividade de pastorícia se manteve, durante algum tempo, observando-se com frequência, nos finais da década de oitenta e princípios da década de noventa do século XX, rebanhos de cabras que pastavam mesmo nas zonas de maior declive (Santos *et al.*, 1991^b).

Os excrementos produzidos por estes animais, assim como pelas garças que nidificam nas escarpas, eram provavelmente os materiais orgânicos que, através do escoamento superficial, entravam na lagoa, para além dos resíduos florestais naturais (Santos *et al.*, 1991^b).

Em termos qualitativos o PRA Açores efectuou uma avaliação dos impactes nos meios lacustres, onde se determinou que a Lagoa do Fogo possui uma fraca ou nenhuma pressão de silvicultura, turismo, e outras actividades (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

As principais características morfométricas relativas à Lagoa do Fogo encontram-se discriminadas no Quadro 6.1, encontrando-se esta representada esquematicamente na Figura 6.5.

CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO DA LAGOA DO FOGO - S. MIGUEL, AÇORES -

Quadro 6.1 – Características Morfométricas da Lagoa do Fogo e respectiva bacia hidrográfica

	Características
Área da Lagoa (km ²)	1,53
Área da BH (km ²)	5,06
Perímetro da Lagoa (km)	5,5
Perímetro da BH (km)	9,5
Altitude (m)	580
Comprimento máximo da Lagoa (m)	2 280
Largura máxima da Lagoa (m)	985
Profundidade máxima da Lagoa (m)	31,6
Profundidade média da Lagoa (m)	13,7
Volume armazenado na Lagoa (m ³)	23 443 191
Escoamento Superficial gerado na BH drenante para a Lagoa (m ³)	3 469
Forma da Lagoa	Alongada

Nota: BH – Bacia hidrográfica

Fonte: adaptado de: Pacheco *et al.*, 2010, DROTRH/SRA *et al.*, 2001 e Santos *et al.*, 1991^b

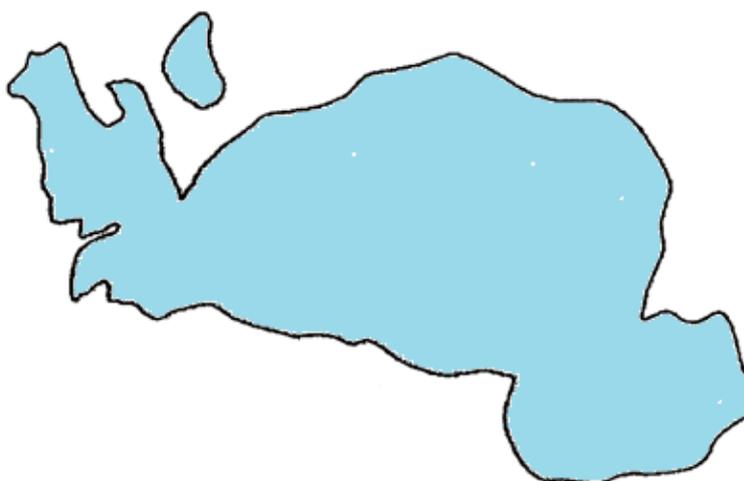


Figura 6.5 – Representação Esquemática da Lagoa do Fogo

Fonte: adaptado de Santos *et al.*, 1991^a

As características físicas, químicas e biológicas da Lagoa do Fogo são diversas. No que se refere às suas características físicas, a variação respeita aos níveis de luz, temperatura e correntes; quimicamente ao nível do teor de nutrientes e principais iões; e biologicamente quanto à estrutura e funcionamento, biomassa e dinâmica populacional. Para todas estas variáveis existe uma enorme heterogeneidade espacial e temporal, as quais tornam a lagoa num ecossistema altamente complexo e estruturado (Pacheco *et al.*, 2010).

As características da lagoa, nomeadamente a sua profundidade, facilitam a ocorrência de condições de estratificação térmica nos períodos mais quentes do ano (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

Chama-se ainda a atenção para a classificação da Lagoa do Fogo como uma massa de água monomítica quente, onde a temperatura nunca desce abaixo dos 4°C (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

6.2 CARACTERÍSTICAS GEOMORFOLÓGICAS E GEOLÓGICAS

A ilha de S. Miguel situa-se entre duas placas tectónicas, Euro-asiática e Africana, as quais deram origem aos mais variados maciços vulcânicos, característicos deste tipo de ilhas, entre os quais o maciço vulcânico da Serra de Água de Pau onde se encontra a Lagoa do Fogo.

A Lagoa do Fogo surgiu após o colapso da caldeira central do antigo “aparelho” vulcânico do Fogo, encontrando-se por isso inserida num importante complexo vulcânico traquítico, com 325 m de profundidade, 2,5 km de diâmetro N-S e 3 km de diâmetro E-W (Santos *et al.*, 1991^b).

Em consequência da alteração dos materiais do fundo das caldeiras, que originaram a sua impermeabilização, verifica-se a acumulação das águas pluviais, conduzindo à formação de bacias endorreicas (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

Com base na Carta Geológica de Portugal, Notícia Explicativa da Folha B de S. Miguel, Açores (1958) o vulcão que lhe deu origem produziu sobretudo lavas traquíticas, observando-se formações de rochas eruptivas do tipo traquitos e latitos nas vertentes Oeste e Este suprajacentes à lagoa. De acordo com o mesmo autor, na margem norte da lagoa observa-se uma extensão considerável de formações sedimentares constituídas por aluviões modernas e “fajãs” (Figura 6.6), provenientes da desagregação das vertentes e do transporte torrencial. As restantes zonas marginais da lagoa são constituídas por materiais piroclásticos de projecção (Santos *et al.*, 1991^b).

Como tal, os solos são vulcânicos (IGP, 2005) ou Andosolos com uma elevada permeabilidade (LNEC, 1991^b).



Figura 6.6 – Formações sedimentares

Fonte: DROTRH, 2009

Tratando-se de solos vulcânicos, com declives acentuados, associados à ocorrência de precipitação frequente e de grande intensidade, os solos insulares são relativamente frágeis, o que os torna extremamente sensíveis ao processo de erosão (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

O fenómeno de erosão hídrica, decorrente do escoamento superficial, por sua vez, é potenciado pelo regime pluviométrico, pelo tipo de ocupação do solo e pelo tipo de formações litológicas, constituídas na generalidade por materiais não consolidados, sendo genericamente muito acentuado na região dos Açores (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

De acordo com o PRA Açores a taxa de erosão específica para a bacia hidrográfica da Lagoa do Fogo é de $142 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

6.3 CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS

A localização geográfica da ilha de S. Miguel, numa importante zona de transição e de confrontação de massas de ar, entre os trópicos e a região temperada do Atlântico Norte, à latitude dos centros de altas pressões daquele oceano, condiciona o tipo geral de clima (Açores, 2011 e LNEC, 1991^b). Este pode ser considerado de temperado oceânico, muito chuvoso, apresentando algumas variações originadas pela orografia (Açores, 2011; DROTRH/SRA *et al.*, 2001 e LNEC, 1991^b).

O clima é maioritariamente regulado por um sistema de altas pressões denominado Anticiclone dos Açores e por uma secção da Corrente do Golfo, que serve de regulador térmico, o que confere ao arquipélago dos Açores uma fraca oscilação térmica anual e frequente precipitação durante praticamente todo o ano, sendo particularmente abundante no Outono e no Inverno (Açores, 2011; DROTRH/SRA *et al.*, 2001 e LNEC, 1991^b).

A ilha de S. Miguel é caracterizada por temperaturas amenas que oscilam entre os 15°- 17°C, em termos médios anuais, subindo aos 22°-23°C nos meses do Verão e rondando os 12°-13°C de Inverno (IGP, 2005).

A precipitação é bem distribuída ao longo do ano, sendo, segundo LNEC (1991^b), caracterizada pelo duplo aspecto “quantidade-regularidade” e da ordem dos 1 722 mm médios anuais (DROTRH/SRA *et al.*, 2001). No entanto, estes valores podem apresentar uma variação significativa em lugares adjacentes, devido à complexidade orográfica da ilha, variando desde pouco menos de 1 000 mm na costa meridional, até mais de 2 000 mm nas montanhas (Santos *et al.*, 1991^a). Destaca-se ainda, em condições meteorológicas adversas, o registo de precipitações superiores a 100 mm num período de uma hora (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

Salientam-se ainda dois períodos distintos no que respeita ao regime pluviométrico, concentrando-se nos meses de Outubro a Março, aproximadamente, 75% da precipitação total do ano (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

É um clima temperado húmido, com uma humidade relativa média anual alta, que varia entre os 78% e os 86% (observatório meteorológico de Ponta Delgada - Apêndice I) (INMG, 1991).

Devido à manifestação do Anticiclone dos Açores é muito comum a ocorrência de fenómenos de nebulosidade e de nevoeiro, os quais influenciam a insolação directa. A insolação no observatório meteorológico de Ponta Delgada (Apêndice I) tem uma média anual da ordem dos 39% correspondentes a 1 765,5 horas (INMG, 1991).

A evaporação na ilha é igualmente elevada. Estimativas de valores de evaporação (tina) para o observatório meteorológico de Ponta Delgada (Apêndice I) apontam para valores médios anuais superiores a 700 mm (INMG, 1991) os quais se verificam de igual modo para as lagoas das Sete Cidades e das Furnas (LNEC, 1991^b).

O clima referente à região da Lagoa do Fogo é influenciado sobretudo pela altitude a que a mesma se encontra e pela orografia do terreno (Santos *et al.*, 1991^a e 1991^b).

A precipitação média anual é da ordem dos 2 292 mm, tendo sido Dezembro, com 277 mm, e Julho com 85 mm, o mês mais chuvoso e o mais seco, respectivamente (estimativa dos dados da rede udométrica da Lagoa do Fogo 3 – período de Outubro de 1968 a Dezembro de 2010).

6.4 DEFINIÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

6.4.1 Enquadramento

A bacia hidrográfica da Lagoa do Fogo, tal como de outras lagoas existentes na ilha de S. Miguel, apresenta características geomorfológicas e climáticas que facilitam a afluência de nutrientes à massa de água, favorecendo a aceleração dos processos de eutrofização natural.

A eutrofização da Lagoa do Fogo começou a ser objecto de estudo em 1988/89, com o intuito de se caracterizar o estado da qualidade da água e avaliar o respectivo estado trófico (Santos *et al.*, 1991^b). Os trabalhos de monitorização da qualidade da água foram retomados em 1992/93 e, após um novo intervalo em 1994/95, têm sido garantidos até ao presente, por acção da DROTRH em colaboração com a Universidade Nova de Lisboa, a Universidade dos Açores e o Instituto de Inovação Tecnológica dos Açores (Pacheco *et al.*, 2010).

A massa de água da Lagoa do Fogo tem revelado ser de boa qualidade, muito pouco mineralizada, clara e transparente como observável na Figura 6.7 (Pacheco *et al.*, 2010).



Figura 6.7 – Transparência da massa de água da Lagoa do Fogo

Fonte: DROTRH, 2006

A análise realizada neste capítulo tem como objectivo avaliar a qualidade da massa de água presente na lagoa, considerando os principais critérios para a classificação do estado trófico – Critério Nacional e Critério de Carlson.

6.4.2 Resultados e discussão

A classificação do estado trófico da Lagoa do Fogo foi realizada tendo por base o critério definido pelo INAG – Critério Nacional – apresentado no Quadro 3.7. Para tal utilizaram-se os dados de qualidade da água, P_T , Cl_a e OD para o período compreendido entre 2003 e 2009, à excepção do ano de 2007.

Numa primeira análise elaboraram-se os gráficos relativos ao comportamento independente do P_T , da Cl_a e do OD, tendo sido posteriormente efectuada uma comparação entre os principais parâmetros determinantes do estado trófico da lagoa, P_T e Cl_a , para os quais se verificou a conformidade dos valores de concentração observados na massa de água com os do critério de classificação proposto.

Desta forma as Figura 6.8, Figura 6.9 e Figura 6.10 mostram o comportamento do P_T , em $mg.L^{-1}$ de P, da Cl_a , em $\mu g.L^{-1}$, e do OD, em % de saturação, respectivamente, ao longo dos seis anos estudados.

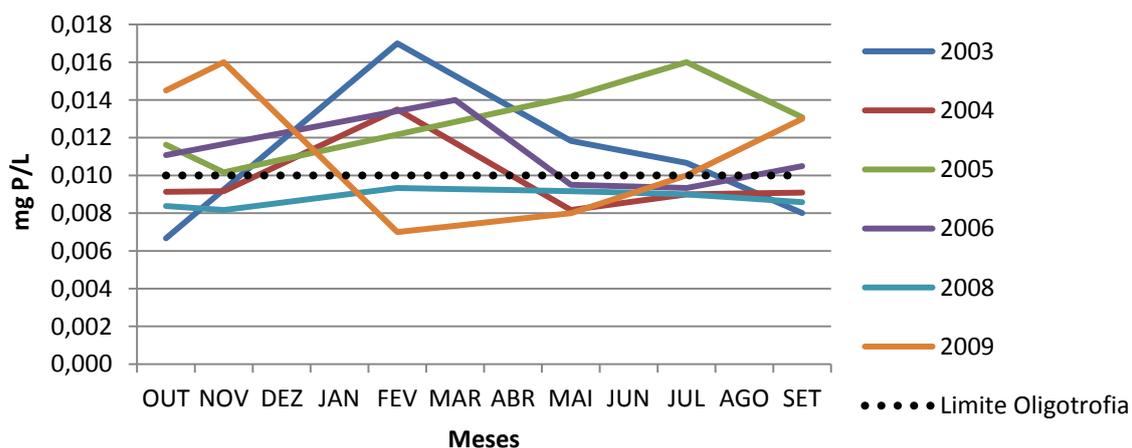


Figura 6.8 – Variação da concentração de Fósforo Total ao longo do tempo (Critério Nacional)

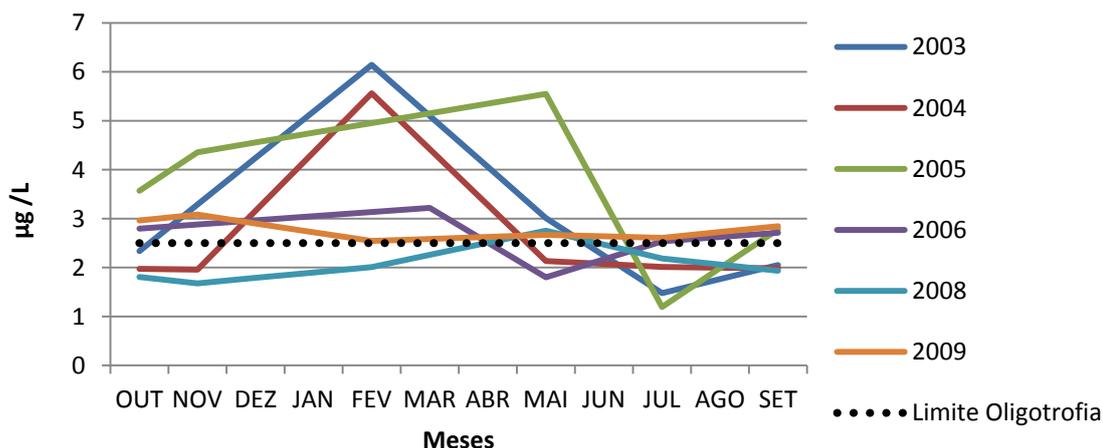


Figura 6.9 - Variação da concentração de Clorofila *a* ao longo do tempo (Critério Nacional)

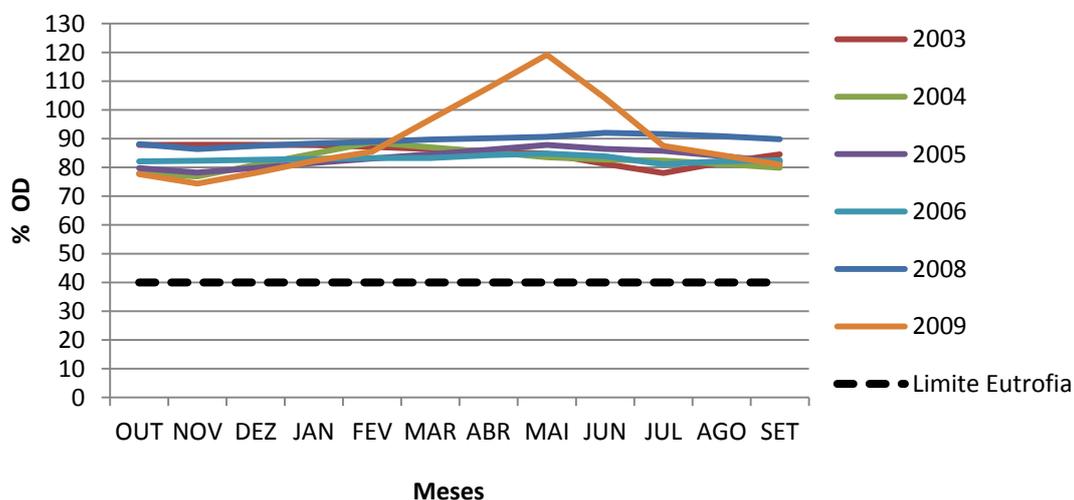


Figura 6.10 - Variação da percentagem de saturação de OD ao longo do tempo (Critério Nacional)

Analisando tanto a Figura 6.8 como a Figura 6.9, é possível inferir que a Lagoa do Fogo encontra-se num período de transição entre o estado de oligotrofia e mesotrofia, encontrando-se maioritariamente em estado de mesotrofia.

Na Figura 6.8 é possível observar um comportamento instável do P_T . Este mantém-se com níveis de concentração constantes para a oligotrofia no ano de 2008, alternando entre o estado de oligotrofia e mesotrofia para os restantes anos em estudo. Destaca-se o ano de 2009, onde se observaram variações bruscas de concentração. Verifica-se uma concentração máxima no mês de Novembro, a partir do qual se dá um decréscimo acentuado até ao mínimo no mês de Fevereiro. A partir deste mês a concentração de P_T aumenta de forma gradual e progressiva até ao mês de Setembro.

Relativamente aos outros anos, verifica-se igualmente a ocorrência de um pico de concentração de P_T porém, relativo ao mês de Fevereiro em 2003 e 2004, em Março de 2006 e em Julho de 2005.

A justificação para a ocorrência de uma concentração tão elevada num mês característico de Outono, (Novembro de 2009), Inverno (Fevereiro de 2003 e 2004) e Primavera (Março de 2006), poder-se-á dever aos escoamentos que se fazem sentir durante os períodos de maior pluviosidade (característicos destas alturas do ano, como referido na secção 6.3), as quais provocam uma elevada erosão do solo, transportando consigo elevadas concentrações de nutrientes, nomeadamente P_T , ou mesmo devido à erosão provocada pela desflorestação que se faz sentir, tanto natural como artificial, nalgumas zonas da lagoa, como se pode observar pela Figura 6.11. Destaca-se ainda a possível influência da destruição do coberto natural da bacia hidrográfica, através da extracção de leivas evidenciada por Pacheco *et al.* (2010).



Figura 6.11 – Desflorestação numa vertente/escarpa da Lagoa do Fogo

Fonte: DROTRH, 2006

No ano de 2005, contudo, este pico é observável no mês de Julho. Tal ocorrência poderia, do mesmo modo que em outros anos, dever-se a períodos de maior pluviosidade, que teriam ocorrido no Verão, o que com base nos dados pluviométricos da estação udométrica da Lagoa do Fogo 2 não se verificou. Assim sendo, as causas subjacentes podem ser distintas, colocando-se a hipótese de um eventual abaixamento do nível de água da lagoa.

A diminuição abrupta da concentração em 2009 poderá estar associada aos menores índices de pluviosidade registadas que conduziram também à diminuição acentuada do volume de água armazenado na lagoa, facto perceptível pelo aumento significativo da área de margens a descoberto

(Figura 6.12). A diminuição da pluviosidade terá contribuído para uma menor entrada de fósforo através do escoamento superficial.



Figura 6.12 – Aumento da área de margem a descoberto na Lagoa do Fogo em Janeiro de 2009

Fonte: DROTRH, 2009

A Figura 6.9 denota um comportamento idêntico ao do P_T para a $Cl\ \alpha$, destacando-se no entanto uma uniformidade da concentração ao longo do ano de 2009, para um estado ligeiramente mesotrófico, e uma diminuição abrupta em 2005.

Esta uniformidade da concentração de $Cl\ \alpha$ em 2009 deve-se ao não desenvolvimento da biomassa fitoplanctónica, uma vez que o aumento das concentrações de P_T para este ano se deram no Outono. Desta forma, apesar de existirem na massa de água concentrações de P_T suficientes para os organismos fitoplanctónicos, estes não possuíam condições de temperatura e intensidade luminosa suficientes para o seu desenvolvimento.

O decréscimo acentuado da $Cl\ \alpha$ que se verificou após o mês de Maio de 2005 é característico de um desenvolvimento fitoplanctónico de Primavera, onde as condições de luminosidade e temperatura, bem como de outros fenómenos físico-químicos, nomeadamente precipitação e sedimentação do P, são ideais à actividade fotossintética, o qual diminui no início do Verão devido ao esgotamento de nutrientes.

Em 2008, a concentração manteve-se constante ao longo de todo o ano, correspondendo a um estado de oligotrofia, ocorrendo um ligeiro aumento em Maio, que se presume ser devido à ocorrência de um período de melhores condições para o seu desenvolvimento.

Os valores elevados registados em Fevereiro de 2003 e 2004, em Maio de 2005 e, ainda que mais ligeiro, em Março de 2006 são indicativos de um acentuado desenvolvimento de organismos fotossintéticos como consequência da ocorrência de maiores concentrações de nutrientes na massa de água, entre os quais o P_T , resultante de maiores afluências a partir da bacia hidrográfica.

Relativamente à saturação de OD, a Figura 6.10 mostra uma homogeneidade da saturação de OD ao longo do tempo, destacando-se, no entanto, um aumento acentuado em Maio de 2009. Esta irregularidade faz-se notar ao longo de todo o ano de 2009, onde se verifica um aumento gradual da concentração de OD ($\text{mg de O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), ocorrendo o seu máximo em Maio desse ano.

Na possibilidade de acumulação de fitoplâncton à superfície, este máximo em Maio de 2009, se não tiver ocorrido nenhum erro de leitura, poder-se-á dever a uma sobressaturação localizada e temporária de oxigénio (O_2). Chama-se a atenção para o facto de nesse ano as temperaturas, referentes aos meses de Outubro, Novembro e Dezembro também serem ligeiramente superiores, quando comparando com os outros anos.

Os gráficos referentes às concentrações de OD, em $\text{mg de O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, e à temperatura ($^\circ\text{C}$), assim como a tabela de conversão utilizada encontram-se em apêndice (Apêndice II).

De acordo com este parâmetro (OD) a lagoa não se encontra num estado de eutrofia.

De forma a melhor se visualizar o comportamento do P_T e da $Cl\ a$, principais parâmetros ilustrativos da eutrofização, efectuou-se uma comparação, ano a ano, entre os mesmos. A representação gráfica desta comparação encontra-se em apêndice uma vez que o comportamento do P_T e da $Cl\ a$ é análogo, evoluindo de forma semelhante (Apêndice III).

Nota-se portanto uma correlação entre o P_T e a $Cl\ a$, na medida em que revelam o mesmo comportamento de crescimento/decrescimento, particularmente em 2003 e 2004, sendo mais subtil para a biomassa fitoplanctónica, em alguns casos, nomeadamente em 2006 e 2008.

Destaca-se, no entanto, no início do Verão, por volta do mês de Julho, dos anos de 2003 e 2004, um comportamento contrário destes dois parâmetros. Este facto poderá ter como causa subjacente, a diminuição da entrada de P_T na massa de água e a continuação do consumo, por parte dos organismos fitoplanctónicos, deste nutriente, razão pela qual a concentração de $Cl\ a$ continua a crescer aquando a diminuição da concentração do P_T .

Contudo, e uma vez que os anos de 2005 e 2009 são os anos em que existe maior disparidade entre as concentrações de P_T e $Cl\ a$, as figuras seguintes (Figura 6.13 e Figura 6.14) ilustram o seu comportamento.

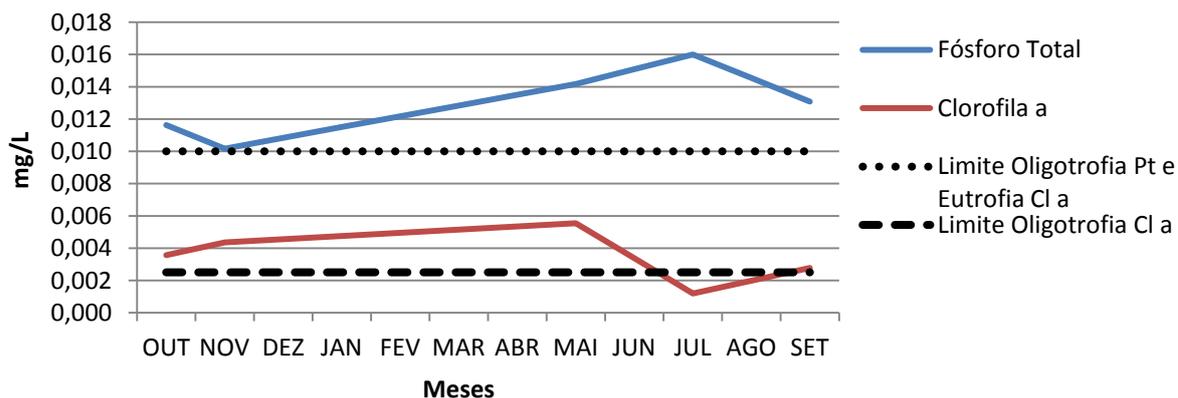


Figura 6.13 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila *a* para o ano de 2005 (Critério Nacional)

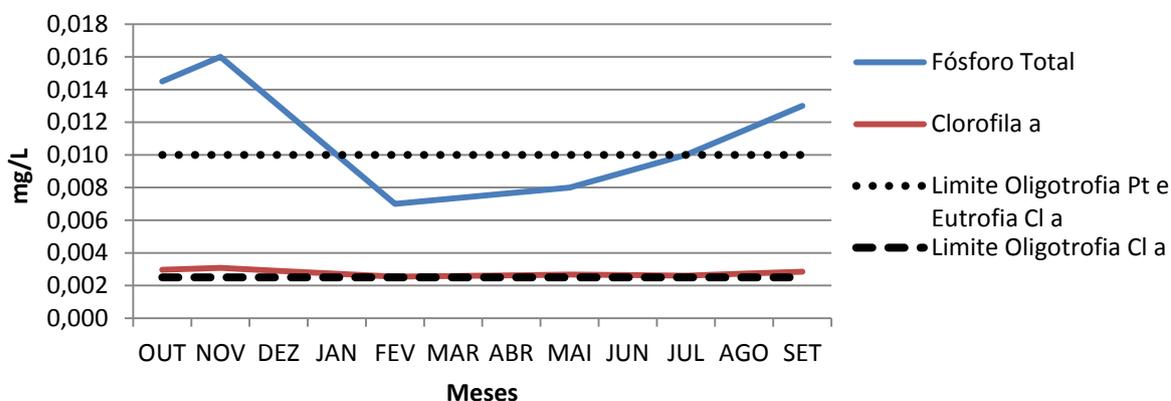


Figura 6.14 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila *a* para o ano de 2009 (Critério Nacional)

Na Figura 6.13 observa-se uma evolução semelhante nas concentrações de P_T e a $Cl a$ durante os meses de Outono e Primavera. Contudo, enquanto as concentrações de P_T continuam a aumentar gradualmente até Julho, onde se inicia uma diminuição, a $Cl a$ inicia o seu decréscimo em Maio, atingindo um mínimo em Julho, onde o P_T tem a sua concentração máxima. A partir deste ponto a concentração de $Cl a$ começa a aumentar, enquanto o P_T inicia a diminuição da sua concentração na massa de água.

Este comportamento divergente indica um decréscimo da biomassa fitoplanctónica na massa de água, verificado durante um aumento da concentração de P_T , possivelmente devido à ocorrência de uma rarefação de outros nutrientes. O aumento da concentração de P_T verificado aquando da diminuição da $Cl a$ poderá estar relacionado com a senescência dos organismos fitoplanctónicos o que terá dado origem a uma libertação de P.

Relativamente ao comportamento do P_T e da $Cl a$ no ano de 2009 (Figura 6.14) verifica-se que a $Cl a$ manteve uma evolução constante ao longo do ano para níveis no limite da mesotrofia, enquanto que

o P_T se comportou com variações bruscas/repentinas na concentração entre os estados de oligotrofia e de mesotrofia. Este facto deveu-se a um menor crescimento da biomassa fitoplanctónica, uma vez que o acréscimo das concentrações de P_T se deu no Outono, quando as condições de luminosidade e temperatura, bem como de outros parâmetros físico-químicos, não eram adequados ao desenvolvimento dos organismos.

Com o intuito de averiguar a equivalência de resultados entre dois critérios diferentes, foi realizada uma comparação entre os resultados obtidos pela aplicação do critério Nacional e do critério de Carlson (TSI).

O critério de Carlson, como descrito na secção 3.3 - Classificações do estado trófico, é um índice, que como o critério Nacional, permite avaliar o estado trófico de uma massa de água. A utilização deste critério como termo de comparação do critério Nacional serve como suporte a futuras conclusões.

Este índice, tal como o do INAG, utiliza o P_T , bem como a $Cl \alpha$, como parâmetros de avaliação do estado trófico da lagoa. No entanto, considera, em vez da percentagem de saturação de OD, a transparência da massa de água, a qual é medida através da profundidade de observação do Disco de Secchi (DS).

Desta forma, através das Figura 6.15, Figura 6.16 e Figura 6.17 é possível analisar o estado trófico da Lagoa do Fogo de acordo com o critério de Carlson.

De acordo com o Quadro 3.6 e a análise das figuras referidas, a lagoa encontra-se, tal como para o critério Nacional (INAG), num estado de transição de oligotrofia para a mesotrofia. Embora, de acordo com este critério, muitos dos valores de TSI tenham sido característicos de um estado de oligotrofia.

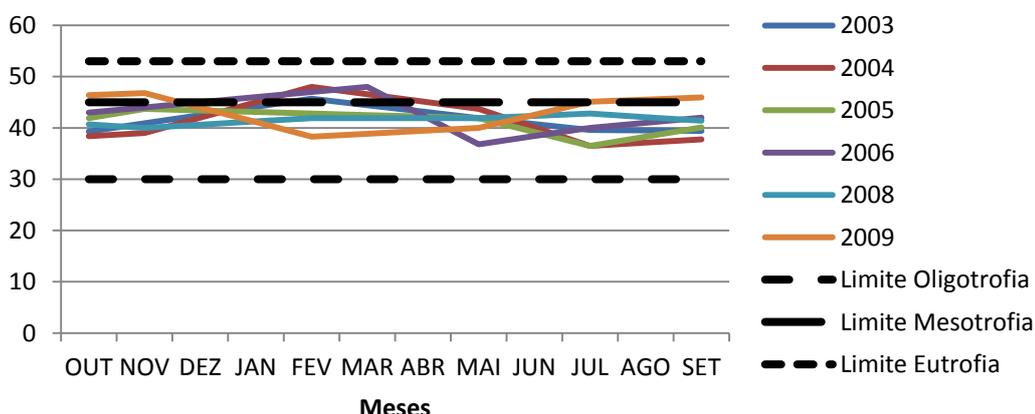


Figura 6.15 – Variação dos valores de TSI para a transparência da Lagoa do Fogo, Disco de Secchi, ao longo do tempo

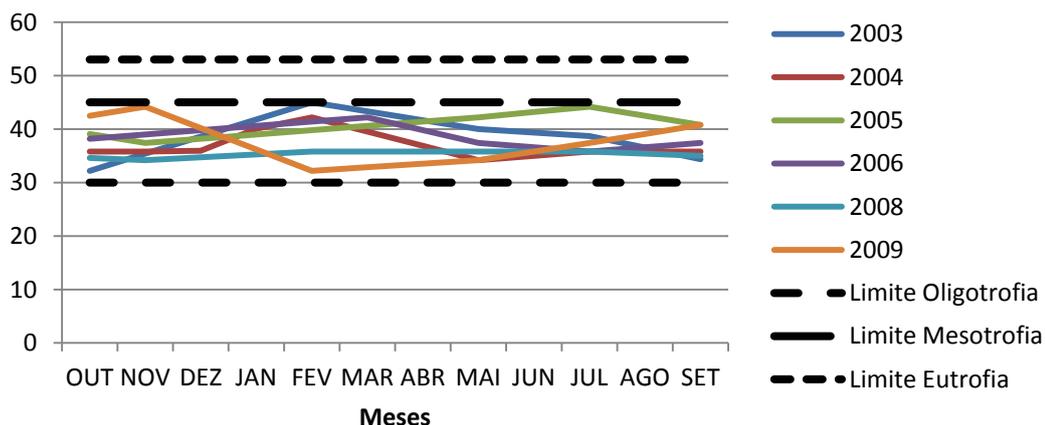


Figura 6.16 – Variação dos valores de TSI para concentração de Fósforo Total ao longo do tempo

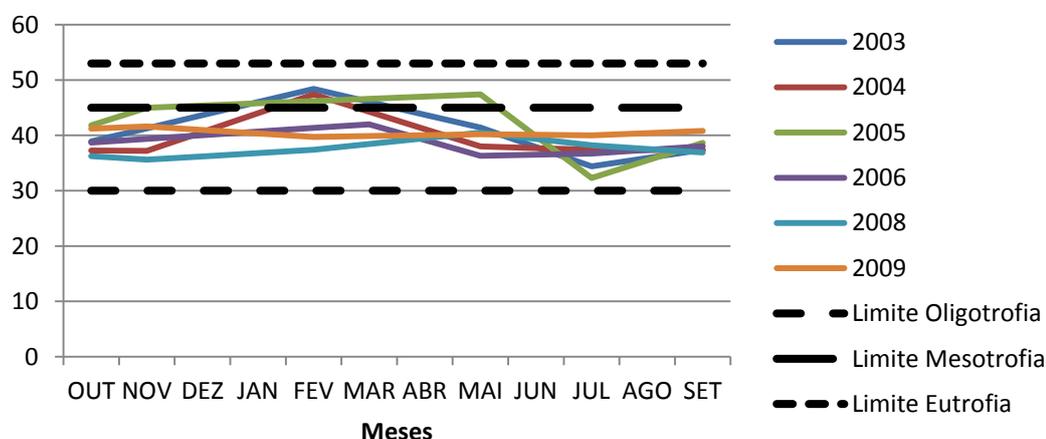


Figura 6.17 – Variação dos valores de TSI para a concentração de Clorofila *a* ao longo do tempo

A partir da análise da transparência da massa de água (Figura 6.15) é possível verificar que a lagoa se encontra num estado quase permanente de oligotrofia. Porém, nos meses de Inverno dos anos de 2003, 2004 e 2006, ocorreram valores característicos de mesotrofia, o mesmo acontecendo no ano de 2009, mas nos meses correspondentes aos períodos de Outono e de Verão.

A evolução do TSI relativo ao fósforo (Figura 6.16) tal como o da clorofila *a* (Figura 6.17), é semelhante ao longo do tempo. Ambos os parâmetros evidenciaram um comportamento oligotrófico da lagoa, muito embora os valores de TSI da Cl *a*, em alguns períodos (2003, 2004 e 2005), denotem uma tendência para a mesotrofia.

Estes comportamentos do TSI, tanto para o P_T como para a Cl *a*, são similares aos observados no critério Nacional, com apenas ligeiras alterações em alguns meses dos últimos anos em estudo.

A comparação, ano a ano, do TSI do P_T com o da $Cl\ \alpha$, denota o mesmo comportamento que o do critério Nacional (Apêndice IV).

De forma a tornar a análise dos dados mais clara e sucinta apresenta-se o Quadro 6.2, que permite visualizar mais facilmente, de acordo com o critério nacional, a evolução do estado trófico da Lagoa do Fogo.

Quadro 6.2 – Classificação nacional do estado trófico da Lagoa do Fogo

Ano	Valor médio anual Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Classificação	Valor médio anual Clorofila α ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Classificação	Valor médio anual OD (% saturação)	Classificação
2003	12	Mesotrófico	3	Mesotrófico	85,1	Oligotrófico
2004	10	Mesotrófico	3	Mesotrófico	82,6	Oligotrófico
2005	13	Mesotrófico	4	Mesotrófico	83,2	Oligotrófico
2006	11	Mesotrófico	3	Mesotrófico	82,9	Oligotrófico
2008	9	Oligotrófico	2	Oligotrófico	89,5	Oligotrófico
2009	11	Mesotrófico	3	Mesotrófico	89,8	Oligotrófico

6.4.3 Conclusões

Os resultados obtidos para a classificação do estado trófico da Lagoa do Fogo, mostram, que desde há algum tempo, a lagoa está a receber cargas de fósforo que, de acordo com a classificação do INAG, bem como pela de Carlson (TSI), são características de um meio oligotrófico com tendência para a mesotrofia. Convém, no entanto, referir que o TSI foi desenvolvido nos Estados Unidos da América e aplicado a ecossistemas aquáticos diferentes. Apesar disso, realça-se a concordância dos resultados obtidos com a avaliação efectuada com base na classificação Nacional.

Uma vez que o critério Nacional considera o estado trófico global da massa de água de acordo com o parâmetro mais desfavorável no conjunto dos vários parâmetros, conclui-se que a Lagoa do Fogo se encontra em estado mesotrófico.

Verificou-se, que o comportamento dos parâmetros P_T e $Cl\ \alpha$ são concordantes, dependendo a biomassa fitoplanctónica, na sua maioria, da concentração de P_T presente na massa de água, o que

leva a concluir que o fósforo total, por si só, é um indicador bastante razoável da evolução do estado trófico da massa de água da Lagoa do Fogo, não descurando, no entanto, a clorofila *a* como um dado importante no diagnóstico de situações de eutrofização.

As principais causas da eventual alteração do estado oligotrófico para mesotrófico, devem-se às acrescidas entradas de P_T na massa de água, provenientes da erosão do solo. Estas têm origem nas fortes chuvas que se fazem sentir, principalmente por altura do mês de Fevereiro, as quais determinam uma importante afluência de escoamento superficial à Lagoa, bem como, função da erosão proveniente da desflorestação que se faz sentir em algumas zonas.

O aumento das concentrações de P_T e de Cl *a* devem-se por isso, maioritariamente, à precipitação que se faz sentir (relativamente ao P), associada a boas condições de luminosidade, temperatura e outros factores físico-químicos.

Com base nos níveis de observação do disco de secchi, associa-se à massa de água da Lagoa do Fogo uma transparência e claridade características de um ecossistema lântico pouco poluído.

Conclui-se, que o estado da Lagoa do Fogo é dependente das condições climatológicas que se fazem sentir, encontrando-se de acordo com a classificação Nacional num estado mesotrófico.

6.5 OUTRAS FORMAS DE FÓSFORO E AZOTO

6.5.1 Enquadramento

Uma vez que foram disponibilizados dados referentes a diferentes formas de fósforo e azoto, efectuou-se uma análise do seu comportamento na massa de água. Embora estas formas não permitam, de acordo com as diferentes classificações existentes, verificar o estado trófico da lagoa, oferecem um melhor entendimento do comportamento dos nutrientes na massa de água. Desta forma, procurou-se comparar as diferentes formas de fósforo (ortofosfatos, fósforo total particulado e solúvel) e azoto (Kjeldhal, orgânico, amoniacal, inorgânico total, nitratos e nitritos).

Relativamente às formas de ortofosfatos, nitratos e nitritos, chama-se a atenção para o facto de, devido à existência de concentrações abaixo do limite de detecção do método utilizado, terem sido registados valores nulos. Por este facto, estes valores poderão corresponder não a uma concentração igual a zero, mas sim a um valor situado abaixo do limite de detecção do método utilizado. Estes valores são relativos aos anos de 2004, 2006, 2008 e 2009 para os ortofosfatos, e para todos os anos em estudo (2003, 2004, 2005, 2006, 2008 e 2009) para os nitritos e nitratos, à excepção do ano de

2009 para os nitratos. Os limites de detecção dos métodos utilizados são de $3 \mu\text{g.L}^{-1}$ para os ortofosfatos, $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ para os nitratos e $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ para os nitritos.

6.5.2 Resultados e discussão

De forma a poder-se visualizar o comportamento das formas de ortofosfatos e fósforo total particulado e solúvel, realizou-se uma análise gráfica. A Figura 6.18 ilustra as variações, anuais, destas formas de fósforo. Para observação adicional encontram-se em apêndice (Apêndice V) a evolução, ao longo do tempo, das diferentes formas de fósforo.

A Figura 6.18 evidencia a existência de comportamentos na sua maioria semelhantes entre as diferentes formas de fósforo.

Denota-se que em 2003 (Figura 6.18 a)) o P_T particulado teve uma evolução proporcional ao P_T com um desenvolvimento menos acentuado do P_T solúvel, encontrando-se a forma de ortofosfatos sensivelmente estável ao longo de todo o ano.

Relativamente a 2004 (Figura 6.18 b)), ocorreu um comportamento semelhante, porém, foi o P_T solúvel que manteve um padrão de crescimento similar ao do P_T , encontrando-se o P_T particulado com um crescimento mais ténue. Neste ano, as concentrações de ortofosfatos encontraram-se abaixo do limite de detecção do método.

Nestes dois anos (2003 e 2004) (Figura 6.18 a) e b), respectivamente) o aumento da concentração das diferentes formas de fósforo fez-se sentir ao longo das estações de Outono e Inverno, atingido o seu máximo no mês de Fevereiro. A partir desta altura a concentração teve uma tendência gradual para diminuir até Setembro, tendo sido registado em Outubro o seu mínimo. Contudo, em 2004, (Figura 6.18 b)) o valor mínimo foi registado em Maio, mês em que as concentrações de P_T e P_T particulado apresentaram um aumento. Por sua vez, o P_T solúvel, aquando dos aumentos das concentrações de P_T e P_T particulado, diminuiu, tendo o valor mais baixo em Julho, momento a partir do qual voltou a aumentar. Esta situação pode ser justificada pela ocorrência de maiores períodos de pluviosidade, diminuição do volume da lagoa ou mesmo pela formação de P_T na forma particulada derivado da proliferação celular.

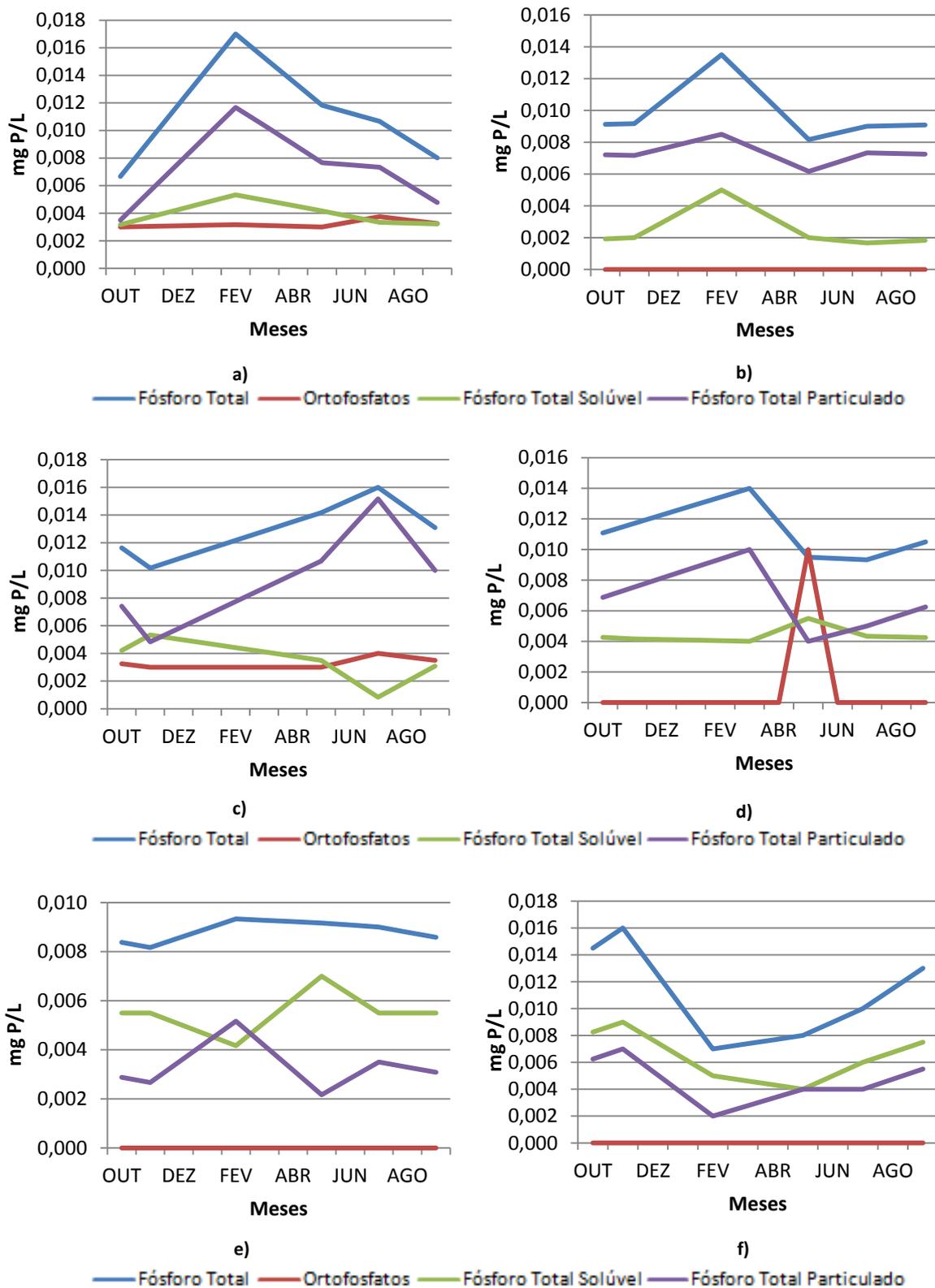


Figura 6.18 – Comparação entre as diferentes formas de fósforo para o ano de: a) 2003; b) 2004; c) 2005; d) 2006; e) 2008 e f) 2009

No ano de 2005 (Figura 6.18 c)) a evolução das concentrações das diferentes formas de fósforo, indica um aumento progressivo da concentração do P_T particulado ao longo de quase todo o ano, tendo início no mês de Novembro, onde ocorreu o seu mínimo, até atingir o máximo em Julho. Salienta-se, um aumento mais acentuado a partir do mês de Maio, e até Julho, da forma particulada, a que correspondeu um decréscimo abrupto da forma solúvel. Este aumento da forma particulada está associado ao desenvolvimento algal característico desta altura do ano, sendo a diminuição da forma solúvel justificada por uma maior assimilação por parte das algas.

Em 2006 (Figura 6.18 d)) sucedeu o mesmo que no ano de 2004, ocorrendo, no entanto, o máximo de concentração em Março, decrescendo abruptamente para um mínimo em Maio, altura em que o P_T solúvel apresentou o seu valor máximo. Esta diminuição do P_T particulado com consequente aumento da forma solúvel terá ficado a dever-se à morte das algas que ao se decomporem libertam o fósforo que se solubiliza na massa de água.

Relativamente a 2008 (Figura 6.18 e)) a concentração de P_T manteve-se aproximadamente constante, variando as formas particulada e solúvel ao longo do tempo. Verificou-se neste ano um máximo de concentração para o P_T particulado no mês de Fevereiro, quando ocorreu um mínimo para a forma solúvel, diminuindo depois até Maio, altura em que ocorreu um máximo de concentração para o P_T solúvel. O valor máximo da forma particulada, que coincidiu com o mínimo da fracção solúvel em Fevereiro, tal como em Julho de 2005, deveu-se a um desenvolvimento algal com a respectiva assimilação do P_T solúvel, correspondendo o máximo da forma solúvel ao mínimo da particulada, em Maio, tal como em Maio de 2006, à libertação do P na forma solúvel aquando da morte e decomposição da biomassa algal. As concentrações da forma solúvel neste ano (2008) são maioritariamente superiores às da forma particulada, o que não sucedeu em anos anteriores. Coloca-se a hipótese que tal facto se deva a ter ocorrido uma menor entrada de P através do escoamento superficial, a que acresceram processos de senescência de biomassa algal com libertação de P em formas solúveis.

O mesmo se verificou no ano de 2009 (Figura 6.18 f)), no entanto, os valores mínimos para as diferentes formas de fósforo foram detectadas no mês de Fevereiro, excepto para o P_T solúvel que ocorreu em Maio. Os valores máximos foram encontrados no mês de Novembro.

É observável, pela análise da Figura 6.18 que os anos de 2008 e 2009 são discrepantes em comparação com os anteriores, tendo-se verificado um comportamento diferenciado, relativamente aos outros anos, das formas particulada e solúvel do fósforo. Este desfasamento deve-se, essencialmente, às maiores concentrações demonstradas pela forma solúvel em relação à forma particulada.

Relativamente aos ortofosfatos, o seu comportamento foi semelhante ao longo do tempo, com concentrações na ordem dos $0,003 \text{ mg P.L}^{-1}$, ocorrendo situações de concentrações inferiores ao limite de detecção do método. Ressalva-se, no entanto, o ano de 2006 (Figura 6.18 d)) onde em Maio ocorreu um pico da concentração, o qual se destaca pelo facto das concentrações de ortofosfatos neste ano se encontrarem sempre abaixo do limite de detecção do método. Este pico dever-se-á, ou ao aumento das afluências a partir da bacia hidrográfica, ou a condições de mineralização acentuada de matéria orgânica onde ocorre a libertação dos radicais fosfato.

A ocorrência dos máximos de concentração das diferentes formas de fósforo, tal como referido na secção de Definição do estado trófico, está relacionada com aumentos da pluviosidade.

Relativamente aos dados referentes às formas azotadas, estes foram também analisados, encontrando-se ilustrados graficamente na Figura 6.19.

Destaca-se mais uma vez, como observação adicional, a evolução ao longo do tempo, das diferentes formas azotadas, as quais se encontram em apêndice (Apêndice VI).

A análise da Figura 6.19 permite visualizar o comportamento verificado para as diferentes formas de azoto. Em todos os anos, exceptuando 2009, o comportamento da forma orgânica foi directamente proporcional à forma Kjeldhal, acompanhando a sua evolução, uma vez que uma forma está ligada à outra e a influência do azoto amoniacal no azoto Kjeldhal foi pouco significativa.

O mesmo sucedeu para o azoto inorgânico total cuja curva se sobrepõe à do azoto amoniacal, uma vez que o primeiro é a soma das formas amoniacal, nitratos e nitritos, e as concentrações da segunda e terceira forma foram inferiores ao limite de detecção dos métodos. A única excepção ocorreu em 2009.

Desta forma, verifica-se uma tendência das formas amoniacal e inorgânica para uma concentração estável ao longo do tempo, da ordem dos $0,05 \text{ mg de N.L}^{-1}$, e uma variação da concentração da forma orgânica.

Observou-se, no ano de 2003 (Figura 6.19 a)), uma diminuição da concentração de azoto ao longo da maior parte do ano, atingindo um mínimo em Julho, a partir do qual cresceu consideravelmente até Setembro, ocorrendo o valor máximo em Outubro.

No ano de 2004 (Figura 6.19 b)) verificou-se algo semelhante. Contudo, o máximo das concentrações de azoto Kjeldhal e orgânico ocorreu no mês de Novembro, diminuindo abruptamente até Fevereiro, momento a partir do qual aumentou gradualmente.

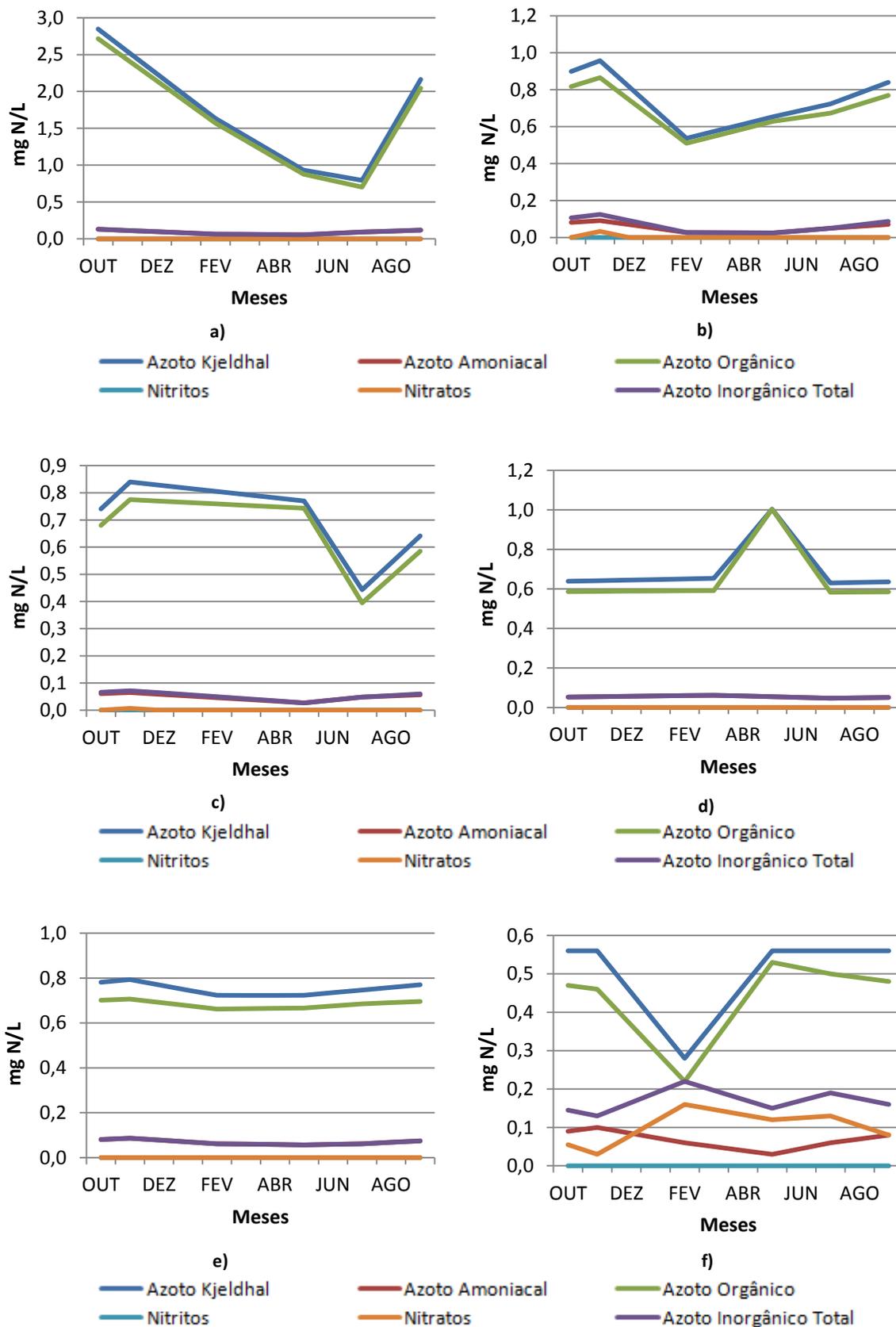


Figura 6.19 – Comparação entre as diferentes formas de azoto para o ano de: a) 2003; b) 2004; c) 2005; d) 2006; e) 2008 e f) 2009

A Figura 6.19 c), correspondente ao ano de 2005, mostra uma diminuição subtil das concentrações de azoto entre Novembro e Maio, ponto a partir do qual ocorreu um decréscimo acentuado das concentrações até ser atingido um mínimo no mês de Julho. A partir daí as concentrações aumentaram progressivamente. Em Novembro registou-se a concentração máxima.

Em 2006 (Figura 6.19 d)) observou-se uma estabilização das concentrações de azoto Kjeldhal e orgânico ao longo de todo o ano, verificando-se no mês de Maio um pico das suas concentrações.

A estabilização das concentrações das formas Kjeldhal e orgânica do azoto manteve-se, ao longo de todo o ano de 2008 (Figura 6.19 e)), não se verificando quaisquer variações sazonais nas suas concentrações, podendo-se caracterizar 2008 como um ano regular.

Essa estabilização não se verificou no ano de 2009 (Figura 6.19 f)), verificando-se no mês de Fevereiro um mínimo das concentrações de azoto Kjeldhal e orgânico. A partir desse mês ocorreu um aumento acentuado até Maio, a partir do qual se verificou uma estabilização da forma Kjeldhal e uma diminuição progressiva do azoto orgânico. A partir de Novembro, tanto a forma orgânica como o azoto Kjeldhal, denotaram um decréscimo abrupto com um mínimo em Fevereiro. Neste ano, por terem ocorrido concentrações de nitratos na massa de água superiores ao limite de detecção, a curva referente ao azoto inorgânico já não se sobrepôs à do azoto amoniacal. Verificaram-se evoluções semelhantes das curvas referentes ao azoto inorgânico e aos nitratos, sendo oposta à da forma amoniacal.

Os valores máximos das concentrações de azoto orgânico e Kjeldhal verificados em Outubro de 2003 e Novembro de 2004, 2005 e 2009 podem ser relacionados com a ocorrência das primeiras chuvas e consequente aumento do escoamento superficial, que arrasta consigo os nutrientes que se encontram no solo. Uma vez que, nesta altura do ano, as temperaturas ainda são adequadas, o aumento da concentração de nutrientes deu origem a desenvolvimentos fitoplanctónicos.

A concentração máxima verificada em Maio de 2006, com o azoto Kjeldhal a ser constituído essencialmente por orgânico, deveu-se também a um desenvolvimento fitoplanctónico associado a uma assimilação de azoto inorgânico por parte do fitoplâncton. Este desenvolvimento fitoplanctónico, foi comprovado pelos valores da concentração da $Cl \alpha$ (Figura 6.9).

As concentrações mínimas verificadas em Julho de 2003 e de 2005, dever-se-ão ao esgotamento dos nutrientes por parte do fitoplâncton, o que é normal no Verão, sendo as verificadas em Fevereiro de 2004 e 2009 devidas a um menor desenvolvimento fitoplanctónico, como consequência das menores temperaturas que se fazem sentir por altura do Inverno.

Relativamente aos nitritos, estes nunca foram detectados, uma vez que em meios aeróbios e em massas de água naturais, estes são rapidamente oxidados a nitratos.

Destaque especial para o azoto inorgânico total, por ser formado pelas formas de azoto assimiláveis pelo fitoplâncton e conseqüentemente ser um dos principais causadores da eutrofização.

A variação da concentração de azoto inorgânico total, a qual é apresentada na Figura 6.20, mostra a ocorrência de valores indicativos de um estado oligotrófico da Lagoa do Fogo. A excepção foi o ano de 2009, em que se registaram valores superiores aos demais, ocorrendo períodos com concentrações características de oligo-mesotrofia.

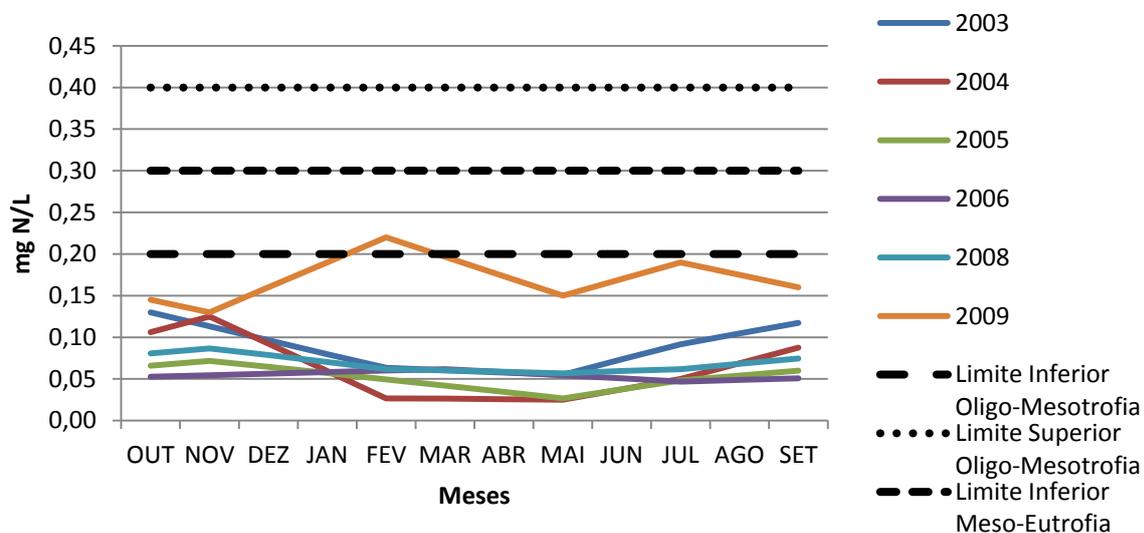


Figura 6.20 – Variação da concentração de azoto inorgânico total ao longo do tempo

Comparando a razão entre os nutrientes azoto e fósforo, de acordo com o anteriormente referido (secção 3.2.5), em que para valores da razão N/P inferiores a 10 se considera o azoto como limitante, correspondendo valores de N/P superiores a 10 a sistemas em que o fósforo é o factor limitante, é possível inferir que o azoto inorgânico total é o nutriente limitante deste sistema hídrico, uma vez que se encontra na massa de água em menores proporções que o fósforo total, limitando por isso a produtividade primária na lagoa (Quadro 6.3).

Contudo, em todo o ano de 2009, como no fim do Verão de 2003 e início do Outono de 2003 e 2004, o fósforo foi o nutriente limitante. De acordo com Wetzel (1993) “a produtividade do fitoplâncton nos lagos oligotróficos, pouco férteis, é quase sempre limitada pela disponibilidade de fósforo. À medida que aumenta a carga de fósforo para a água doce e os lagos se tornam mais produtivos, passa a ser o azoto, muitas vezes, o nutriente limitante do desenvolvimento vegetal. Quando a

sobrecarga destes nutrientes se torna excessiva, o desenvolvimento prossegue até que outros nutrientes ou a intensidade luminosa sejam limitantes”. Com base nestes conceitos, e através da análise dos resultados, pode-se admitir que a Lagoa do Fogo tem tido uma sobrecarga de fósforo (a qual diminuiu no último ano, pelo facto de ter ocorrido um período de seca e diminuído o escoamento superficial responsável pelo arrastamento de fósforo), bem como, que o nutriente limitante é passível de ser diferente de ano para ano, de acordo com as condições a que a Lagoa é sujeita. Seriam precisos, por isso, mais anos de estudo para verificar a tendência da lagoa relativamente ao nutriente limitante.

Quadro 6.3 – Razão N_i/P

	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
2003	19,5	12,2	8,2	5,5	3,7	3,9	4,3	4,6	6,5	8,6	11,2	14,6
2004	11,6	13,6	8,7	4,9	2,0	2,2	2,6	3,1	4,4	5,6	7,6	9,6
2005	5,7	7,0	6,0	5,0	4,1	3,3	2,6	1,9	2,5	3,0	3,7	4,6
2006	4,7	4,7	4,6	4,5	4,5	4,4	5,0	5,7	5,4	5,0	4,9	4,8
2008	9,6	10,6	9,2	7,9	6,6	6,5	6,4	6,2	6,5	6,9	7,8	8,7
2009	10,0	8,1	12,3	19,0	31,4	26,8	22,6	18,8	18,9	19,0	15,2	12,3

Nota: os valores a negrito representam os valores numéricos associados à limitação pelo fósforo, sendo os restantes associados à limitação do azoto

6.5.3 Conclusões

A comparação das diferentes formas de fósforo permitiu verificar, que a forma solúvel existe normalmente em menor quantidade que a forma particulada. Contudo, tal não se verificou nos dois últimos anos em estudo, verificando-se uma alteração no comportamento destas formas na massa de água. Este facto dever-se-á, provavelmente, à diminuição da entrada de fósforo através do escoamento superficial, como consequências da menor pluviosidade que se fez sentir nesses anos, o que limitou o crescimento do fitoplâncton.

As concentrações máximas de fósforo total foram observadas no mês de Fevereiro de três anos (2003, 2004 e 2008), ocorrendo em outros anos em outras ocasiões (meses de Março, Julho e Novembro dos anos 2006, 2005 e 2009, respectivamente). Contudo, apesar destes desfasamentos estes aumentos de concentração podem sempre ser relacionados com a ocorrência de precipitação que se fez sentir naquela zona.

As variações de concentração entre a forma particulada e solúvel estão ligadas aos processos de crescimento e morte/senescência do fitoplâncton, com o aumento da forma solúvel e consequente diminuição da forma particulada quando a população fitoplanctónica declina, e à diminuição das formas solúveis quando ocorre o desenvolvimento das algas.

Nos anos em que se registaram concentrações mensuráveis de ortofosfatos, verificou-se um comportamento estável deste parâmetro, salientando-se apenas um pico no ano de 2006, provavelmente devido à libertação de fósforo na forma solúvel, como consequência da morte e decomposição das algas.

Relativamente ao azoto, verifica-se que as concentrações de azoto orgânico e Kjeldhal têm sido relativamente estáveis. Contudo, por altura de Fevereiro e Julho, têm tendência para decrescerem abruptamente e aumentarem em Novembro. Verificou-se, como seria espectável, um decréscimo no Inverno e consequente aumento na Primavera.

As concentrações máximas foram observadas maioritariamente no mês de Novembro (2003, 2004, 2005 e 2009), ocorrendo em outras ocasiões no mês de Maio (2006), sendo seguidas de um mínimo em Julho (2003 e 2005) e Fevereiro (2004 e 2009).

Para a fracção do azoto inorgânico contribuiu com maior peso o azoto amoniacal na maior parte dos períodos analisados, devido à inexistência de nitratos, excepto em 2009. Neste caso, seriam necessários mais alguns anos de estudo, para se poder determinar se está de facto a ocorrer uma tendência para o aumento da concentração de nitratos ou se foi uma situação esporádica.

Conclui-se, que este sistema hídrico é muito dependente do clima, demonstrando um comportamento e encadeamento de acordo com as estações do ano.

Destaca-se ainda o facto de o azoto ser frequentemente o nutriente limitante na Lagoa do Fogo, com excepção do último ano analisado em que o fósforo assumiu essa função.

6.6 APLICAÇÃO DO MODELO DE MISTURA COMPLETA

6.6.1 Enquadramento

Uma massa de água situada numa bacia de drenagem ocupada por matas e florestas apresenta, usualmente, uma baixa produtividade.

Uma vez que na envolvente da lagoa em questão, não existem efluentes domésticos e/ou industriais que possam contribuir para o aumento da carga de fósforo na massa de água, a determinação das cargas afluentes que se fazem sentir através do escoamento superficial, que por sua vez são potenciadas pelos elevados níveis de precipitação característicos da zona, são de extrema importância.

De referir a elevada capacidade de infiltração do solo nesta região, o qual permite uma absorção dos nutrientes que, mais tarde, poderão ser mobilizados para a massa de água através do escoamento superficial após a ocorrência de períodos de precipitação mais intensa.

Desta forma, e com base na informação recolhida, o modelo a implementar possibilita simular as cargas de nutrientes afluentes e as alterações que estas poderão determinar na massa de água da Lagoa do Fogo. A aplicação do modelo de mistura completa na Lagoa do Fogo, visa determinar as cargas afluentes causadoras da degradação do estado trófico da lagoa, situação que se tem vindo a verificar, embora de forma não muito acentuada.

Para a aplicação do modelo utilizaram-se os dados disponibilizados pela DROTRH dos Açores, bem como os dados referentes ao caudal afluente, o qual foi estimado com base em valores de precipitação, obtidos através da rede de monitorização da DROTRH dos Açores, de acordo com o referido na secção 6.6.2 inerente ao Tratamento e validação de dados. Destaca-se como limitação, e de acordo com o referido na secção 5.1 da Metodologia, a necessidade de interpolação dos dados de qualidade da água, uma vez que os disponíveis são referentes a apenas alguns meses do ano.

Como também já foi descrito anteriormente, na secção 3.2.3 inerente ao Ciclo do fósforo, os ortofosfatos são a fracção do fósforo directamente assimilável, só sendo mobilizados a partir de solos saturados de fósforo. Por outro lado, a forma orgânica particulada é a forma de fósforo mais mobilizada nos escoamentos.

Relativamente ao azoto, os nitratos são a forma mais mobilizável. Destaca-se ainda, o azoto amoniacal, o qual também é mobilizado do solo, se o complexo de troca desta forma de azoto estiver saturado. No entanto, praticamente todas as formas de azoto são passíveis de ser mobilizadas por escoamento superficial.

O azoto e o fósforo têm por isso um papel determinante na produtividade da lagoa, uma vez que são os macronutrientes utilizados pelos organismos existentes na massa de água. Desta forma, o modelo de mistura completa será aplicado de forma a determinar as cargas afluentes do fósforo total, fósforo total particulado, azoto Kjeldhal, azoto orgânico e nitratos.

6.6.2 Tratamento e validação de dados

Para a determinação do caudal afluente à lagoa, realizou-se um estudo hidrológico, referente à Lagoa do Fogo, utilizando-se informação referente à estação hidrométrica da Ribeira das Lombadas e estações udométrica/udográfica da Lagoa do Fogo (1, 2 e 3) (Quadro 5.1), como referido na secção 5.1 de Planeamento e cronograma. A selecção desta estação hidrométrica, recaiu no facto de ser a única que possuía dados relativos às afluências da lagoa que permitiriam quantificar as cargas de nutrientes provenientes da bacia de drenagem. Uma vez que os valores de escoamento respeitantes à estação hidrométrica da Ribeira das Lombadas são relativos apenas a uma sub-bacia da bacia hidrográfica principal, foi necessário, com o auxílio de uma carta militar à escala 1:25 000, determinar a correspondente área de drenagem (Figura 6.21).

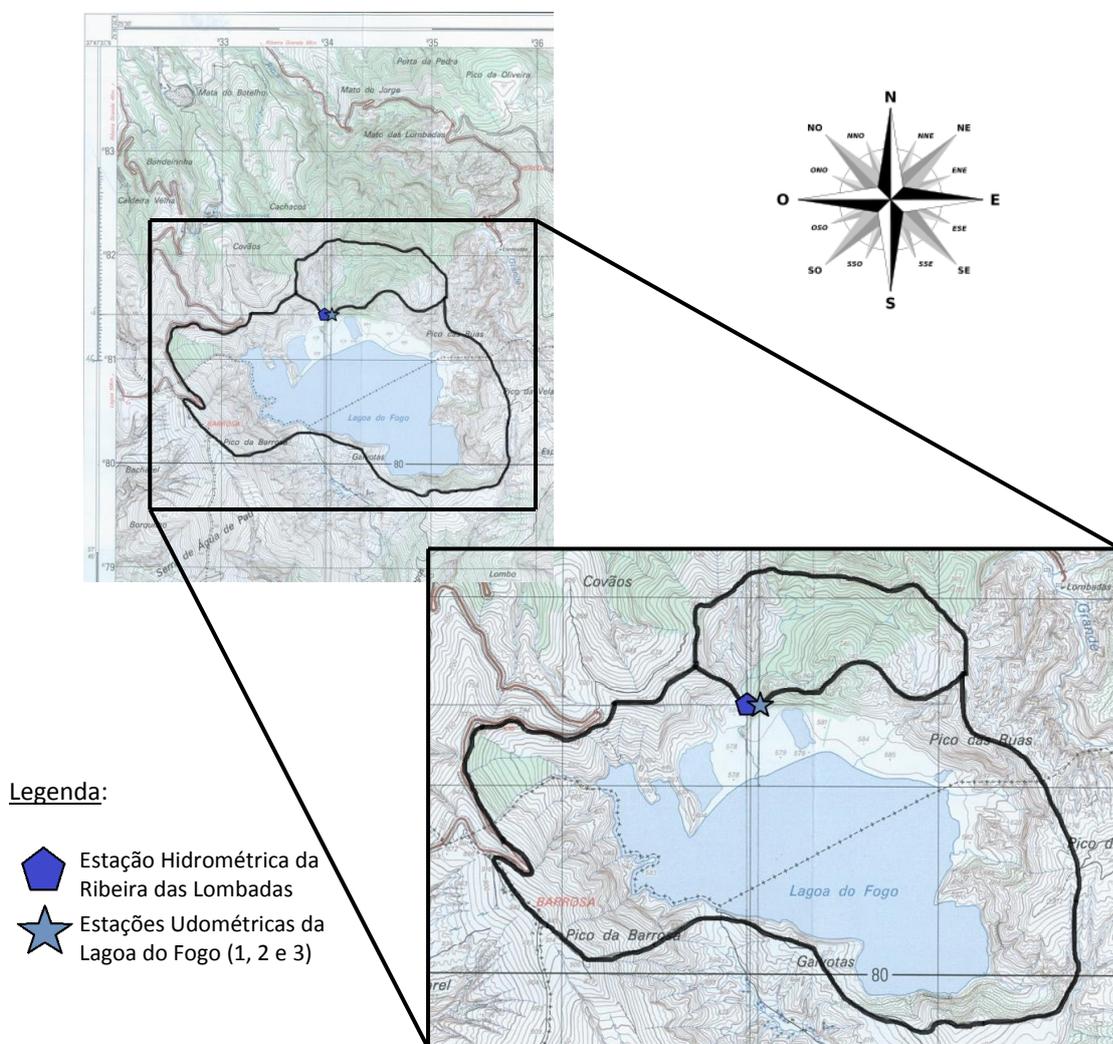


Figura 6.21 – Delimitação da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Fogo e da sub-bacia dominada pela estação hidrométrica

Como se pode verificar pela Figura 6.21, as estações hidrométrica e udométricas encontram-se na zona norte da lagoa, onde se verifica a existência de uma linha de água. Esta figura permite igualmente verificar o tipo de bacia hidrográfica da Lagoa do Fogo, endorreica, típica de lagos vulcânicos. A área da sub-bacia hidrográfica dominada pela estação hidrométrica em questão, é da ordem dos 0,74 km².

Os dados recolhidos na estação hidrométrica, relativos a caudais instantâneos diários, permitiram estimar o escoamento superficial total anual existente na lagoa, os quais, juntamente com os valores de precipitação total anual, obtidos com base nos dados das estações udométricas da Lagoa do Fogo, foram sujeitos a uma regressão linear. Desta forma, tentou-se colmatar as falhas de registo que este posto hidrométrico apresenta (Figura 6.22).

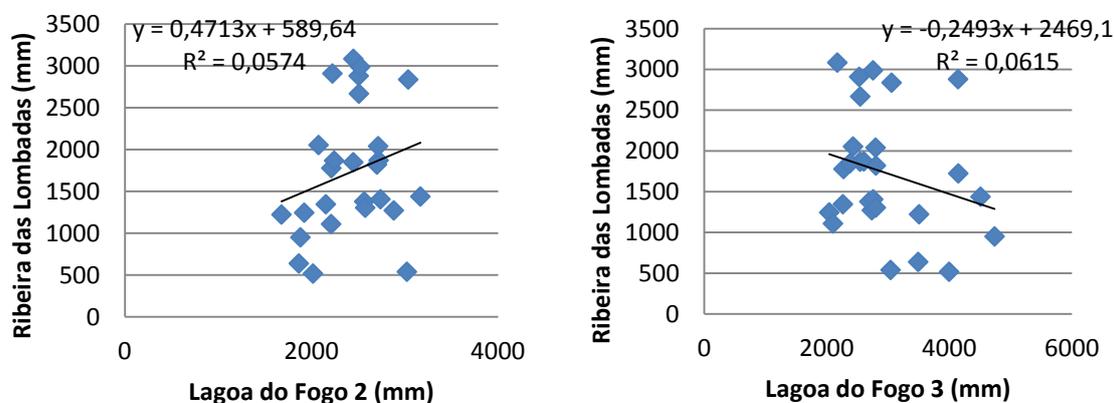


Figura 6.22 – Correlação entre o Escoamento Total Anual e a Precipitação Total Anual para as estações udométricas da Lagoa do Fogo 2 e Lagoa do Fogo 3

De salientar, que os dados recolhidos nestas estações e utilizados neste estudo, são referentes ao período de tempo compreendido entre, Outubro de 1973 e Setembro de 2007, à excepção do período compreendido entre, Outubro de 1996 e Setembro de 2002 por, neste último caso, não existirem dados disponíveis.

Analisando a Figura 6.22, verifica-se que escoamento referente à estação hidrométrica da Ribeira das Lombadas não se correlaciona com a precipitação registada na respectiva bacia hidrográfica, existindo grandes flutuações. Denota-se um coeficiente de correlação do escoamento da Ribeira das Lombadas com a Lagoa do Fogo 2 da ordem de 0,24, enquanto a da Lagoa do Fogo 3, é da ordem dos -0,25. A aplicação do ajuste da linha de tendência à regressão linear aplicada permitiu de igual forma verificar que o erro associado ao ajuste não é, de todo, adequado ($R^2=0,05$ para a Lagoa do Fogo 2 e de 0,06 para a Lagoa do Fogo 3).

Através da análise da Figura 6.22, conclui-se que os dados relativos ao escoamento da Ribeira das Lombadas não são adequados ao estudo a realizar. A principal causa desta incoerência, entre os dados de precipitação e do escoamento superficial verificados, deve-se à pontualidade da amostragem dos dados de escoamento, os quais são referentes a caudais instantâneos e não a um caudal médio diário representativo.

Relativamente às estações udométricas da Lagoa do Fogo 1, 2 e 3, foram posteriormente utilizados apenas os dados relativos à estação da Lagoa do Fogo 2. Esta opção deveu-se ao facto do posto meteorológico da Lagoa do Fogo 2 se encontrar a uma cota mais baixa que a da Lagoa do Fogo 3, apresentando por isso valores mais próximos da realidade. A altitude superior da estação udométrica da Lagoa do Fogo 3 foi por isso um factor de selecção, uma vez que a maior cota leva ao registo de maiores valores de precipitação, contabilizando deste modo uma maior quantidade de precipitação do que a que realmente chega à bacia hidrográfica da lagoa, o que poderia induzir um acréscimo da margem de erro. O posto da Lagoa do Fogo 1 foi excluído, devido à falta de dados relativos a um espaço temporal mínimo necessário para a concretização do estudo em causa.

De forma a tentar obter uma melhor correlação entre os dados de escoamento e de precipitação representativos da lagoa em estudo, devido à pontualidade dos dados do posto da Ribeira das Lombadas, efectuou-se uma média mensal do caudal instantâneo, procedendo-se ao tratamento destes dados de forma igual à exposta anteriormente. Obteve-se a regressão linear ilustrada na Figura 6.23.

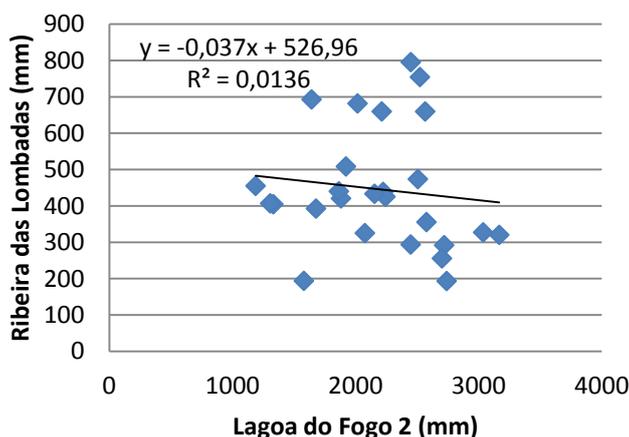


Figura 6.23 - Correlação entre o Escoamento Total Anual baseado numa média mensal e a Precipitação Total Anual (Lagoa do Fogo 2)

A Figura 6.23 demonstra o mesmo comportamento que a Figura 6.22 salientando-se um erro associado ao ajuste da ordem de 0,014, com um coeficiente de correlação negativo da ordem dos - 0,12.

Com base nos resultados obtidos, conclui-se que os dados relativos à estação hidrométrica da Ribeira da Lombada são inviáveis para a determinação dos caudais afluentes à Lagoa do Fogo. Facto que se comprovou com o PRA Açores, onde é referida a inadequação da rede hidrométrica às características hidrológicas, uma vez que tinha sido concebida para a medição de caudais de estiagem, dados importantes para os aproveitamentos hidroeléctricos, sendo por isso uma forte limitação deste sistema. O PRA Açores menciona ainda a ausência de medições hidrométricas de forma sistematizada, o que impede a adequada aferição das disponibilidades de água nas ribeiras (DROTRH/SRA *et al.*, 2001).

Refere-se ainda a inexistência da curva de vazão, que poderia ser de grande utilidade para a interpretação dos dados do posto hidrométrico da Ribeira das Lombadas, uma vez que permitiria relacionar o caudal escoado (m^3/s) com a altura de água (m) correspondente. Adicionalmente, se estivesse disponível a curva característica de volumes armazenados da Lagoa, que relaciona a cota da superfície livre com o volume armazenado, os níveis diários disponíveis relativamente à Lagoa do Fogo - leituras de mira – poderiam ter sido usados para estimar as afluências a essa massa de água. Salienta-se que se encontrou um levantamento batimétrico da lagoa, que não foi utilizado por não possuir o grau de resolução adequado à sua utilização, face aos valores disponíveis para os níveis hidrométricos na massa de água. Conclui-se assim, que não existem dados adequados para a determinação dos caudais afluentes à lagoa. Haveria ainda a possibilidade de se recorrer a um coeficiente de escoamento, contudo, não existindo referências que fundamentem tal opção, esta hipótese foi descartada.

Esgotadas todas as hipóteses de utilização dos dados relativos à estação hidrométrica da Ribeira das Lombadas, recorreu-se a valores apresentados no PRA Açores.

Com base nos valores de precipitação total mensal, relativos à série temporal de Outubro de 1968 a Dezembro de 2010, disponíveis para o posto udométrico da Lagoa do Fogo 2, determinou-se a percentagem de precipitação mensal característica de cada mês, relativamente ao total anual. De forma a obter-se um escoamento mensal apropriado às características hidrológicas presentes, assumiu-se que a percentagem mensal de precipitação seria concordante com a do escoamento, atendendo à reduzida área da bacia hidrográfica em estudo. Para tal, e com o auxílio do valor de escoamento superficial médio anual para a ilha de S. Miguel, de 686 mm, referenciado no PRA Açores, estimou-se os valores de escoamento mensal. Uma vez, que a área de interesse é a bacia hidrográfica da Lagoa do Fogo, a partir deste valor mensal de escoamento, determinou-se o volume mensal correspondente à totalidade da área da bacia hidrográfica da Lagoa do Fogo. Atendendo ao facto que ocorre precipitação directamente sobre a superfície da lagoa, efectuou-se uma separação da área da bacia hidrográfica ocupada pela lagoa da restante área da bacia hidrográfica (ver Quadro

6.1). Com base nestes pressupostos, estimou-se então o volume de escoamento mensal afluyente à Lagoa (Quadro 6.4).

Quadro 6.4 - Valores de Precipitação, Evaporação e Escoamento Superficial da Lagoa do Fogo

Meses	Precipitação Média Mensal (mm)	Evaporação (mm)	Volume de precipitação que ocorre directamente sobre a superfície da Lagoa (m ³)	Escoamento Superficial gerado na restante área da bacia hidrográfica (m ³)	Volume Afluyente (m ³)
Outubro	241,7	66,4	268 233,9	267 267,7	535 501,6
Novembro	251,4	59,4	293 688,8	272 235,9	565 924,7
Dezembro	277,1	57,0	336 690,4	306 507,8	643 198,2
Janeiro	258,5	55,3	310 824,2	264 640,2	575 464,5
Fevereiro	233,2	56,3	270 584,1	237 691,6	508 275,7
Março	218,1	62,7	237 787,5	231 227,8	469 015,3
Abril	190,0	64,2	192 528,6	194 712,9	387 241,5
Mai	145,8	67,2	120 261,6	154 129,4	266 391,0
Junho	125,3	61,9	96 936,4	130 751,8	227 688,2
Julho	85,0	68,4	25 379,8	94 220,9	119 600,7
Agosto	105,8	74,8	47 459,1	108 551,0	156 010,2
Setembro	159,9	72,4	133 853,1	167 643,0	301 496,2
Total	2291,6	766,0	2 334 227,8	2 421 580,0	4 755 807,8

A determinação do volume de água resultante da precipitação directa que ocorre sobre a superfície da lagoa, efectuou-se subtraindo a evaporação à precipitação, assumindo como nulas eventuais perdas por infiltração (Quadro 6.4).

O volume de água afluyente à lagoa foi obtido pela soma do escoamento superficial, gerado na área drenante, com o volume de água que aflui por precipitação directa sobre a superfície da lagoa, ao qual foi retirado o valor da evaporação (Quadro 6.4).

Face à situação mencionada de falta ou ausência de dados, a estimativa do escoamento superficial deverá pecar por excesso, podendo estar associado à mesma um erro significativo.

A evaporação (Quadro 6.4) foi obtida através das Normais Climatológicas dos Açores, INMG (1991), tendo sido utilizada a normal climatológica de S. Miguel (Quadro 6.5). A escolha recaiu sobre este

posto, devido à sua maior representatividade do local, e ao facto de possuir uma série temporal (29 anos) mais adequada e homogénea. Contudo, deve-se ter em atenção que estes valores não contemplam casos de evaporação por acção dos fortes ventos, comuns na zona da Lagoa do Fogo, os quais podem determinar acréscimos significativos da evaporação (Rodrigues, 1993a citado por LNEC, 1992).

Quadro 6.5 – Característica da estação meteorológica de S. Miguel (Normal Climatológica)

Normal Climatológica	Série Temporal	Latitude (°N)	Longitude (°W)	Altitude (m)
S. Miguel	1951/1980	37,45	25,40	35

Fonte: INMG, 1991

Não foram utilizados os dados referentes à estação meteorológica da Lagoa do Fogo, uma vez que estes eram insuficientes, nomeadamente poucos anos de registo (2008/2009 e 2009/2010), não apresentando uma série temporal mínima necessária para a estimativa dos valores de evaporação médios.

Com base nos dados obtidos e apresentados no Quadro 6.4, verifica-se que a bacia hidrográfica onde se insere a Lagoa do Fogo apresenta um elevado valor médio de precipitação total anual, estimado em cerca de 2292 mm e uma evaporação anual na ordem dos 766 mm. Como se pode observar, os meses de maior precipitação são relativos aos períodos de Outono e Inverno, destacando-se os meses de Novembro, Dezembro e Janeiro. Verifica-se também nestes meses, como seria de esperar, uma menor evaporação. O volume afluente à lagoa é da ordem dos 4 750 000 m³, em termos médios anuais.

O tempo de retenção hidráulico da lagoa, determinado pela razão entre o volume da lagoa (Quadro 6.1) e o caudal médio anual afluente (Quadro 6.4) é da ordem dos 5 anos, sendo maior nos meses de Verão, como seria espectável.

6.6.3 Resultados e discussão

A simulação matemática de qualidade da água da Lagoa do Fogo foi realizada, de acordo com o anteriormente referido, através de um modelo de mistura completa. Numa primeira abordagem, para a aplicação deste tipo de modelo, foram necessários alguns dados hidrológicos característicos

da bacia de drenagem da zona em estudo, os quais foram determinados de acordo com o referido na secção 6.6.2 inerente ao Tratamento e validação de dados.

Os valores médios mensais do escoamento superficial na bacia de drenagem da Lagoa do Fogo, que serão utilizados na determinação das cargas afluentes, foram os obtidos de acordo com o discriminado na secção 6.6.2 de Tratamento e validação de dados (Quadro 6.6).

Quadro 6.6 – Dados hidrológicos da Lagoa do Fogo

	Escoamento afluente (m³)	Caudal afluente (m³.d⁻¹)
Outubro	535 501,6	17 274,2
Novembro	565 924,7	18 864,2
Dezembro	643 198,2	20 748,3
Janeiro	575 464,5	18 563,4
Fevereiro	508 275,7	18 152,7
Março	469 015,3	15 129,5
Abril	387 241,5	12 908,1
Maió	266 391,0	8 593,3
Junho	227 688,2	7 589,6
Julho	119 600,7	3 858,1
Agosto	156 010,2	5 032,6
Setembro	301 496,2	10 049,9

O volume da lagoa utilizado assumiu-se como constante no período temporal considerado (17 582 393 m³), tendo-se considerado que as variações que poderiam ocorrer na realidade seriam mínimas, não influenciando os resultados. De notar, no entanto, a inexistência de dados que contemplassem as possíveis variações do volume de água armazenado na Lagoa. Contudo, chama-se a atenção para o facto dos volumes utilizados serem conservativos, correspondendo a apenas 75% do volume total da lagoa, de forma a minimizar a margem de erro, visto que a lagoa não se encontrará sempre na sua máxima capacidade.

Numa segunda fase, de forma a calibrar o modelo, foi necessário através do ajuste de coeficientes, ajustar o modelo às condições particulares do estudo.

As taxas de decaimento (k) utilizadas para as diferentes formas de fósforo e azoto são as ilustradas no Quadro 6.7. Chama-se a atenção, para o facto de não existirem taxas de decaimento referentes à soma de diferentes formas de azoto, pelo que o modelo não foi aplicado ao azoto Kjeldhal e orgânico.

Quadro 6.7 – Taxas de decaimento utilizadas no modelo de mistura completa

Parâmetro	Taxa de decaimento (d ⁻¹)	Referência Bibliográfica
P _{Total}	0,003	Metcalf & Eddy, 1991
P _{Total particulado}	0,003	EPA, 1985
NO ₃ ⁻	0,05	CE-QUAL-W2, s/d

Apresentados os procedimentos que permitiram a obtenção dos dados necessários à aplicação do modelo a utilizar, e justificadas as opções que orientaram o exercício de simulação matemática da qualidade da água a desenvolver, estão reunidas as condições para a aplicação do modelo de mistura completa. Assim, com base nos dados do Quadro 6.6 e do Quadro 6.7, foi possível aplicar o modelo de mistura completa às formas de P_T, P_T particulado e nitratos.

Os valores da constante de tempo de residência (β) determinados com base na Equação 4.6 são apresentados no Quadro 6.8.

Como se pode verificar pelo Quadro 6.8, a constante de tempo de residência, que depende da taxa de decaimento (k) e do caudal e volume da Lagoa, varia de acordo com o tipo de nutriente, sendo em média da ordem dos 0,0037 d⁻¹, para o P e 0,0507 d⁻¹, para os NO₃⁻. No entanto, independentemente do tipo de nutriente, o tempo de residência é menor nos meses de Verão, em especial Julho, aumentando progressivamente ao longo do tempo até atingir o seu máximo em Dezembro. Este comportamento deve-se à diminuição do caudal que se faz sentir nos meses de Verão, devido à menor precipitação característica desta estação, uma vez que, de acordo com a Equação 4.6, o tempo de residência diminui proporcionalmente à diminuição do caudal, considerando o volume constante.

Utilizando as taxas de decaimento apresentadas no Quadro 6.7, admitindo que o caudal afluente à lagoa é igual ao caudal efluente e considerando que o volume armazenado na lagoa é constante, torna-se possível, através da Equação 4.7, calcular para os vários parâmetros de simulação, aplicando o modelo de mistura completa seleccionado, a carga afluente à Lagoa do Fogo.

Quadro 6.8 – Constante de tempo de residência

Meses	Constante de Tempo de residência (d^{-1})	
	P_T	P_T particulado NO_3^-
Outubro	0,0040	0,0510
Novembro	0,0041	0,0511
Dezembro	0,0042	0,0512
Janeiro	0,0041	0,0511
Fevereiro	0,0040	0,0510
Março	0,0039	0,0509
Abril	0,0037	0,0507
Maió	0,0035	0,0505
Junho	0,0034	0,0504
Julho	0,0032	0,0502
Agosto	0,0033	0,0503
Setembro	0,0036	0,0506
Média	0,0037	0,0507

Os quadros seguintes apresentam os resultados obtidos para as cargas afluentes ($kg.dia^{-1}$) dos respectivos nutrientes.

Como é possível verificar, pela análise do Quadro 6.9 e Quadro 6.10, as cargas afluentes de P_T responsáveis pelo estado trófico da massa de água da Lagoa do Fogo, têm-se encontrado, em média anual, entre os 0,6 e os 0,8 $Kg.d^{-1}$, destacando-se o ano de 2008 com a carga média mais baixa e 2005 com a mais alta.

2005, com uma média de 0,8 $Kg.d^{-1}$ de carga de P_T afluente, foi o ano em que se verificou um estado de mesotrofia durante todo o ano, sendo o primeiro e único ano, do período em estudo, em que ocorre tal facto. O oposto, passa-se em 2008, onde se verifica uma média de 0,6 $Kg.d^{-1}$ de carga afluente, caracterizando-se neste ano a lagoa com um estado de oligotrofia permanente.

Quadro 6.9 – Cargas afluentes para o P_T

Ano	2003				2004				2005			
Parâmetros	[P _T] na lagoa (µg.L ⁻¹)	Classificação	Carga de P _T afluyente		[P _T] na lagoa (µg.L ⁻¹)	Classificação	Carga de P _T afluyente		[P _T] na lagoa (µg.L ⁻¹)	Classificação	Carga de P _T afluyente	
Meses			(kg.d ⁻¹)	(kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)			(kg.d ⁻¹)	(kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)			(kg.d ⁻¹)	(kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
Outubro	7	Oligotrófico	0,467	0,483	9	Oligotrófico	0,639	0,661	12	Mesotrófico	0,814	0,842
Novembro	9	Oligotrófico	0,663	0,686	9	Oligotrófico	0,656	0,678	10	Mesotrófico	0,728	0,753
Dezembro	12	Mesotrófico	0,870	0,900	11	Mesotrófico	0,780	0,807	11	Mesotrófico	0,796	0,823
Janeiro	14	Mesotrófico	1,028	1,063	12	Mesotrófico	0,860	0,889	12	Mesotrófico	0,820	0,848
Fevereiro	17	Mesotrófico	1,205	1,246	14	Mesotrófico	0,957	0,990	12	Mesotrófico	0,863	0,892
Março	15	Mesotrófico	1,037	1,072	12	Mesotrófico	0,796	0,823	13	Mesotrófico	0,871	0,901
Abril	14	Mesotrófico	0,890	0,920	10	Oligotrófico	0,653	0,675	14	Mesotrófico	0,887	0,917
Maió	12	Mesotrófico	0,726	0,751	8	Oligotrófico	0,501	0,518	14	Mesotrófico	0,869	0,899
Junho	11	Mesotrófico	0,679	0,702	9	Oligotrófico	0,518	0,536	15	Mesotrófico	0,910	0,941
Julho	11	Mesotrófico	0,604	0,625	9	Oligotrófico	0,509	0,526	16	Mesotrófico	0,906	0,937
Agosto	9	Oligotrófico	0,540	0,558	9	Oligotrófico	0,522	0,540	15	Mesotrófico	0,840	0,869
Setembro	8	Oligotrófico	0,503	0,520	9	Oligotrófico	0,571	0,590	13	Mesotrófico	0,822	0,850
Média			0,768	0,794			0,664	0,686			0,844	0,873

Quadro 6.10 – Cargas afluentes para o P_T (continuação)

Ano	2006				2008				2009			
Parâmetros	[P _T] na lagoa (µg.L ⁻¹)	Classificação	Carga de P _T afluente		[P _T] na lagoa (µg.L ⁻¹)	Classificação	Carga de P _T afluente		[P _T] na lagoa (µg.L ⁻¹)	Classificação	Carga de P _T afluente	
Meses			(kg.d ⁻¹)	(kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)			(kg.d ⁻¹)	(kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)			(kg.d ⁻¹)	(kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
Outubro	11	Mesotrófico	0,776	0,802	8	Oligotrófico	0,587	0,607	15	Mesotrófico	1,015	1,050
Novembro	12	Mesotrófico	0,835	0,863	8	Oligotrófico	0,585	0,605	16	Mesotrófico	1,146	1,185
Dezembro	12	Mesotrófico	0,900	0,931	9	Oligotrófico	0,629	0,650	13	Mesotrófico	0,955	0,987
Janeiro	13	Mesotrófico	0,915	0,946	9	Oligotrófico	0,638	0,660	10	Mesotrófico	0,713	0,737
Fevereiro	13	Mesotrófico	0,951	0,983	9	Oligotrófico	0,662	0,685	7	Oligotrófico	0,496	0,513
Março	14	Mesotrófico	0,950	0,982	9	Oligotrófico	0,630	0,651	7	Oligotrófico	0,498	0,515
Abril	12	Mesotrófico	0,771	0,797	9	Oligotrófico	0,606	0,627	8	Oligotrófico	0,503	0,520
Maiο	10	Oligotrófico	0,583	0,603	9	Oligotrófico	0,562	0,581	8	Oligotrófico	0,491	0,508
Junho	9	Oligotrófico	0,568	0,587	9	Oligotrófico	0,548	0,567	9	Oligotrófico	0,543	0,561
Julho	9	Oligotrófico	0,528	0,546	9	Oligotrófico	0,509	0,526	10	Mesotrófico	0,566	0,585
Agosto	10	Oligotrófico	0,573	0,592	9	Oligotrófico	0,508	0,525	12	Mesotrófico	0,664	0,687
Setembro	11	Mesotrófico	0,659	0,681	9	Oligotrófico	0,539	0,557	13	Mesotrófico	0,816	0,844
Média			0,751	0,776			0,584	0,603			0,701	0,724

A entrada de P_T na massa de água é maior nos meses de Inverno, onde ocorre uma maior pluviosidade, e por isso uma maior afluência através do escoamento de superfície, e conseqüente arrastamento dos nutrientes para a massa de água, devido à erosão provocada no solo, verificando-se o oposto nos meses de Verão.

Contudo, em 2009, a entrada de carga verifica-se sobretudo no Outono, nos meses de Outubro e Novembro, em resultado de intensas precipitações, verificando-se nos restantes meses uma entrada de P_T na massa de água inferior, comparativamente a outros anos, como consequência da seca que se fez sentir nesse ano.

Chama-se a atenção, para a ocorrência de cargas de P_T de cerca de 1 Kg.d^{-1} que ocorreram nos anos de 2003 e 2009. Estes são os valores mais altos que ocorrem no período em estudo e são característicos de uma tendência para a passagem a um estado mesotrófico da Lagoa do Fogo. No entanto, este nutriente tem mantido uma carga afluyente razoavelmente estável ao longo dos anos.

De modo a se poder comparar estas cargas de P_T afluentes à lagoa, com as admitidas por Vollenweider (Quadro 3.2), determinaram-se as cargas associadas à superfície da Lagoa do Fogo (Quadro 6.9 e Quadro 6.10).

Os valores de carga máxima admitidos por Vollenweider foram determinados para a profundidade média da Lagoa do Fogo, e encontram-se descritos no Quadro 6.11.

Quadro 6.11 – Cargas máximas de Vollenweider para a Lagoa do Fogo

Profundidade Média (m)	Carga Máxima ($\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	
	Permissível	Risco de Eutrofização
	P	P
13,7	0,86	1,72

Fonte: Adaptado de Harper, 1992

Comparando as cargas máximas de Vollenweider para a Lagoa do Fogo (Quadro 6.11), com as cargas médias afluentes determinadas no modelo de MC, verifica-se que a Lagoa do Fogo não se encontra em risco de eutrofização. No entanto, esta apresenta já valores de cargas superiores ao permissível, exceptuando para o ano de 2008, pelo que a lagoa deve ser monitorizada.

Destacam-se os anos de 2003 e 2009 que, apesar de demonstrarem valores abaixo do limite de risco de eutrofização, apresentam já cargas afluentes preocupantes e muito acima do permissível.

As perdas de fósforo, referidas na secção 3.2, Eutrofização, por Dillon e Kichner (Harper, 1992), traduzem-se em cargas de $0,048 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de P em zonas florestadas, podendo ir até $0,720 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de P em florestas de zonas vulcânicas. A comparação destes valores com os obtidos neste trabalho permitem confirmar que as cargas de P afluentes à Lagoa do Fogo (Quadro 6.9 e Quadro 6.10) têm sido características de zonas florestais vulcânicas. Porém, em alguns casos, ocorreu um ligeiro aumento destas, o que explica a tendência registada para a mesotrofia desta massa de água.

Relativamente ao P_T particulado (Quadro 6.12) observa-se como seria espectável uma carga menor do que P_T , uma vez que é apenas uma fracção do mesmo. As cargas médias anuais encontram-se entre os $0,2$ e os $0,6 \text{ Kg.d}^{-1}$, correspondendo à menor e à maior carga afluente, respectivamente. A maior carga verificou-se no ano de 2005, e a menor em 2008, como seria espectável, uma vez que se verificou o mesmo para o P_T . O valor de carga afluente mais alto para o P_T particulado foi da ordem dos $0,8 \text{ Kg.d}^{-1}$ (Fevereiro 2003), sendo o mais baixo correspondente a $0,1 \text{ Kg.d}^{-1}$ (Maio de 2008). Tal como para o P_T , o ano de 2008, é o ano com as menores cargas afluentes registadas. Contudo, por análise dos valores médios anuais, o P_T particulado tem tido uma tendência para diminuir as suas entradas na massa de água, facto justificável pela diminuição da pluviosidade que se fez sentir nesses anos. Este facto não se verifica, no entanto, para o P_T , uma vez que este não apresenta uma tendência clara de crescimento/decrescimento, manifestando um comportamento variável.

A análise aos valores de nitratos (Quadro 6.13) indicam um aumento abrupto da carga afluente anual, passando de valores abaixo do limite de detecção do método, no período temporal de 2003 a 2008, exceptuando 2007, para cargas de 94 Kg.d^{-1} em média, em 2009. Verifica-se portanto, uma passagem de valores nulos de carga ou da ordem dos 17 Kg.d^{-1} , para valores entre os 26 a 143 Kg.d^{-1} . Este aumento poder-se-á dever a uma mobilização de NO_3^- , através da decomposição da biomassa com transformação em NO_3^- , ou como consequência da desflorestação que se faz sentir na bacia de drenagem. Destaca-se ainda, os picos ocorridos em Fevereiro de 2004 e 2005, em que ocorreu um aumento da carga afluente em NO_3^- que poderão ter sido causados por aumentos da pluviosidade.

Chama-se a atenção, para o facto das concentrações de nitratos na massa de água terem sido registadas, na maioria dos anos, abaixo do limite de detecção do método ($20 \mu\text{g.L}^{-1}$), pelo que, nestes anos, não foi possível determinar as cargas afluentes, apresentando as mesmas valores nulos (Quadro 6.13).

Quadro 6.12 – Cargas afluentes para o P_T particulado

	2003		2004		2005		2006		2008		2009	
Parâmetros	[P _T] particulado na lagoa	Carga de P _T particulado afluente	[P _T] particulado na lagoa	Carga de P _T particulado afluente	[P _T] particulado na lagoa	Carga de P _T particulado afluente	[P _T] particulado na lagoa	Carga de P _T particulado afluente	[P _T] particulado na lagoa	Carga de P _T particulado afluente	[P _T] particulado na lagoa	Carga de P _T particulado afluente
Meses	(µg.L ⁻¹)	(kg.d ⁻¹)										
Outubro	4	0,245	7	0,505	7	0,519	7	0,481	3	0,201	6	0,438
Novembro	6	0,397	7	0,513	5	0,346	8	0,537	3	0,191	7	0,501
Dezembro	6	0,557	8	0,560	6	0,427	8	0,597	4	0,258	5	0,392
Janeiro	10	0,687	8	0,575	7	0,483	9	0,624	4	0,309	4	0,261
Fevereiro	12	0,827	9	0,603	8	0,549	9	0,665	5	0,366	2	0,142
Março	10	0,703	8	0,524	9	0,592	10	0,679	4	0,283	3	0,181
Abril	9	0,592	7	0,456	10	0,637	7	0,460	3	0,208	3	0,219
Maio	8	0,470	6	0,378	11	0,654	4	0,245	2	0,133	4	0,245
Junho	8	0,453	7	0,407	13	0,780	5	0,272	3	0,171	4	0,241
Julho	7	0,415	7	0,415	15	0,859	5	0,283	4	0,198	4	0,226
Agosto	6	0,350	7	0,421	13	0,727	6	0,325	3	0,190	5	0,274
Setembro	5	0,300	7	0,455	10	0,628	6	0,392	3	0,194	6	0,345
Média		0,500		0,484		0,600		0,463		0,225		0,289

Quadro 6.13 – Cargas afluentes para o NO_3^-

	2003		2004		2005		2006		2008		2009	
Parâmetros	$[\text{NO}_3^-]$ na lagoa ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Carga de NO_3^- afluente (kg.d^{-1})	$[\text{NO}_3^-]$ na lagoa ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Carga de NO_3^- afluente (kg.d^{-1})	$[\text{NO}_3^-]$ na lagoa ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Carga de NO_3^- afluente (kg.d^{-1})	$[\text{NO}_3^-]$ na lagoa ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Carga de NO_3^- afluente (kg.d^{-1})	$[\text{NO}_3^-]$ na lagoa ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Carga de NO_3^- afluente (kg.d^{-1})	$[\text{NO}_3^-]$ na lagoa ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Carga de NO_3^- afluente (kg.d^{-1})
Meses												
Outubro	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	55	49,30
Novembro	0*	0**	33,33	29,93	6,67	5,99	0*	0**	0*	0**	30	26,94
Dezembro	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	73	65,69
Janeiro	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	116	104,49
Fevereiro	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	160	143,56
Março	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	147	131,10
Abril	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	133	118,82
Maiο	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	120	106,53
Junho	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	125	110,84
Julho	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	130	114,79
Agosto	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	105	92,84
Setembro	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	0*	0**	80	71,13
Média		0,00**		2,49***		0,50***		0,00**		0,00**		94,67

* valores nulos ou abaixo do limite de detecção do método ($20 \mu\text{g.L}^{-1}$)

** valores nulos ou da ordem dos 17 Kg.d^{-1} (carga afluente determinada para o limite de detecção do método)

*** média considerando nulas as cargas

6.6.4 Conclusões

Apesar do modelo de MC ser utilizado essencialmente para a determinação da qualidade de massas de água com base nas cargas afluentes, a sua aplicação inversa permitiu estimar a quantidade de nutrientes que tem estado a entrar na Lagoa do Fogo ao longo dos últimos anos.

Verifica-se que o modelo de MC permite, utilizando as concentrações na massa de água, fazer estimativas das cargas afluentes responsáveis pelo aumento da entrada de nutrientes na lagoa. Contudo, a frequência de amostragem de apenas alguns meses por ano, é insuficiente para caracterizar a dinâmica da lagoa, visto que estas amostragens são feitas com intervalos de tempo demasiado longos, sendo uma das limitações do estudo desenvolvido. No entanto, os resultados obtidos são indicativos da existência de cargas afluentes preocupantes, nomeadamente de P_T , encontrando-se a lagoa, segundo Vollenweider, não em risco de eutrofização, mas muito acima dos valores permissíveis.

As cargas de fósforo estimadas apresentam ainda, em alguns casos, valores superiores às descritas como características de florestas vulcânicas, pelo que, não havendo quaisquer fontes de poluição de origem urbana ou industrial na bacia hidrográfica, seria interessante perceber o motivo deste aumento nas afluições de fósforo a esta lagoa. Porém, estas encontram-se na sua maioria no limite de referência para florestas em solos vulcânicos. É por isso necessário tomar medidas no sentido de reduzir as cargas afluentes se se pretender desacelerar o processo de eutrofização e proteger a massa de água.

Uma causa subjacente ao aumento de fósforo no solo, o qual é transportado no escoamento de superfície, poderá dever-se aos excrementos libertados pelas colónias de aves que nidificam na bacia hidrográfica, uma vez que a pressão decorrente da actividade de pastorícia já ali não se verifica. Se assim for, as cargas estimadas podem ser por isso associadas a uma poluição difusa, atribuída maioritariamente às aves que por ali nidificam e colonizam.

Apesar das limitações encontradas à aplicação do modelo, como conclusão, pode-se afirmar que os resultados obtidos foram satisfatórios e indicativos, pelo menos numa primeira abordagem, das cargas afluentes responsáveis pelo estado tendencialmente mesotrófico da Lagoa do Fogo.

6.7 CENÁRIOS ESTUDADOS

6.7.1 *Enquadramento*

Uma vez que a concentração de P_T na Lagoa do Fogo, se encontra em níveis com tendência para a mesotrofia, decidiu-se avaliar, não o efeito da diminuição das cargas afluentes, uma vez que a lagoa não se encontra num estado trófico preocupante, mas sim qual o aumento necessário das cargas afluentes, que provocariam uma alteração da qualidade da massa de água da Lagoa do Fogo. Embora não seja possível fazer estimativas com grande certeza, será possível retirar algumas conclusões sobre a tendência de evolução da lagoa.

A criação de cenários neste contexto, teve o intuito de determinar quais as cargas necessárias para alterar o estado trófico da lagoa, de forma a se poder controlar e tomar medidas preventivas, no sentido da massa de água em estudo não atingir os limites de passagem a um estado de eutrofia. Assim, apesar dos riscos inerentes a este tipo de análise, aplicou-se o modelo para alguns cenários, de forma a avaliar o impacto provocado na lagoa.

Apesar do problema da eutrofização estar directamente relacionado com as concentrações de azoto e fósforo, a consideração de cenários neste estudo visa analisar, apenas, os efeitos de um hipotético aumento de fósforo nos afluentes. Para determinar o incremento necessário, à alteração do estado trófico da lagoa, a utilizar nos cenários propostos, foram realizadas várias simulações.

6.7.2 *Resultados e discussão*

Inicialmente, para determinar a carga necessária à alteração do estado trófico da massa de água, admitiram-se incrementos de carga afluente de 10%, 30% e 50% (Apêndice VII). Com base na interpretação gráfica que se obteve, seleccionaram-se os incrementos ilustrativos da passagem de um estado trófico para o outro, calculando-se os valores dos limites máximos para os quais se deve realizar medidas preventivas que permitam melhorar a qualidade da massa de água da lagoa em estudo. De acordo com esses limites, criaram-se cenários que permitem visualizar como o aumento da carga afluente, influencia a qualidade da massa de água da lagoa, e como esta evoluirá.

Os cenários propostos são:

- Cenário 1: aumento da carga afluente de P_T em 30%
- Cenário 2: aumento da carga afluente de P_T em 120%

- Cenário 3: aumento da carga afluyente de P_T em 200%

- Cenário 4: aumento da carga afluyente de P_T em 250%

Como forma de visualização, em apêndice, encontram-se as variações do estado trófico da lagoa para outros aumentos de carga afluyente de P_T (Apêndice VIII). Todos os cenários de aumento de carga afluyente de P_T propostos para a Lagoa do Fogo são superiores ao limite indicativo de risco de eutrofização de Vollenweider (Quadro 6.11). As figuras seguintes são ilustrativas da deterioração da qualidade da massa de água, de acordo com os cenários propostos.

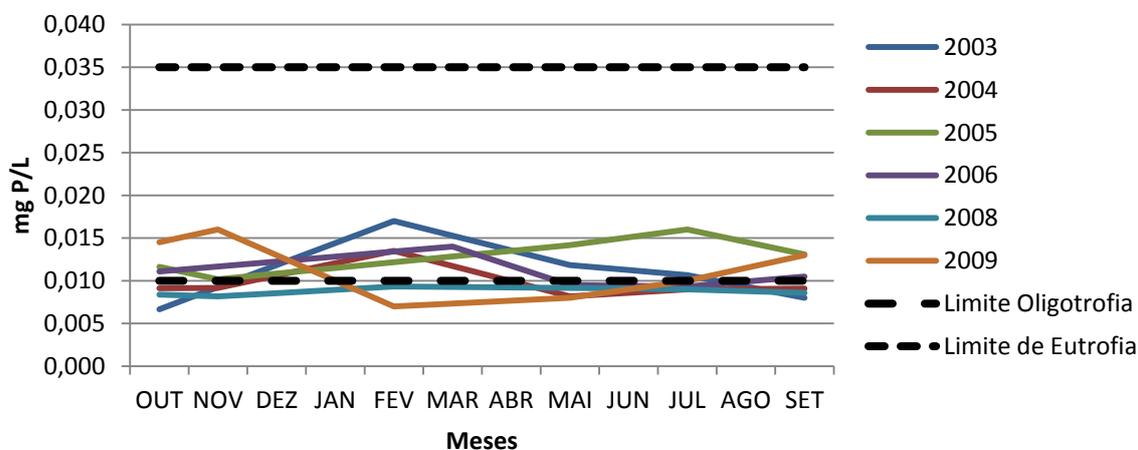


Figura 6.24 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo sem aumento da carga de P_T afluyente

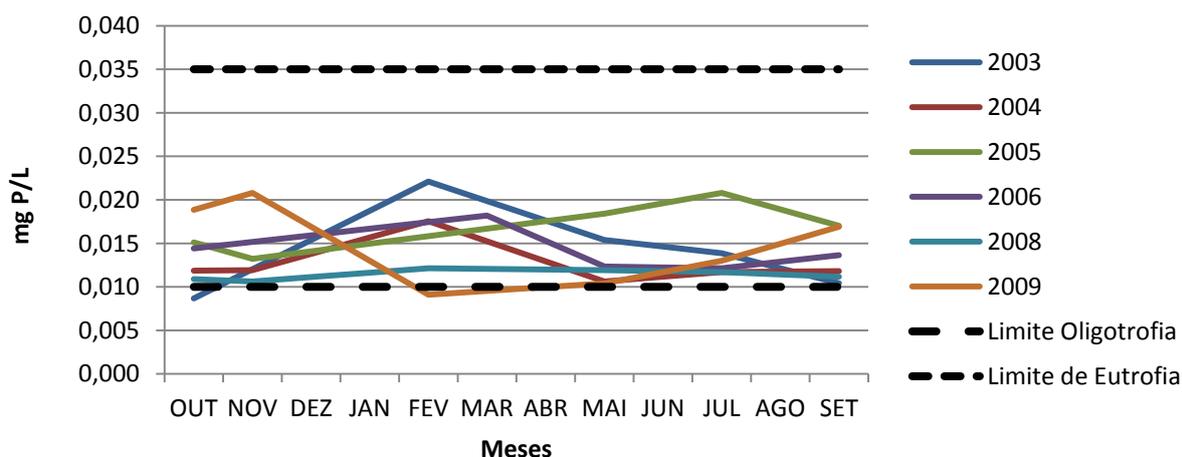


Figura 6.25 – Cenário 1

CASO DE ESTUDO: LAGOA DO FOGO

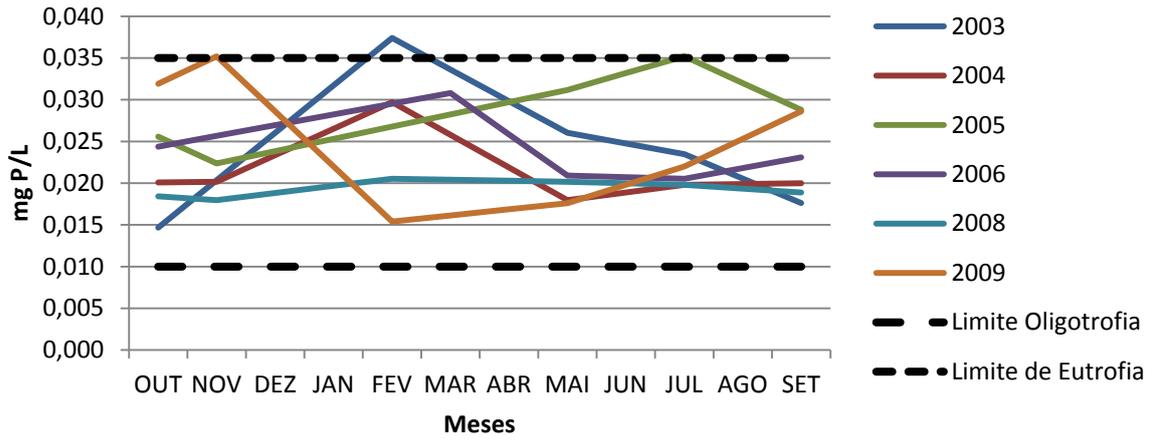


Figura 6.26 – Cenário 2

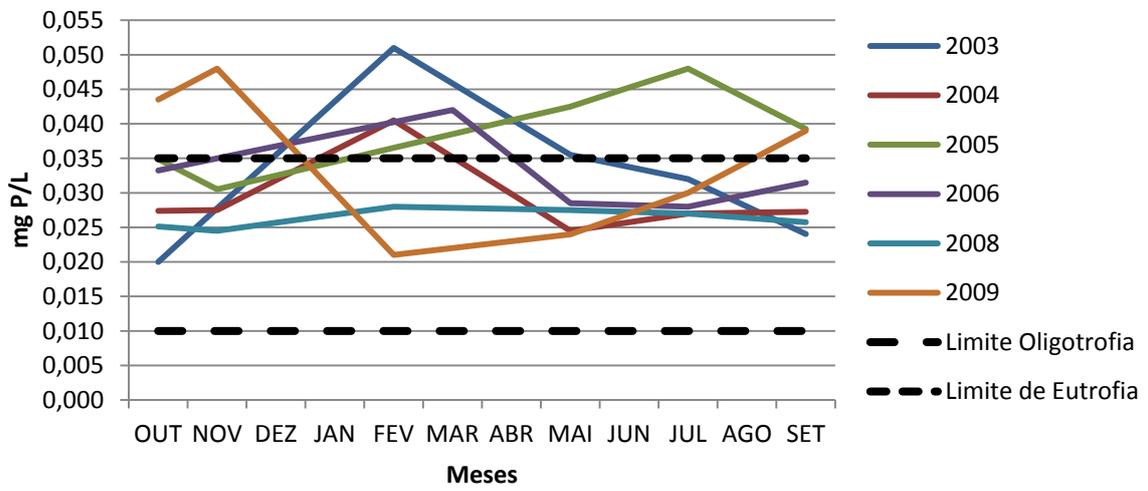


Figura 6.27 – Cenário 3

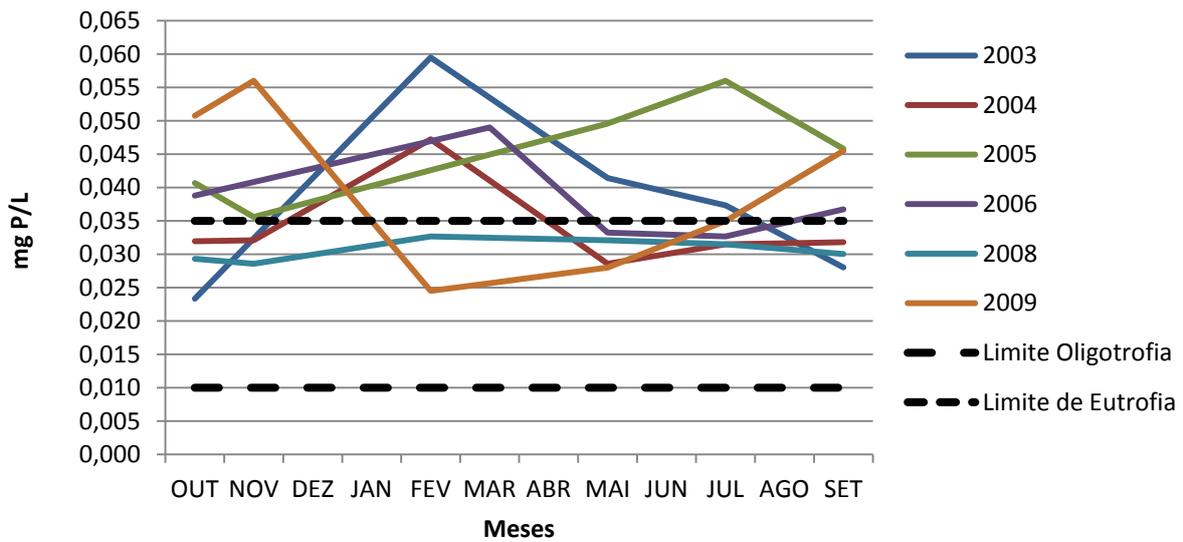


Figura 6.28 – Cenário 4

Como é possível visualizar, através da análise das Figura 6.24 à Figura 6.28, o estado trófico da lagoa vai-se degradando de acordo com o aumento das cargas que a ela afluem, como seria de esperar. Os cenários apresentados ilustram a passagem de um estado de oligotrofia, com tendência para a mesotrofia, como verificado na Figura 6.24, para um estado completo de mesotrofia no cenário 1 (Figura 6.25), com um incremento de apenas 30% da carga de P_T afluyente.

Com um aumento de 1,2 vezes da carga afluyente, no cenário 2, verifica-se uma primeira ocorrência de um estado eutrófico para os anos de 2003, 2005 e 2009 (Figura 6.26), ao que sucede, no cenário 3, uma tendência para a passagem de um estado de mesotrofia para a eutrofia, com o aumento de duas vezes da carga de P_T afluyente, exceptuando 2008, que se encontra num estado mesotrófico total (Figura 6.27).

No cenário 4, verifica-se uma deterioração da qualidade da massa de água da Lagoa do Fogo, encontrando-se esta na maior parte do ano, como ilustra a Figura 6.28, num estado de eutrofia. No entanto, neste cenário destaca-se o ano de 2005, em que já ocorre um estado total de eutrofia. Destaque ainda, para o ano de 2008, que se mantém num estado anual de mesotrofia. Por este facto, chama-se a atenção, para a necessidade de cargas mais elevadas para a alteração completa do estado trófico da massa de água da lagoa, de mesotrofia para eutrofia nos outros anos em estudo.

6.7.3 Conclusões

O desenvolvimento dos cenários de simulação permitiu avaliar a resposta do sistema face ao incremento do nutriente P_T . Como seria espectável, o aumento das cargas afluentes de P_T na massa de água provocam uma deterioração da qualidade da massa de água da lagoa. Contudo, a aplicação destes cenários permitiu determinar quais os limites de carga afluentes que são críticos para o estado da lagoa e que podem modificar o estado da qualidade da água, assim como, alterar o seu comportamento e características físicas, químicas e biológicas.

Com a aplicação destes cenários será possível, através da monitorização das cargas afluentes de P_T , aplicar medidas que permitam controlar o aumento das cargas afluentes, assim como, determinar as causas desses aumentos.

7 ESTRATÉGIA

7.1 ENQUADRAMENTO

As estratégias a adoptar no controlo e combate à eutrofização, devem ser definidas de acordo com as características específicas de cada lagoa. É extremamente importante a determinação do estado trófico de uma lagoa antes de se implementar quaisquer medidas correctivas.

Nesta perspectiva, para a aplicação de medidas de recuperação da Lagoa do Fogo, teve-se em consideração os teores de nutrientes afluentes à massa de água, bem como a radiação solar, a temperatura e a própria morfologia da bacia hidrográfica, os quais têm um papel importante no eventual processo de degradação da massa de água.

Uma vez que uma única metodologia, não é globalmente ajustável a todas as massas de água, define-se de seguida a estratégia a aplicar na Lagoa do Fogo.

7.2 ESTRATÉGIA A APLICAR

O estudo desenvolvido, permitiu definir quais as estratégias mais eficazes, ao nível das medidas de controlo das aflúncias de fósforo total, que permitem melhorar, e sobretudo evitar a deterioração, da qualidade da água da Lagoa do Fogo.

Visto a Lagoa do Fogo, não se encontrar num estado de degradação muito avançado, a estratégia a adoptar não incide sobre medidas de remediação, mas sim num plano de prevenção.

De forma a impedir a degradação do estado trófico da Lagoa do Fogo, aconselha-se a aplicação de medidas de gestão e monitorização. Salienta-se, a importância da aplicação de medidas de controlo das aflúncias geradas na bacia hidrográfica, que drenam para a lagoa, de forma a reduzir a aflúncia da carga de nutrientes à massa de água, as quais influenciam de diversas formas a recuperação deste sistema. Esta medida pretende garantir que a carga afluente à massa de água não ultrapasse os limites para além dos quais, de acordo com a análise desenvolvida, poderá ocorrer uma alteração do respectivo estado trófico.

A principal medida preventiva a contemplar na Lagoa do Fogo seria, por isso, a redução da entrada de fósforo através do controlo do uso e ocupação do solo.

Também a aplicação de um posto de monitorização nas águas das ribeiras afluentes, permitiria quantificar as cargas de nutrientes afluentes à lagoa, em especial o P_T . Com o controlo deste nutriente em especial, e com base nos cenários efectuados, seria mais fácil prever a evolução do estado trófico da lagoa. A quantificação destas cargas permitiriam verificar, em tempo real, a ocorrência de acréscimos e determinar quais as causas mais prováveis para o seu aparecimento. Desta forma, actuar-se-ia na origem do problema, efectuando posteriormente uma abordagem mais abrangente ao nível da bacia de drenagem.

O controlo das fontes poluidoras sejam elas pontuais ou difusas, deveriam pois ser concordantes com a legislação em vigor. Contudo, e uma vez que as cargas afluentes a esta lagoa são originárias de escoamentos florestais, e as escarpas onde estas se encontram são muito íngremes, a principal solução para as minimizar seria reflorestar as zonas desbastadas, de forma a diminuir a erosão do solo, uma vez que a cobertura do solo é fundamental para a preservação dos recursos hídricos.

Uma outra solução a equacionar, seria a correcção do perfil de cursos de água com carácter torrencial, pela construção de açudes, como sugerido por Pires (1997) em Filipe (1999) para a Lagoa das Furnas. Estes devem contudo, ser realizados segundo as curvas de nível, com o objectivo de minimizar o escoamento superficial e a consequente perda de solo.

Dever-se-á também, manter o estatuto de protecção da Reserva Natural da Lagoa do Fogo, de modo a preservar o valor paisagístico do local, bem como manter a proibição a nível das descargas de efluentes urbanos ou agro-industriais. Desta forma, estar-se-ia a evitar uma situação que poderia conduzir à rápida deterioração desta massa de água. Num plano mais preventivo, dever-se-á ainda promover medidas de ordenamento da bacia hidrográfica onde se insere a lagoa.

Com estas medidas, deverá ser garantida a manutenção ou restabelecimento da qualidade do sistema hídrico, principalmente no que toca aos teores de fósforo total, os quais devem ser mantidos abaixo de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ de P evitando assim o favorecimento de *blooms*.

Destaca-se ainda o controlo do azoto. Apesar de não ter sido possível determinar as suas cargas afluentes, e visto que se encontra em quantidades virtualmente ilimitadas a partir da atmosfera, é de difícil controlo. No entanto, este é o nutriente limitante deste sistema, pelo que se deve prestar máxima atenção à sua evolução.

Evidencia-se o Plano de Ordenamento da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Fogo, o qual se encontra em desenvolvimento, como uma mais valia para a avaliação e alteração do ordenamento da bacia de drenagem, e como medida de prevenção do estado trófico da lagoa.

A um nível local, poder-se-ia ainda realizar campanhas de sensibilização, com vista a informar a população, visto esta lagoa ser uma área de grande interesse turístico.

Contudo, a estratégia a aplicar incide essencialmente na redução das entradas de nutrientes, impondo padrões de base, prevenindo desta forma a eutrofização da massa de água.

8 CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES FUTURAS

8.1 CONCLUSÕES FINAIS

O estudo realizado permitiu retirar inúmeras conclusões, as quais foram sendo apresentadas ao longo do Capítulo 6 e que aqui se sumarizam. No entanto, estas não devem ser consideradas fora do contexto em que foram obtidas.

Assim, tendo como base a caracterização trófica, os resultados obtidos vieram confirmar a ocorrência de um estado de oligotrofia com tendência para a mesotrofia, pelo que, de acordo com a classificação do INAG, se conclui que a lagoa se encontra num estado de mesotrofia. Este estado deve ser encarado como resultado da pressão decorrente da pastorícia que ali ocorreu e, sobretudo, da numerosa colónia de aves que aí reside e nidifica. Esta situação deve por isso, ser deviadamente monitorizada para permitir, se necessário, uma intervenção atempada.

As mudanças que se encontram a decorrer devido ao enriquecimento da massa de água, poderão inicialmente parecer benéficas (desenvolvimento de plâncton, aumento da população de peixes), contudo, o crescimento excessivo das espécies vegetais rapidamente se poderá transformar num problema sério de qualidade da água. Os primeiros sinais de tal ocorrência serão a diminuição da transparência da água, a proliferação de plantas aquáticas, flutuações nas concentrações de OD, que poderão ter consequências na vida aquática, e em estados mais avançados de eutrofização, a proliferação de algas tóxicas.

O fósforo é o nutriente que mais contribui para o estado trófico da lagoa, tendo levado a um desequilíbrio do ecossistema em estudo, daí que se defina que as cargas afluentes são a principal causa/explicação para que a Lagoa do Fogo apresente um estado tendencialmente mesotrófico. Os principais factores responsáveis pelo aumento das concentrações de fósforo na Lagoa do Fogo, são as fortes precipitações que por vezes ocorrem naquela zona, causadoras de valores importantes de escoamento superficial, que provocam uma elevada erosão do solo. Conclui-se, deste modo, que este sistema hídrico é muito dependente das condições climatológicas, como seria de esperar, face às suas características específicas, de entre as quais se destacam o facto de estar inserido numa bacia endorreica de pequena dimensão.

Relativamente às diversas formas de azoto e fósforo, pode-se concluir que o fósforo é quase sempre veiculo no escoamento de superfície na forma particulada, contudo o fósforo total particulado que se encontra na massa de água é fósforo orgânico proveniente da biomassa fitoplanctónica. O aumento da concentração do fósforo solúvel, por sua vez, é derivado da decomposição da matéria orgânica,

tanto proveniente da senescência da biomassa algal, como oriunda da bacia hidrográfica. Já para o azoto constata-se uma estabilização das concentrações, exceptuando os períodos de esgotamento deste nutriente devido ao desenvolvimento fitoplanctónico.

Regista-se, em geral, uma limitação do nutriente azoto, em virtude da sobrecarga do fósforo que existe no sistema. Contudo, em 2009 esta limitação ocorreu relativamente ao fósforo por ter ocorrido um aumento da afluência de azoto de origem não esclarecida. Por este facto, não é possível afirmar inequivocamente que o azoto é sempre o nutriente limitante, sendo necessário um estudo alargado para verificar a tendência da lagoa, relativamente ao nutriente limitante.

Destaca-se, a importância da modelação matemática como instrumento de descrição de sistemas físicos. A sua importância como ferramenta de gestão é crucial para uma análise rápida e relativamente fácil, do sistema em estudo. A utilização do modelo matemático da qualidade da água, na Lagoa do Fogo representou um meio vantajoso para o seu estudo.

Como conclusão da aplicação do modelo de mistura completa, pode dizer-se que foi pela primeira vez, face à pesquisa bibliográfica realizada, aplicado um modelo de qualidade da água à Lagoa do Fogo. Este teve como objectivo obter uma ferramenta de ajuda à gestão da qualidade da água, em especial à determinação das cargas afluentes, principais responsáveis pela deterioração da qualidade da água da Lagoa do Fogo. Os resultados obtidos foram indicadores das cargas responsáveis pela tendência de evolução da lagoa, pelo que se julgam válidos para uma primeira abordagem.

Conclui-se, que os problemas associados à Lagoa do Fogo se devem à afluência de cargas de P_T a esta massa de água, e que apontam para valores muito acima do permissível, sendo em alguns casos, valores muito perto do risco de eutrofização. Estas cargas são também características de uma floresta vulcânica. A afluência destas cargas, de origem difusa, deverá ser o principal factor responsável pela degradação da qualidade da água da lagoa.

No arquipélago dos Açores, as lagoas são sujeitas a pressões constantes que potenciam processos de eutrofização com origem antropogénica, resultantes do impacte de actividades humanas sobre estes ecossistemas. A significativa superfície agrícola regional, a elevada concentração de bovinos e a aplicação exagerada de fertilizantes, determinam a importância das fontes de poluição difusa no arquipélago dos Açores (DROTRH/SRA *et al.*, 2001). Contudo, tal não se verifica na Lagoa do Fogo, pelo que se admite que as fontes de poluição difusa da lagoa são maioritariamente devidas à floresta de produção, aos matos e aos excrementos das colónias de aves características daquela bacia hidrográfica.

Visto a Lagoa do Fogo não apresentar uma significativa influência de actividades humanas, de acordo com a DQA pode-se admitir que a lagoa possui uma boa/razoável qualidade ecológica.

Estes resultados foram ainda indicadores da dependência da lagoa com a sua bacia hidrográfica, pelo que a monitorização deverá incidir não só na lagoa, como ocorre actualmente, mas também ao nível da sua bacia de drenagem, como referido no capítulo da estratégia.

Os resultados do estudo desenvolvido, permitiram ainda verificar a potencialidade da utilização de ferramentas de engenharia, como contribuição para uma gestão da qualidade da água mais adequada. Ainda assim, tornou-se evidente a necessidade de obter novos conjuntos de dados, mais completos, para se poder proceder à verificação da validade dos resultados.

Destaque final para a necessidade de obter uma base de dados de qualidade, não só relativa aos parâmetros de qualidade de água, como também de dados meteorológicos e hidrológicos, com os quais se possa efectuar uma simulação mais realista.

Como se verificou, este caso de estudo teve inúmeros problemas com a escassez de dados, uma vez que estes não foram obtidos numa perspectiva de utilização de modelos matemáticos. Destaca-se a falta de uma caracterização detalhada dos caudais afluentes, bem como de um estudo detalhado da batimetria da lagoa. Identificou-se uma indisponibilidade de dados hidrométricos relativos à Lagoa do Fogo, que impossibilitaram a correcta caracterização do escoamento superficial afluente à lagoa, como ainda uma insuficiência de dados de evaporação.

A aplicação deste modelo possibilitou ainda a comparação de diferentes cenários, onde se verificou a importância de um controlo das afluências de fósforo à lagoa, como forma de evitar uma deterioração da qualidade da massa de água, bem como a necessidade de uma monitorização. O modelo, permitiu assim a identificação das melhores soluções para a resolução do problema encontrado.

Conclui-se, que a aplicação de modelos matemáticos a sistemas lacustres constitui uma mais valia para a gestão deste tipo de ecossistemas, sendo uma contribuição fundamental para a sua recuperação. É por isso inquestionável a eficiência de um sistema de gestão da Lagoa do Fogo, assim que existir um conhecimento exaustivo do sistema, bem como uma maior capacidade de proceder a uma modelação matemática.

8.2 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

As necessidades de maior monitorização ficaram bem patentes e são uma condição indispensável para a aplicação, como trabalho futuro, de um modelo matemático que permita incorporar a estratificação térmica.

Recomenda-se também a aplicação de um modelo ecológico, uma vez que este permitirá, de acordo com as cargas afluentes de fósforo total estimadas no presente trabalho, realizar cenários de evolução do sistema. Desta forma, com base nas cargas “actuais”, seria possível estimar o tempo que o sistema aquático Lagoa do Fogo levaria a se deteriorar até ao ponto de eutrofia.

Sugere-se ainda a aplicação de outros modelos, que permitam a incorporação de outros processos, tais como a ressobilização do fósforo dos sedimentos, uma vez que permitirão obter um conjunto de informação mais detalhada e completa relativa à qualidade da água da lagoa. Contudo, modelos matemáticos de qualidade da água mais complexos requerem um maior número de dados de amostragem para se proceder à sua calibração e validação, bem como um conhecimento mais profundo do funcionamento do sistema. Deve por isso, ser dada uma atenção especial à inexistência de uma base de dados específica para a aplicação de modelos matemáticos de qualidade da água.

Seria desejável o estabelecimento de programas de monitorização hidrológicos e meteorológicos, uma vez que após a análise de dados efectuada no estudo hidrológico à Lagoa do Fogo, verificou-se que a informação relativa ao posto hidrométrico da Ribeira das Lombadas, indispensável na compreensão do comportamento do escoamento superficial afluente à lagoa, possui grandes deficiências de monitorização.

Propõe-se ainda a definição da curva característica de volumes armazenados da Lagoa do Fogo, através da realização de um levantamento batimétrico, para permitir que através da medição da cota da superfície livre da Lagoa seja possível conhecer o correspondente volume armazenado. Adicionalmente, seria útil que, para o posto hidrométrico da Ribeira das Lombadas, fosse definida a respectiva curva de vazão, sendo esse posto equipado com um limnígrafo no sentido de possibilitar a monitorização em contínuo dos caudais escoados.

Dever-se-á, ainda, estabelecer um programa de monitorização da evaporação, de forma a colmatar a falta de representatividade da rede e a insuficiente, ou deficiente, medição.

É também de interesse o acompanhar da evolução da qualidade da água através de campanhas de monitorização periódicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Açores, Governo., 2011. *Associação Geoparque Açores*. Site do Governo dos Açores, acedido em 22 de Agosto de 2011 em: <http://azoresgeopark.com/acoes/clima.php>

Boavida, M. J. L., 2001. *Problemas de Qualidade da Água: Eutrofização e Poluição*. *Biologias*, N.º 1, 1 de Janeiro de 2001, Lisboa. 9 pp.

CCDR-LVT, 2005. *Avaliação do Estado Trófico das Águas nas Albufeiras da região de Lisboa e Vale do Tejo*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional da Lisboa e Vale do Tejo (CCDR-LVT), Direcção de Serviços de Monitorização Ambiental, Divisão de Monitorização Ambiental – Divisão de Laboratórios, Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa. 44 pp.

CCDR-LVT, 2006. *Estudo sobre a Aplicabilidade do Índice do Estado Trófico de Carlson (1977) na região de Lisboa e Vale do Tejo*. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional da Lisboa e Vale do Tejo (CCDR-LVT), Instituto do Ambiente, Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa. 17 pp.

CE-QUAL-W2, s/d. *A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model*. Version 3.1. User Manual. U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC. 629 pp.

Chapman, D. (Ed.), 1996. *Water Quality Assessments*. 2nd Edition, UNESCO/WHO/UNEP, E & FN Spon, Chapman & Hall, London. 626 pp.

Coelho, P. M. H. S., 2009. *Modelação Matemática da Qualidade da Água em Sistemas Albufeira-Rio*. Dissertação de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 360 pp.

DCA/UA, RAA, 2004 - *Plano Sectorial da Rede Natura 2000 – Região Autónoma dos Açores*. Anexo III – Fichas de Caracterização dos SIC e ZPE da Região Autónoma dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores. Direcção Regional do Ambiente. 98 pp.

Diogo, P.A., 2008 – *Fontes de Fósforo Total e o Estado Trófico de Albufeiras em Portugal Continental*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 139 pp.

DRA, 2004. *Áreas Ambientais dos Açores*. 3ª Edição, Direcção Regional do Ambiente, Secretaria Regional do Ambiente, Açores. 15 pp.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

DROTRH, 2006. Imagens disponibilizadas pelo Técnico Hidrometrista da Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos, Secretaria Regional do Ambiente, Açores, Sr. José Gouveia.

DROTRH, 2009. Imagens disponibilizadas pelo Técnico Hidrometrista da Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos, Secretaria Regional do Ambiente, Açores, Sr. José Gouveia.

DROTRH/SRA & Instituto da Água/MAOT, 2001. *Plano Regional da Água – Relatório Técnico.* Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos/ Secretaria Regional do Ambiente, Instituto da Água/Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Região Autónoma dos Açores. 414 pp.

EPA, 1985. *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling.* Second Edition, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. 455 pp.

Filipe, R. M. G., 1999. *Modelação Matemática do Processo de Eutrofização em Lagoas.* Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 132 pp.

Harper, D., 1992. *Eutrophication of Freshwaters – Principals, Problems and Restoration.* Chapman & Hall, London. 327 pp.

IGP, 2005. *Atlas de Portugal.* Instituto Geográfico Português, Lisboa. 275 pp.

INMG, 1991. “*O Clima de Portugal*”, Fascículo XLIX, Volume 5 – 5ª Região. Normais Climatológicas dos Açores correspondentes a 1951-1980. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa. ISSN 0870-4767

Instituto da Água, 2006. *Implementação da Directiva Quadro da Água 2000-2005.* Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa. 12 pp.

LNEC, 1991^a. *Caracterização da Rede Hidrometeorológica da Ilha de S. Miguel (Açores) – Relatório 221/91 – NHHF.* Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica, Núcleo de Hidrologia e Hidráulica Fluvial. Secretaria Regional de Habitação e Obras Públicas dos Açores, Lisboa. 239 pp.

LNEC, 1991^b. *Plano para a Gestão dos Recursos Hídricos da Ilha de S. Miguel - Açores – Relatório 239/91 – GIAS.* Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica, Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas. Secretaria Regional de Habitação e Obras Públicas dos Açores, Lisboa. 86 pp.

LNEC, 1992. *Avaliação das Disponibilidades Hídricas da Ilha de S. Miguel (Açores) – Relatório 217/92 – NHHF.* Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica, Núcleo de Hidrologia e Hidráulica Fluvial. Secretaria Regional de Habitação e Obras Públicas, Lisboa. 123 pp.

Medeiros, D.; Cruz, J. V.; Malcata, A. & Mendes, S. C., 2006. *Monitorização da Qualidade da Água das Lagoas de São Miguel - Comparação de resultados entre 2001 e 2004.* Secretaria Regional do Ambiente e do Mar - Governo Regional dos Açores, Açores. 178 pp.

Mendes, B. & Oliveira, J. F. S., 2004. *Qualidade da Água para Consumo Humano.* Lidel, Lisboa. 626 pp.

Metcalf & Eddy, 1991. *WasteWater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse.* Third Edition, McGraw-Hill, New York. 1334 pp.

Monteiro, A. J., 2004. *Eutrofização.* Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura, Secção de Hidráulica e dos Recursos Hídricos e Ambientais, Qualidade da Água e Controlo da Poluição, Instituto Superior Técnico. 19 pp.

Oliveira, J. F.S.; Lapa, N. & Morais, J., 1999. *Eutrofização – “A flor da Água...”.* Comissão Sectorial para a Água, Conselho Nacional da Qualidade, Instituto Português da Qualidade, Caparica. 14 pp.

Odum, E. P., 2004. *Fundamentos de Ecologia.* 7ª Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 928 pp.

Pacheco, D. M.; Malcata, A.; Mendes, S. C.; Cruz, J. V. & Gaspar, J. L., 2010. *Monitorização da Qualidade da Água das Lagoas de São Miguel - Comparação de resultados entre 2004 e 2008.* Secretaria Regional do Ambiente e do Mar - Governo Regional dos Açores, Açores. 211 pp.

Rodrigues, A. P. N. C., 1992. *Modelação Matemática da Qualidade da Água em Albufeiras.* Dissertação de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 316 pp.

Santos, M. C. R.; Santana, F. J. P.; Rodrigues, A. M. F. & Sobral, P., 1991^a. *O Controlo da Eutrofização nas Lagoas de S. Miguel – Açores. Parte I – A Lagoa das Sete Cidades.* Relatório Técnico. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 136 pp.

Santos, M. C. R.; Santana, F. J. P.; Rodrigues, A. M. F. & Sobral, P., 1991^b. *O Controlo da Eutrofização nas Lagoas de S. Miguel – Açores. Parte III – A Lagoa do Fogo.* Relatório Técnico. Departamento de

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 59 pp.

Santos, M.C.R. & Santana, F.P., 2004. *Toxicidade de Cianobactérias nas Lagoas das Furnas e Sete-Cidades (Ilha de S. Miguel – Açores), Relatório de 2003.* DCEA/FCT/UNL, Lisboa.

Santos, M.C.R.; Santana, F.P. & Muelle, H., 2005. *Estudo da Evolução da Qualidade da Água, dos Desenvolvimentos de Cianobactérias e da Toxicidade Associada nas Lagoas das Furnas e Sete-Cidades (Ilha de S. Miguel – Açores), Relatório de 2004, Parte III – Lagoa do Fogo.* DCEA/FCT/UNL, Lisboa. 20 pp.

Santos, M.C.R.; Santana, F.P. & Muelle, H., 2007. *Monitorização do Estado de Qualidade da Água da Lagoa do Fogo (Ilha de S. Miguel – Açores), Relatório de 2005 e 2006.* DCEA/FCT/UNL, Lisboa. 26 pp.

Santos, M.C.R.; Santana, F.P. & Muelle, H., 2009. *Monitorização do Estado de Qualidade da Água da Lagoa do Fogo (Ilha de S. Miguel – Açores), Relatório de 2008.* DCEA/FCT/UNL, Lisboa. 35 pp.

Santos, M.C.R.; Muelle, H.; Correia, M.J. & Caldeira, M.L., 2010. *Estudo da Toxicidade Associada aos Desenvolvimentos de Cianobactérias nas Lagoas do Fogo, Congro, S. Brás, Canário, Empadadas, Sete Cidades e Furnas (Ilha de S. Miguel/AÇORES), Relatório de 2009.* DCEA/FCT/UNL, Lisboa. 64 pp.

Sawyer, C. N. & McCarty, P. L., 1978 – *Chemistry for Environmental Engineering.* Chemical Engineering Series. 3rd Edition. McGraw-Hill Book Company. 532 pp.

Silva, C. L. N. da, 2008. *Estudo da influência das concentrações de N e P sobre o desenvolvimento de cianobactérias em cultura mista.* Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 75 pp.

SNIRH, 2011. Base de Dados do *Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos.* Instituto da Água, IP. Consultado em: <http://snirh.pt>

Thomann, R.V. & Mueller, J.A., 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control.* Harper & Row Publishers, New York. 644 pp.

Von Sperling, M., 1996. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.* 2^a Edição, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuais; Vol. 1), Brasil. 243 pp.

Wetzel R. G., 1993. *Limnologia.* 2^a Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 919 pp.

Wu-Seng Lung., 2001. *Water Quality Modeling for Wasteload Allocations and TMDLs.* University of Virginia, John Wiley & Sons, New York. 333 pp.

LEGISLAÇÃO

Decreto-Lei nº 152/74, de 15 de Abril. *Diário da República nº 88/74 – I Série.* Ministério da Agricultura e do Comércio, Lisboa.

Decreto Regional nº 10/82/A, de 18 de Junho. *Diário da República nº 138/82 – I Série.* Assembleia Regional, Região Autónoma dos Açores.

Decreto-Lei nº 45/94, de 22 de Fevereiro. *Diário da República nº 44/94 – I Série A.* Ministério do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa.

Decreto-Lei nº 152/97, de 19 de Junho. *Diário da República nº 139/97 – I Série A.* Ministério do Ambiente, Lisboa.

Decreto-Lei nº 235/97, de 3 de Setembro. *Diário da República nº 203/97 – I Série A.* Ministério do Ambiente, Lisboa.

Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto. *Diário da República nº 176/98 – I Série A.* Ministério do Ambiente, Lisboa.

Decreto-Lei nº 348/98, de 9 de Novembro. *Diário da República nº 259/98 – I Série A.* Ministério do Ambiente, Lisboa.

Decreto-Lei nº 68/99, de 11 de Março. *Diário da República nº 59/99 – I Série A.* Ministério do Ambiente, Lisboa.

Decreto-Lei nº 149/2004, de 22 de Junho. *Diário da República nº 145/2004 – I Série A.* Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

Decreto-Lei nº 77/2006, de 30 de Março. *Diário da República n.º 64/2006 – I Série A.* Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa.

Directiva 91/271/CEE, de 21 de Maio. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias nº L 135.* Conselho Europeu, Bruxelas.

Directiva 91/676/CEE, de 12 de Dezembro. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias n.º L 375.* Conselho Europeu, Bruxelas.

Directiva 2000/60/CE, de 23 de Outubro. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias n.º L 327.* Parlamento Europeu, Bruxelas.

Lei nº 58/2005, de 29 de Dezembro. *Diário da República n.º 249/2005 – I Série A.* Assembleia da República, Lisboa.

APÊNDICES

APÊNDICE I

Quadro 0.1 – Dados do observatório meteorológico de Ponta Delgada (Normal Climatológica)

	Humidade Relativa do ar (%)			Insolação		Evaporação (mm)
	12h	18h	00h	Total (h)	Percentagem (%)	
Janeiro	82	81	86	93,6	31	55,3
Fevereiro	80	79	86	100,2	33	56,3
Março	78	79	86	125,6	34	62,7
Abril	77	76	85	143,1	36	64,2
Mai	76	75	86	178,7	40	67,2
Junho	77	76	88	172,1	39	61,9
Julho	75	75	88	208,4	46	68,4
Agosto	75	74	87	218,9	52	74,8
Setembro	76	76	87	181,8	49	72,4
Outubro	77	78	86	146,7	42	66,4
Novembro	78	80	85	104,3	34	59,4
Dezembro	81	81	86	92,1	31	57,0
Ano	78	78	86	1765,5	39	766,0

Nota: médias de 1951/1980

Fonte: INMG, 1991

APÊNDICE II

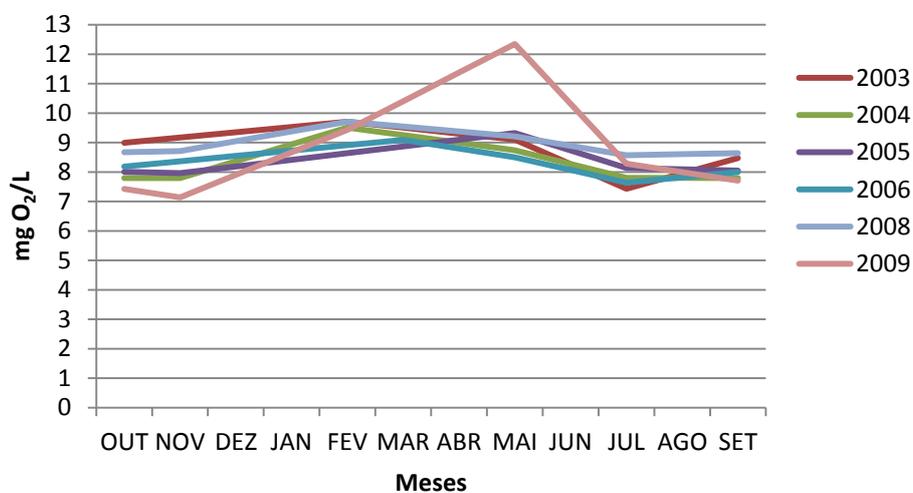


Figura 0.1 – Variação da concentração de OD ao longo do tempo

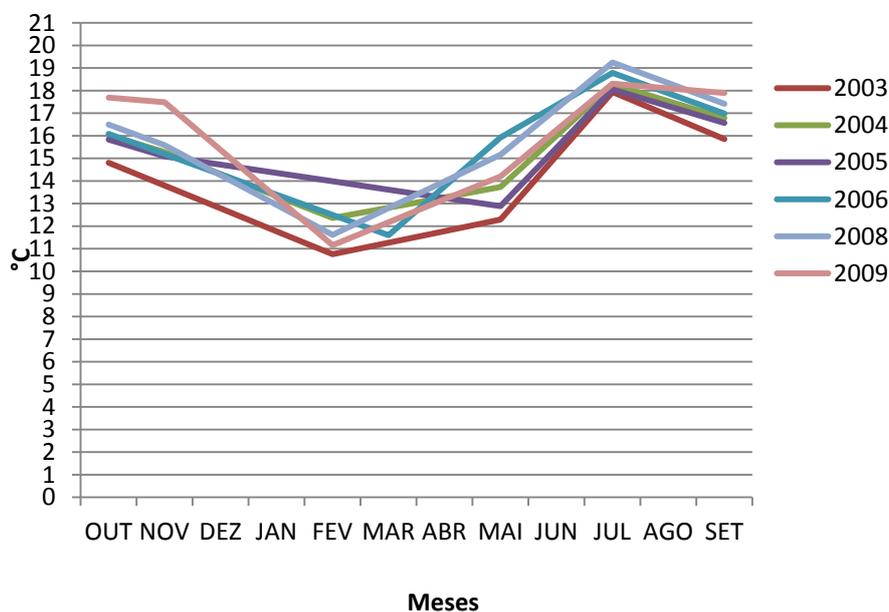


Figura 0.2 – Variação da temperatura ao longo do tempo

Quadro 0.2 – Conversão da saturação (100%) para solubilidade do OD

Temperatura (°C)	OD (mg/L)
0	14,6
1	14,2
2	13,8
3	13,5
4	13,1
5	12,8
6	12,5
7	12,2
8	11,9
9	11,6
10	11,3
11	11,1
12	10,8
13	10,6
14	10,4
15	10,2
16	10,0
17	9,7
18	9,5
19	9,4
20	9,2
21	9,0
22	8,8
23	8,7
24	8,5
25	8,4
26	8,2
27	8,1
28	7,9
29	7,8
30	7,6
31	7,5
32	7,4
33	7,3
34	7,2
35	7,1
36	7,0
37	6,9

Fonte: adaptado de Sawyer *et al.*, 1978

APÊNDICE III

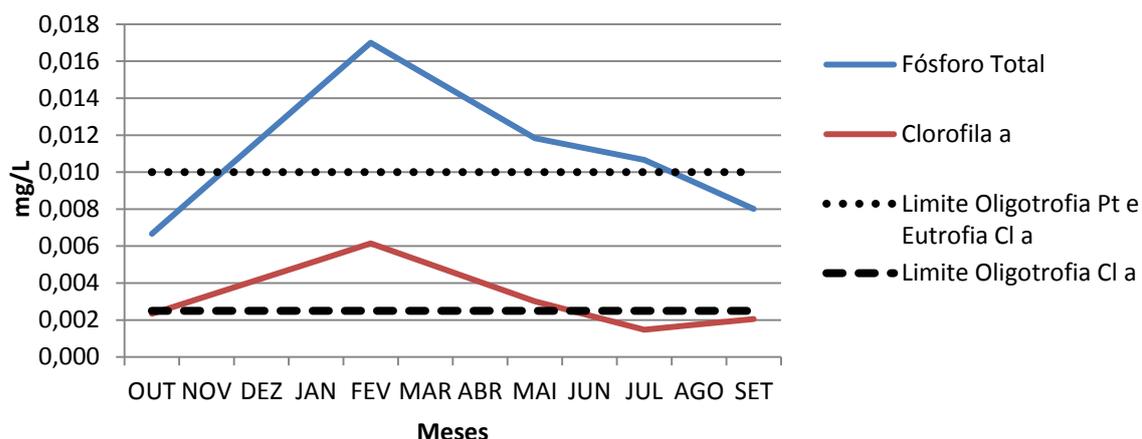


Figura 0.3 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila a para o ano de 2003 (Critério Nacional)

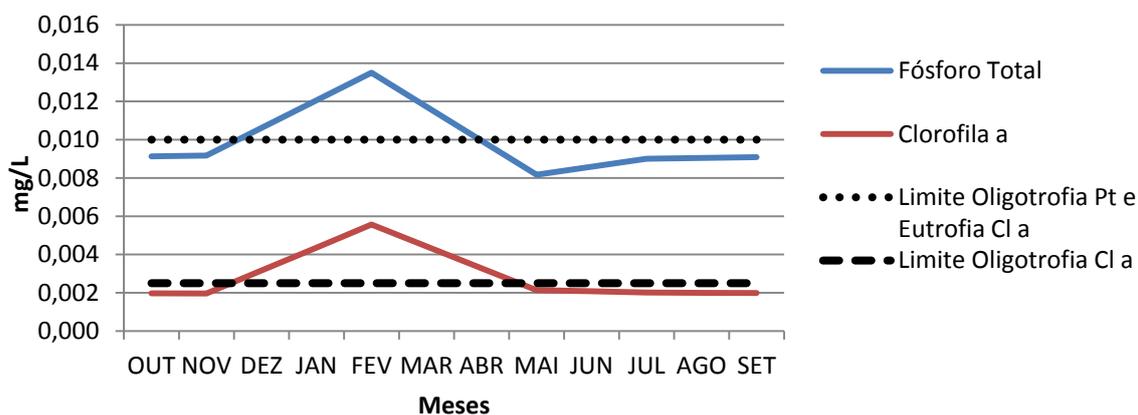


Figura 0.4 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila a para o ano de 2004 (Critério Nacional)

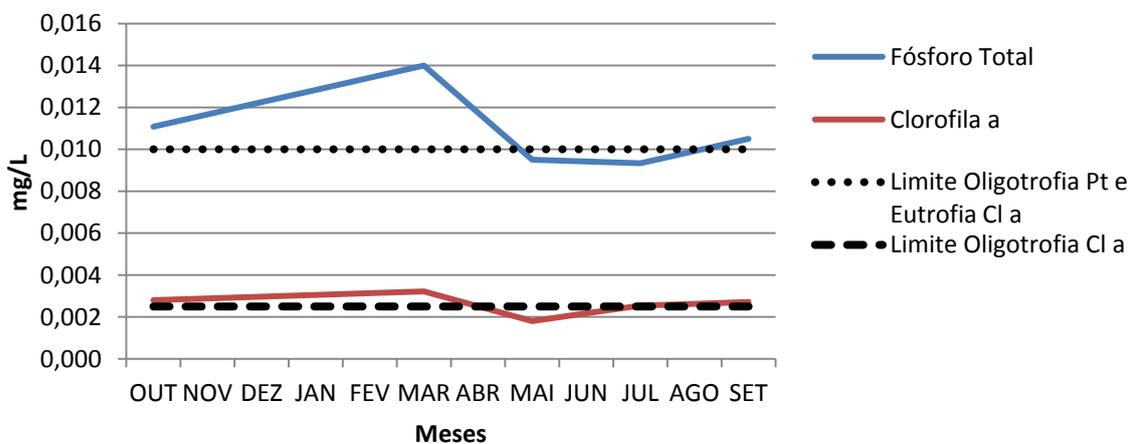


Figura 0.5 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila a para o ano de 2006 (Critério Nacional)

CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO DA LAGOA DO FOGO - S. MIGUEL, AÇORES -

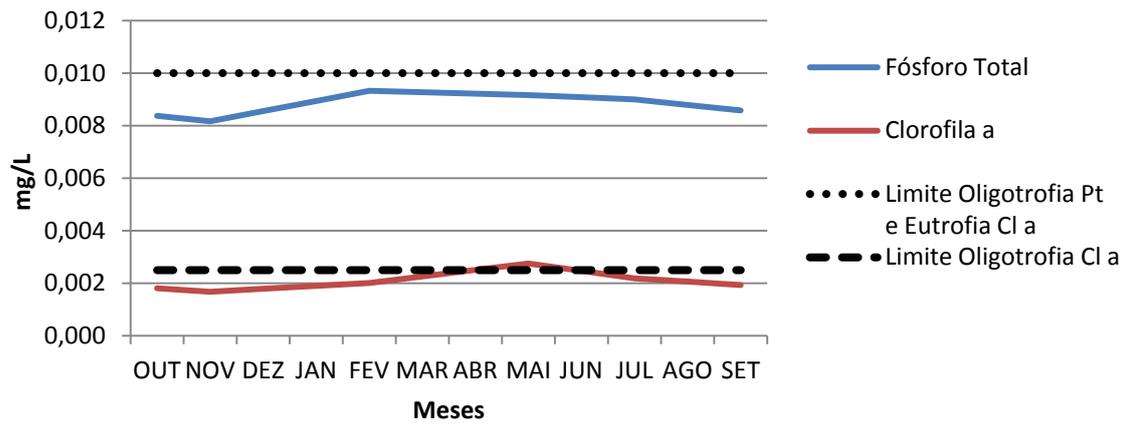


Figura 0.6 – Comparação entre o Fósforo Total e a Clorofila a para o ano de 2008 (Critério Nacional)

APÊNDICE IV

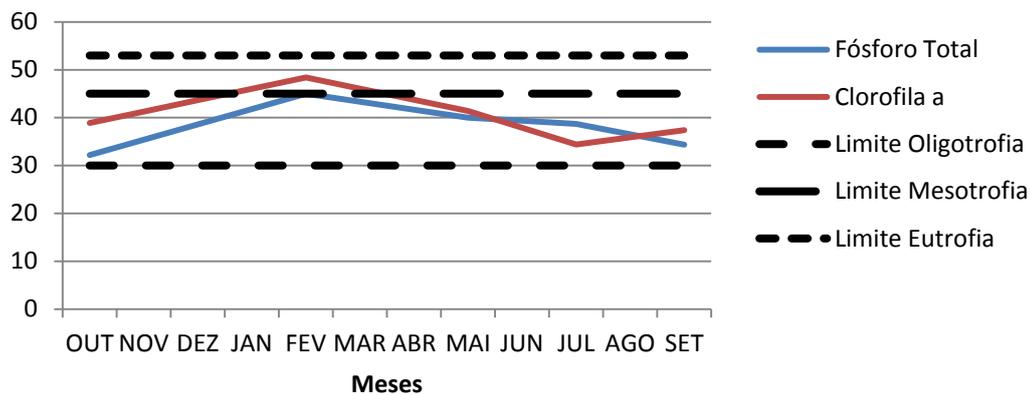


Figura 0.7 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2003

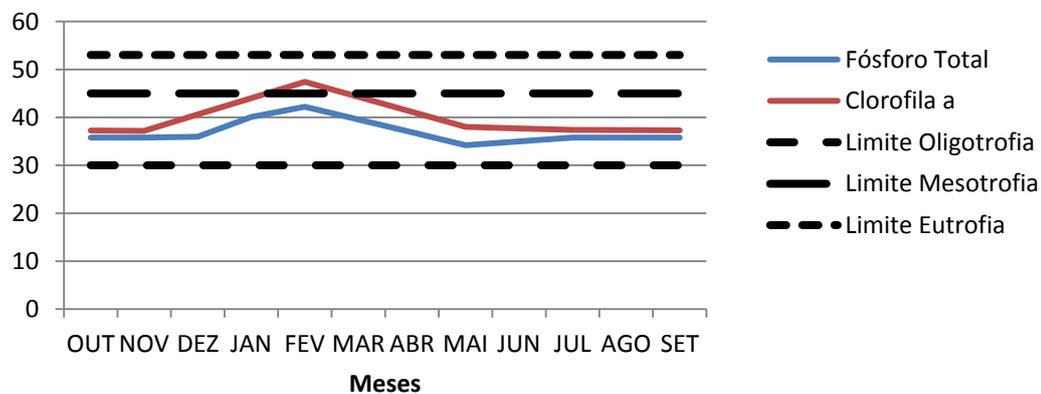


Figura 0.8 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2004

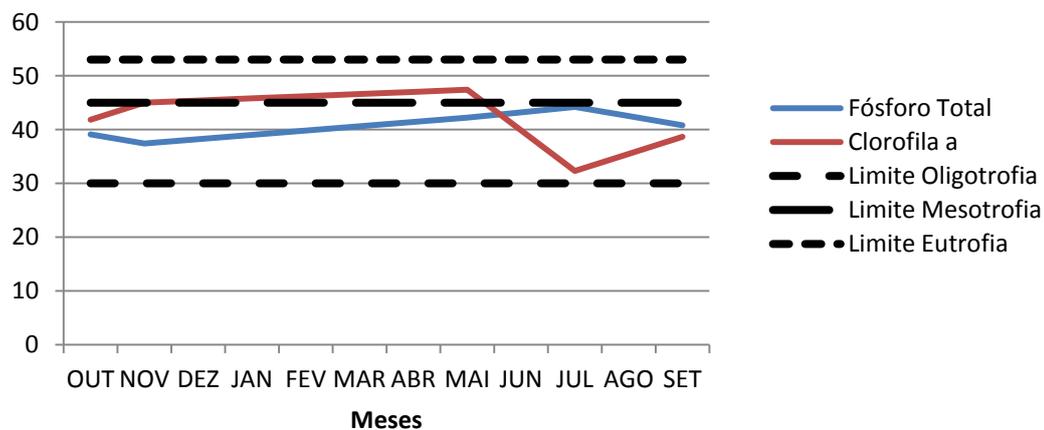


Figura 0.9 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila a para o ano de 2005

CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO DA LAGOA DO FOGO - S. MIGUEL, AÇORES -

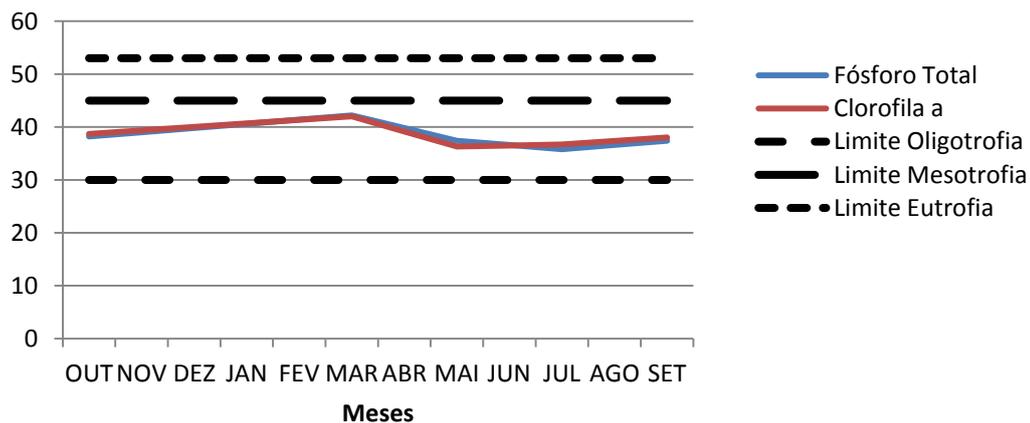


Figura 0.10 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila α para o ano de 2006

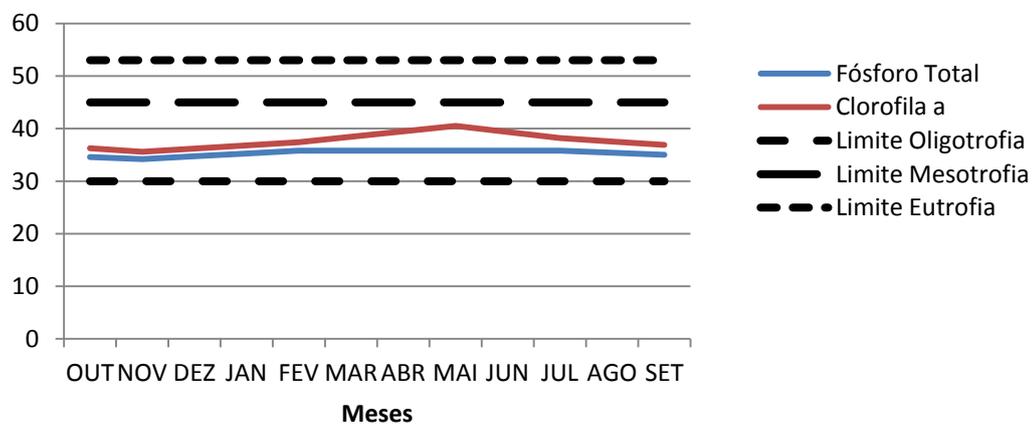


Figura 0.11 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila α para o ano de 2008

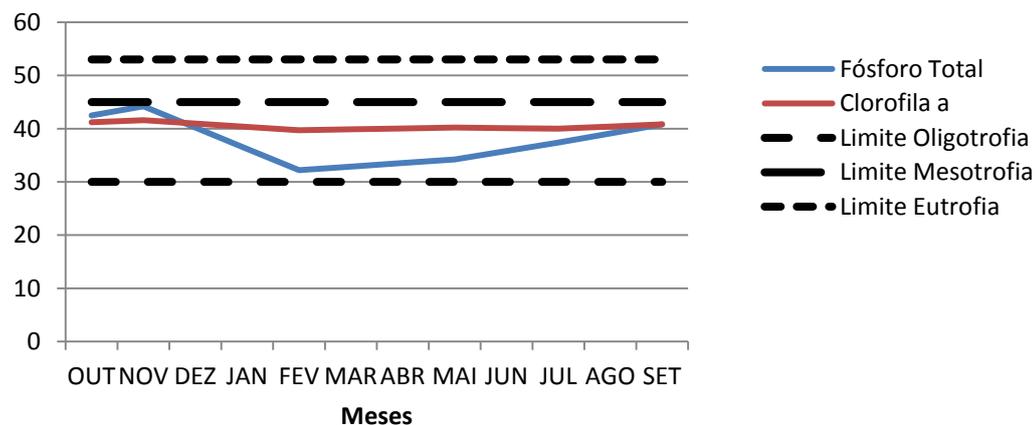


Figura 0.12 – Comparação entre os valores de TSI para o Fósforo Total e Clorofila α para o ano de 2009

APÊNDICE V

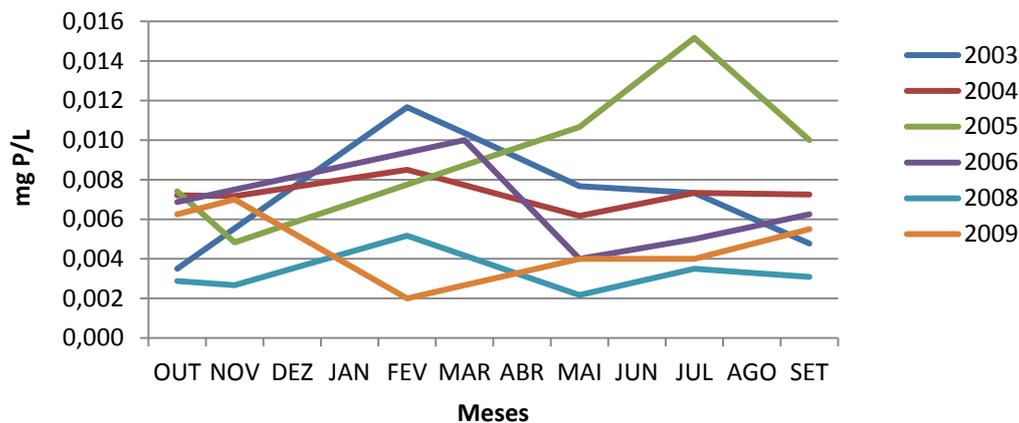


Figura 0.13 – Variação da concentração de fósforo total particulado ao longo do tempo

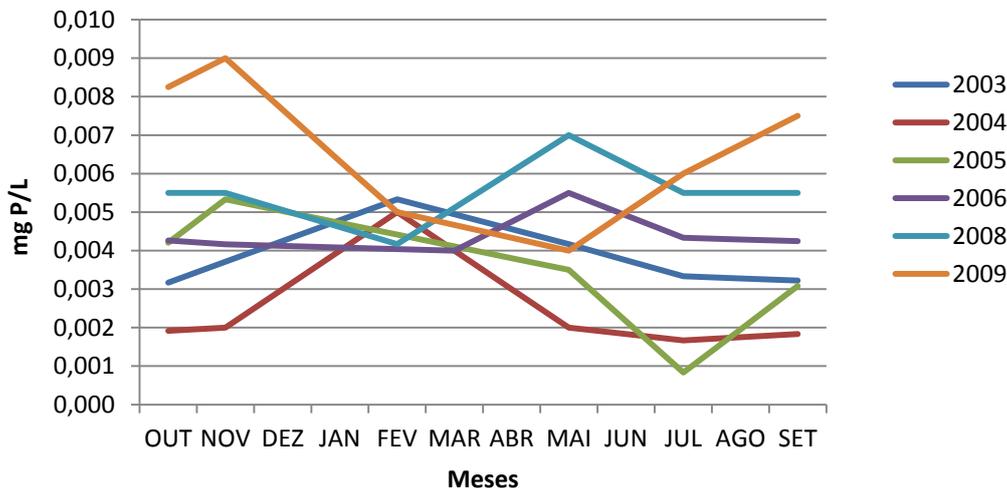


Figura 0.14 - Variação da concentração de fósforo total solúvel ao longo do tempo

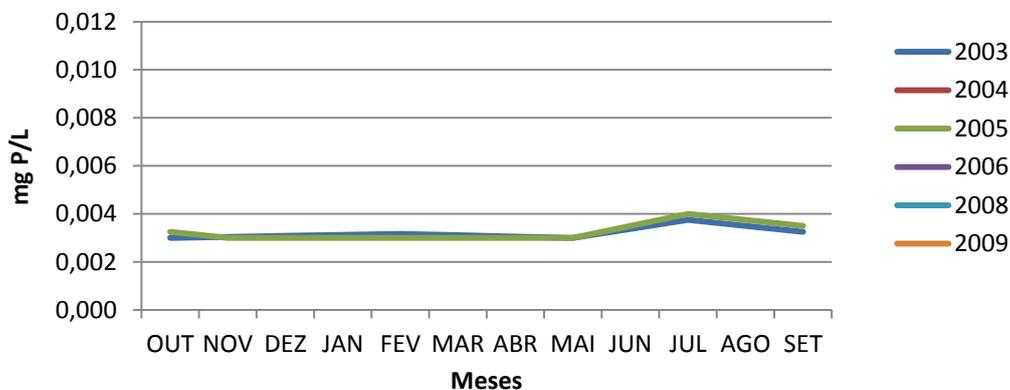


Figura 0.15 - Variação da concentração de ortofosfatos ao longo do tempo

APÊNDICE VI

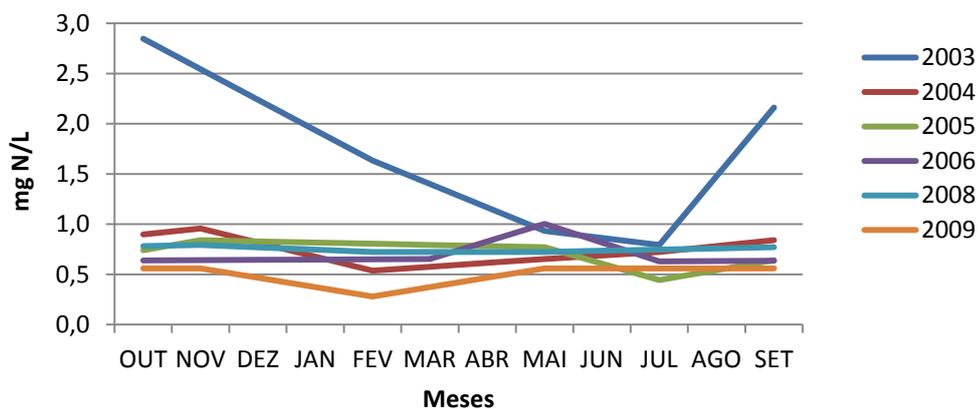


Figura 0.16 – Variação da concentração de azoto Kjeldhal ao longo do tempo

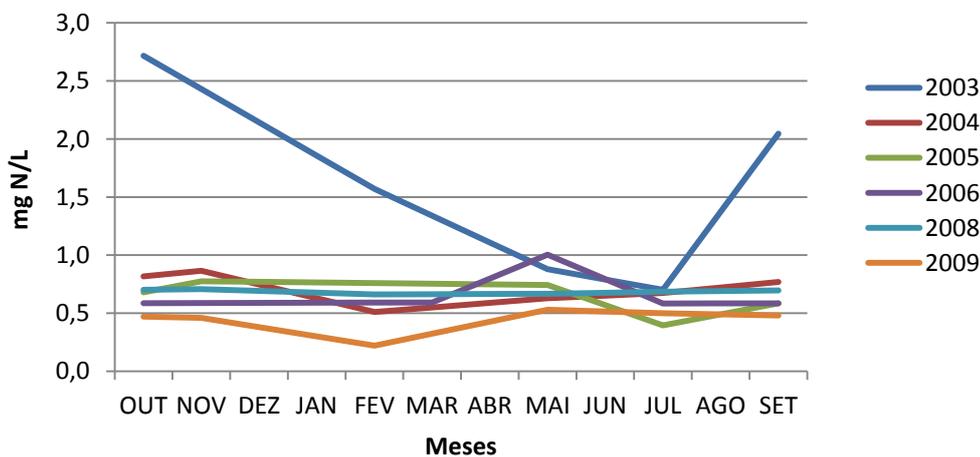


Figura 0.17 – Variação da concentração de azoto orgânico ao longo do tempo

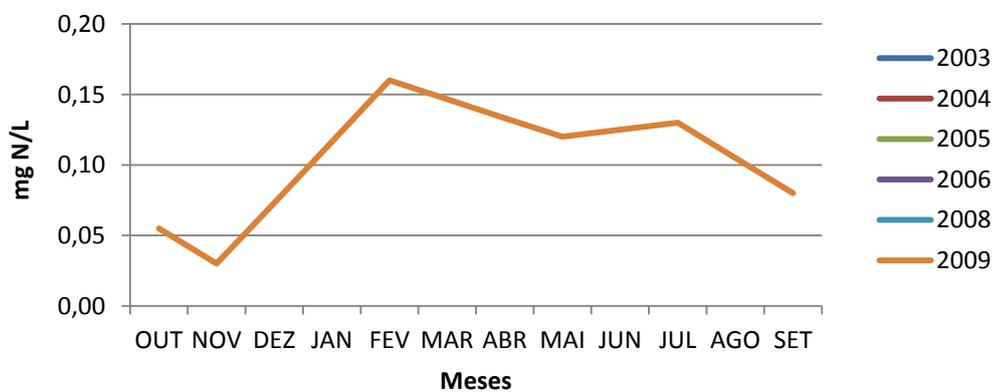


Figura 0.18 – Variação da concentração de nitratos ao longo do tempo

APÊNDICES

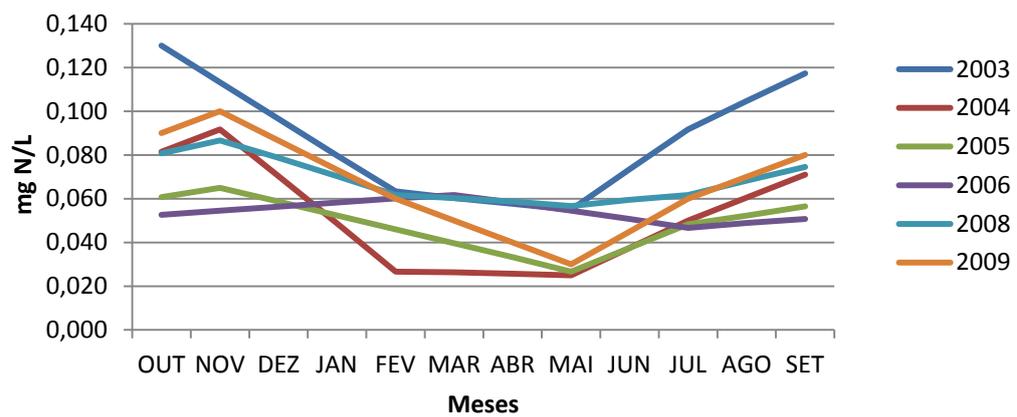


Figura 0.19 – Variação da concentração de azoto amoniacal ao longo do tempo

APÊNDICE VII

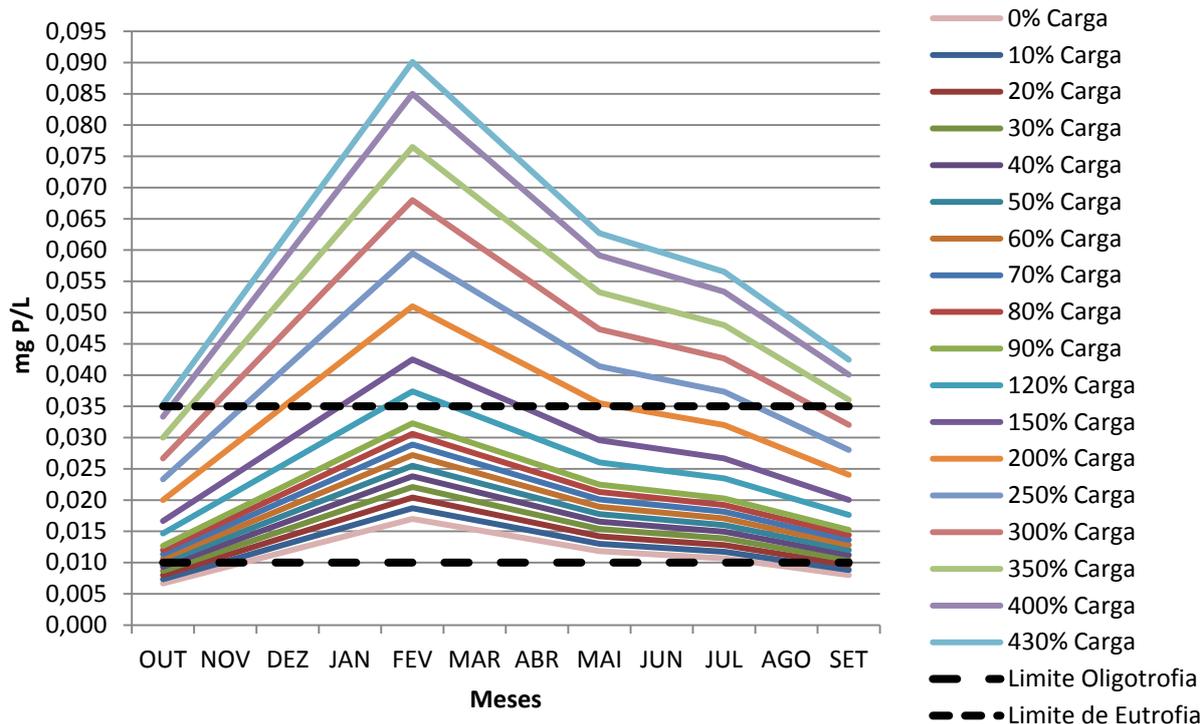


Figura 0.20 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluente no ano de 2003

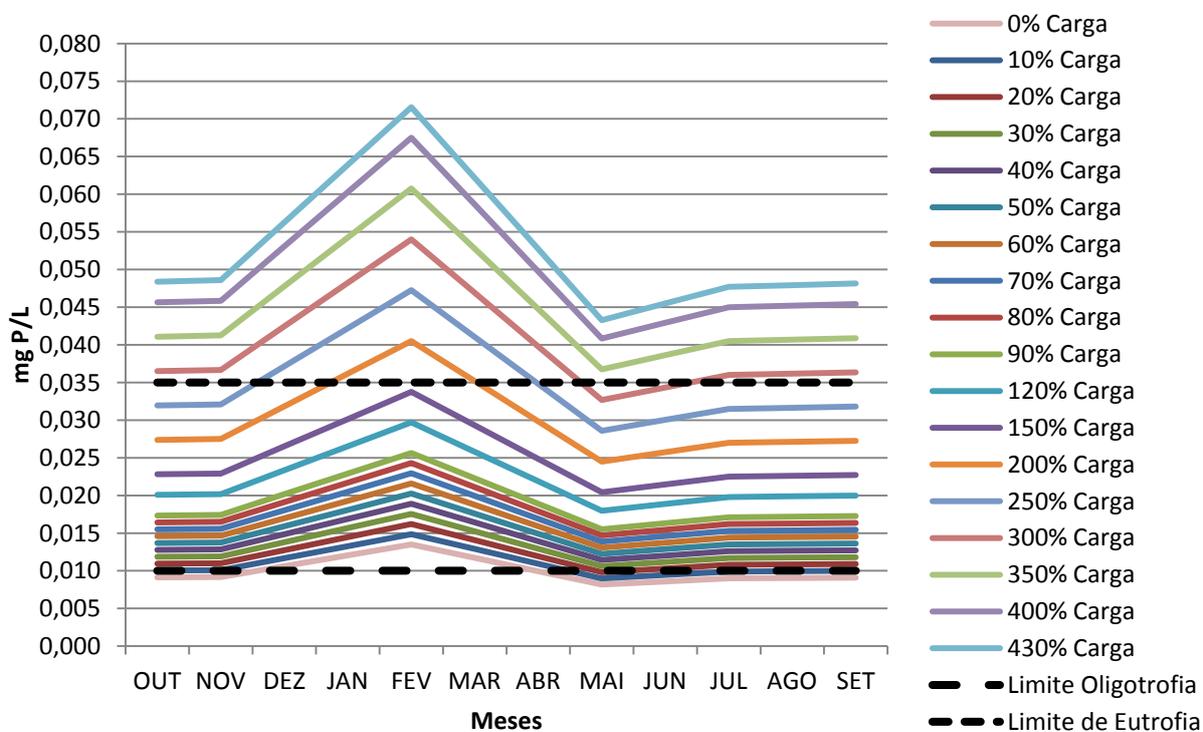


Figura 0.21 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluente no ano de 2004

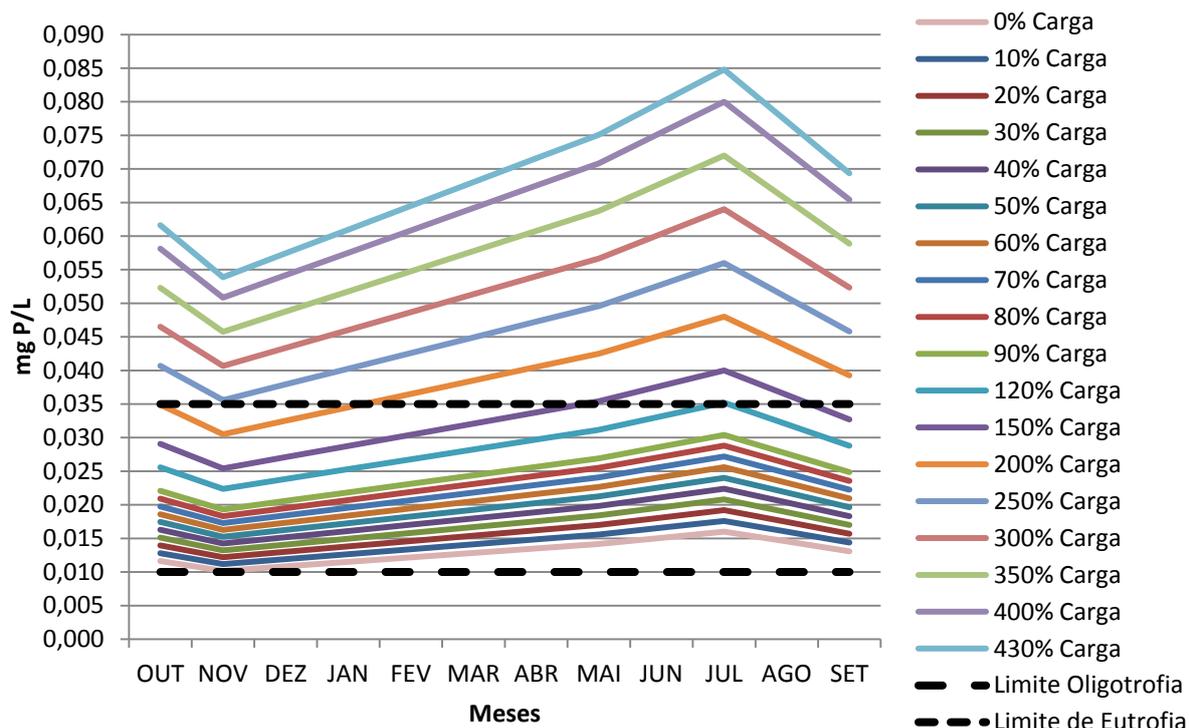


Figura 0.22 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluente no ano de 2005

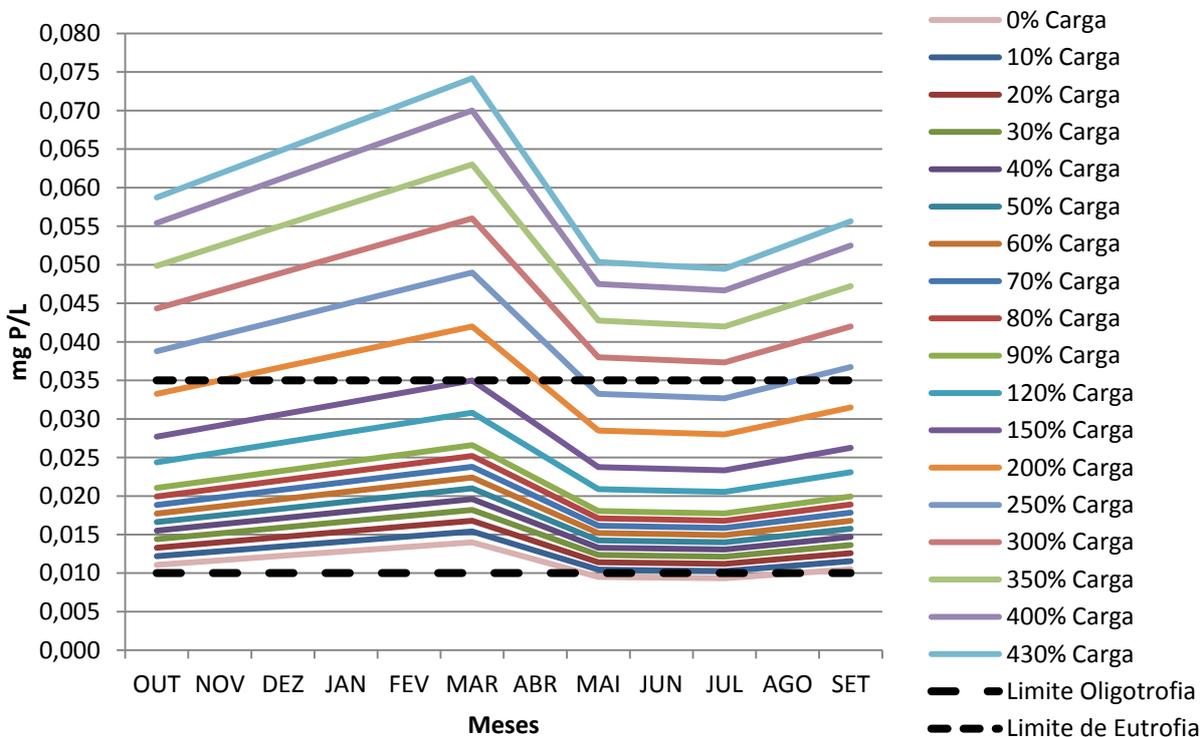


Figura 0.23 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluente no ano de 2006

CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO DA LAGOA DO FOGO - S. MIGUEL, AÇORES -

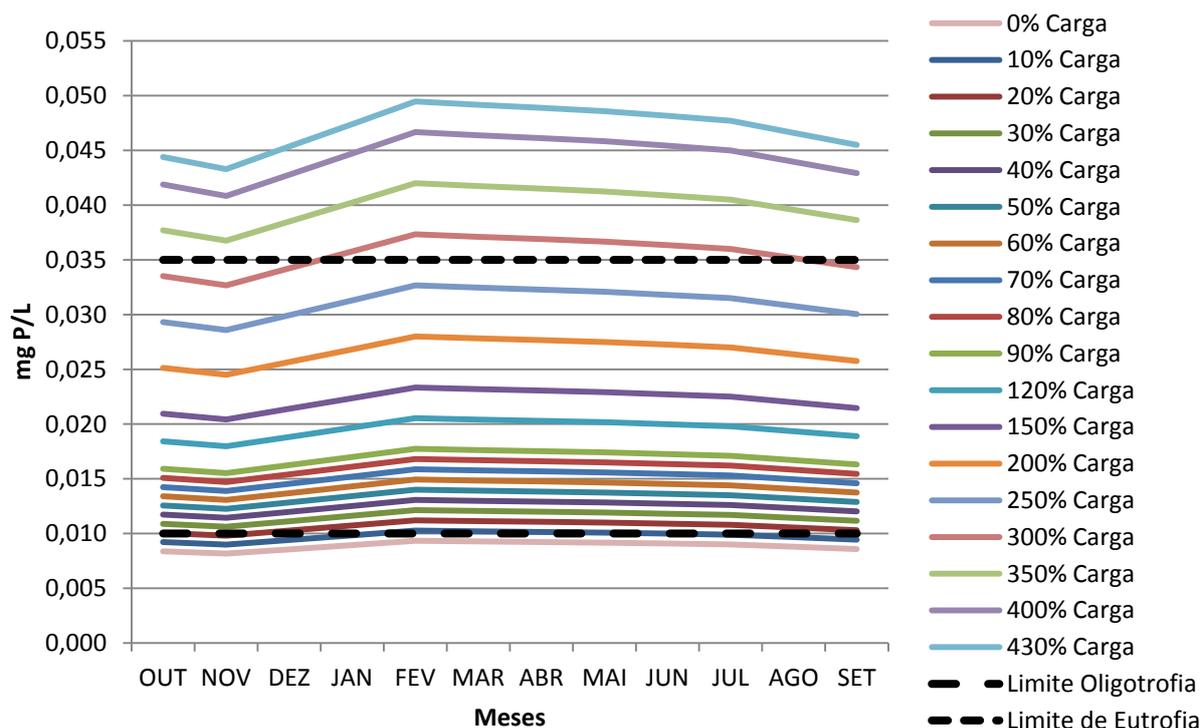


Figura 0.24 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluente no ano de 2008

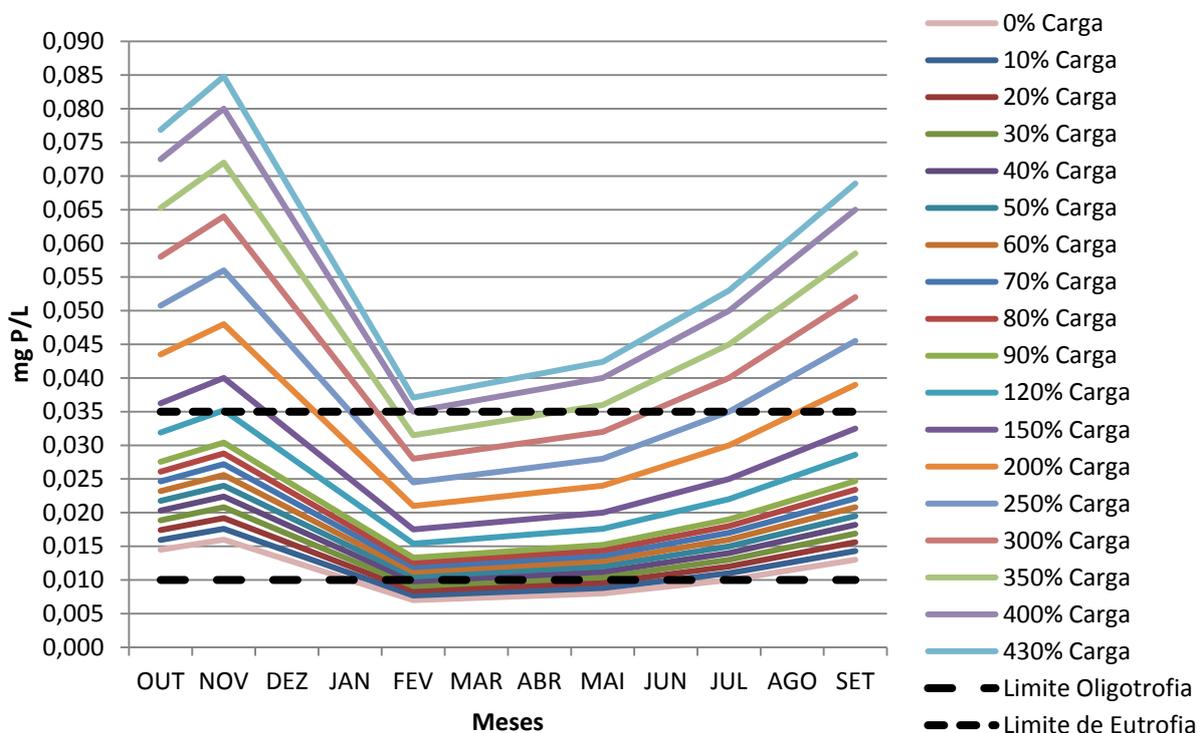


Figura 0.25 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com a implementação de diferentes incrementos de P_T na carga afluente no ano de 2009

APÊNDICE VIII

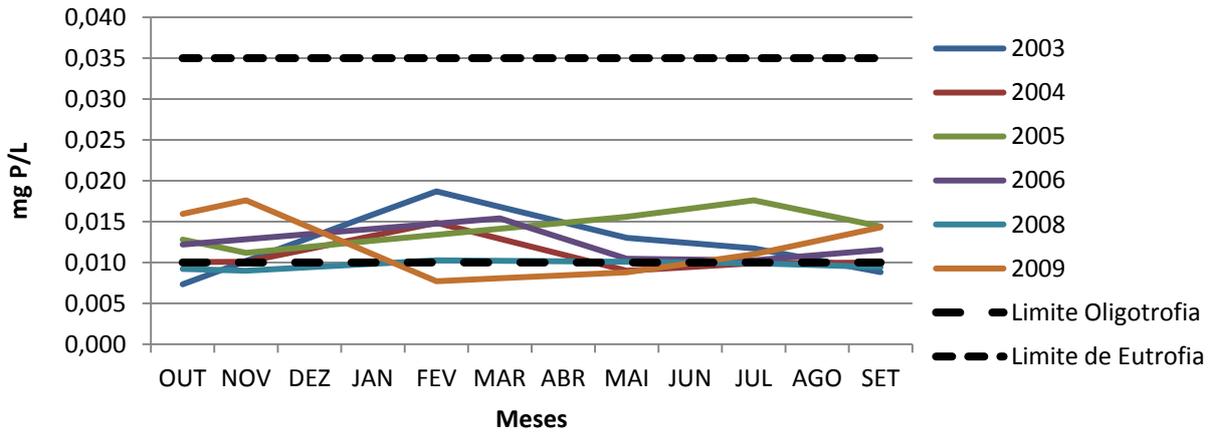


Figura 0.26 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 10% da carga afluyente de P_T

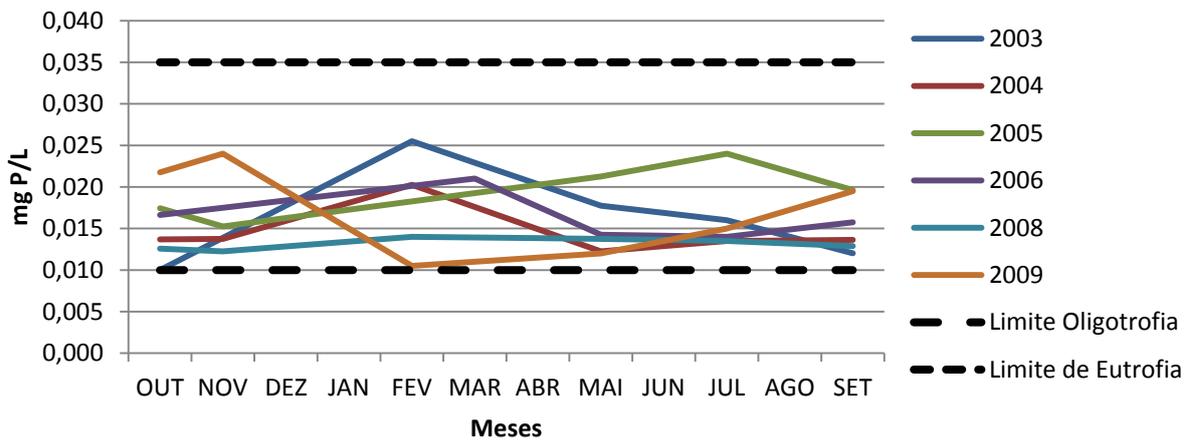


Figura 0.27 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 50% da carga afluyente de P_T

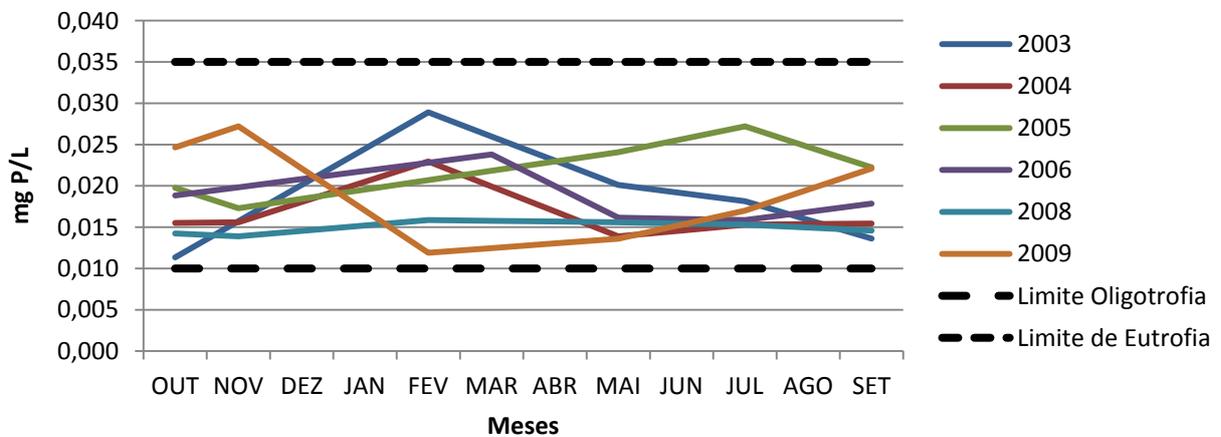


Figura 0.28 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 70% da carga afluyente de P_T

CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO DA LAGOA DO FOGO - S. MIGUEL, AÇORES -

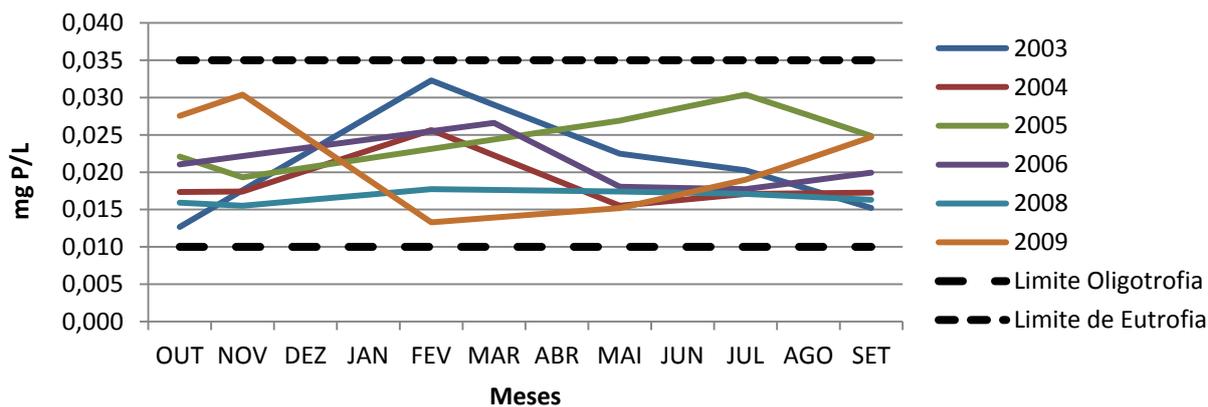


Figura 0.29 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 90% da carga afluyente de P_T

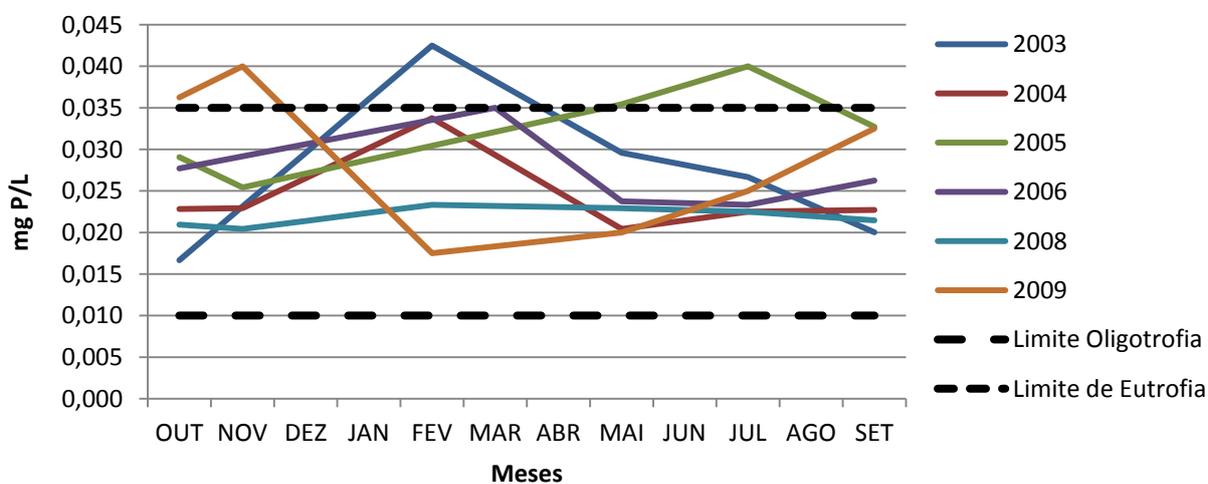


Figura 0.30 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 150% da carga afluyente de P_T

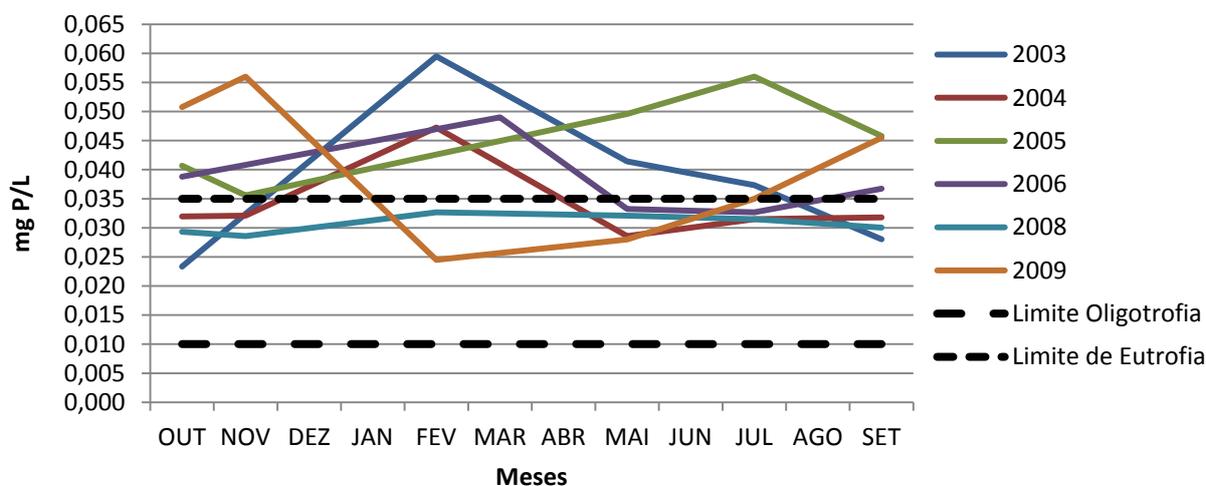


Figura 0.31 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 250% da carga afluyente de P_T

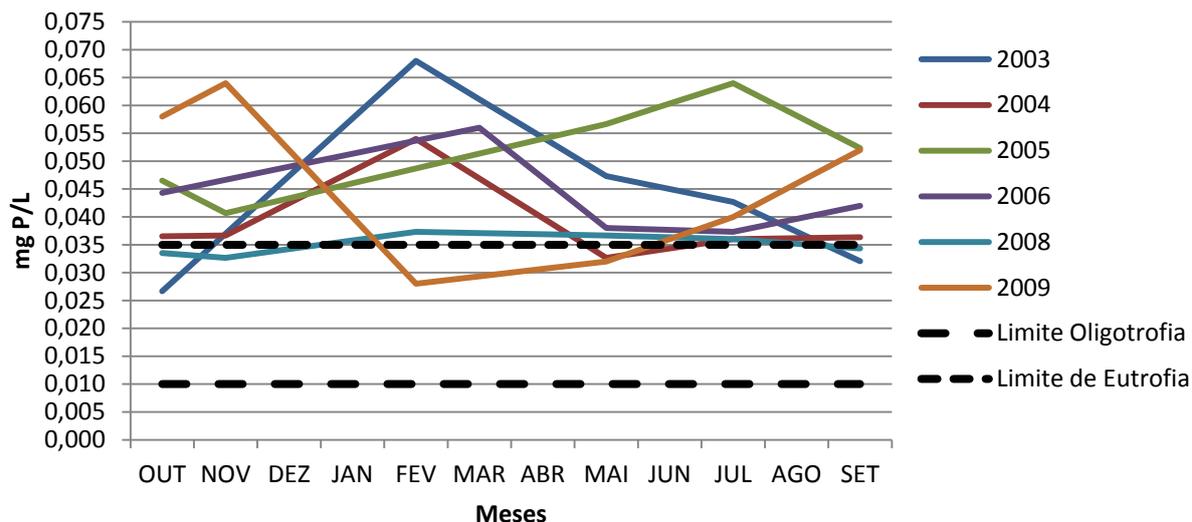


Figura 0.32 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 300% da carga afluyente de P_T

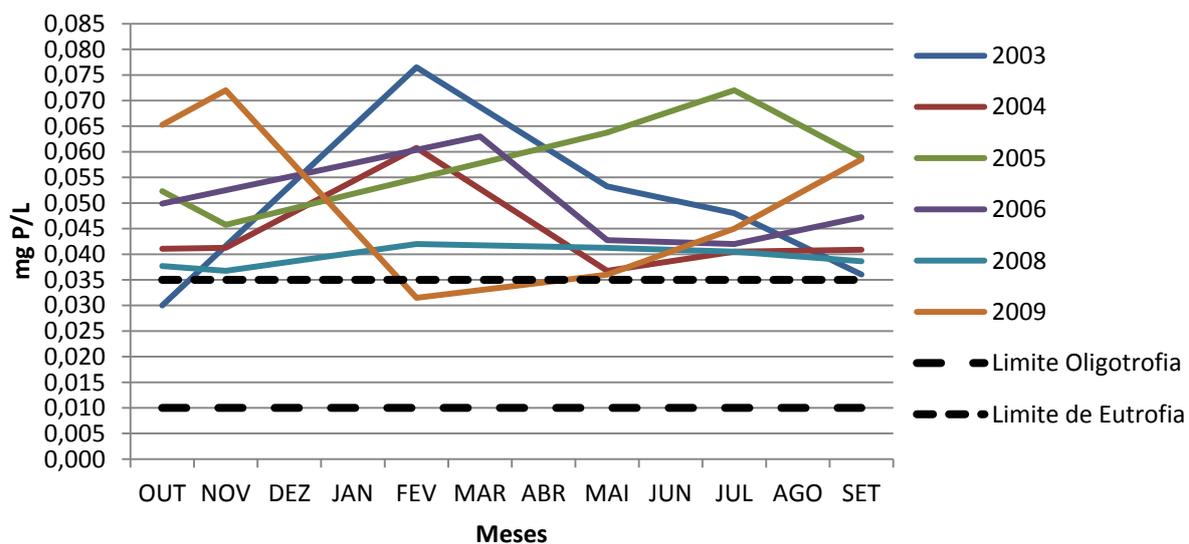


Figura 0.33 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 350% da carga afluyente de P_T

CARACTERIZAÇÃO TRÓFICA E MODELAÇÃO DA LAGOA DO FOGO - S. MIGUEL, AÇORES -

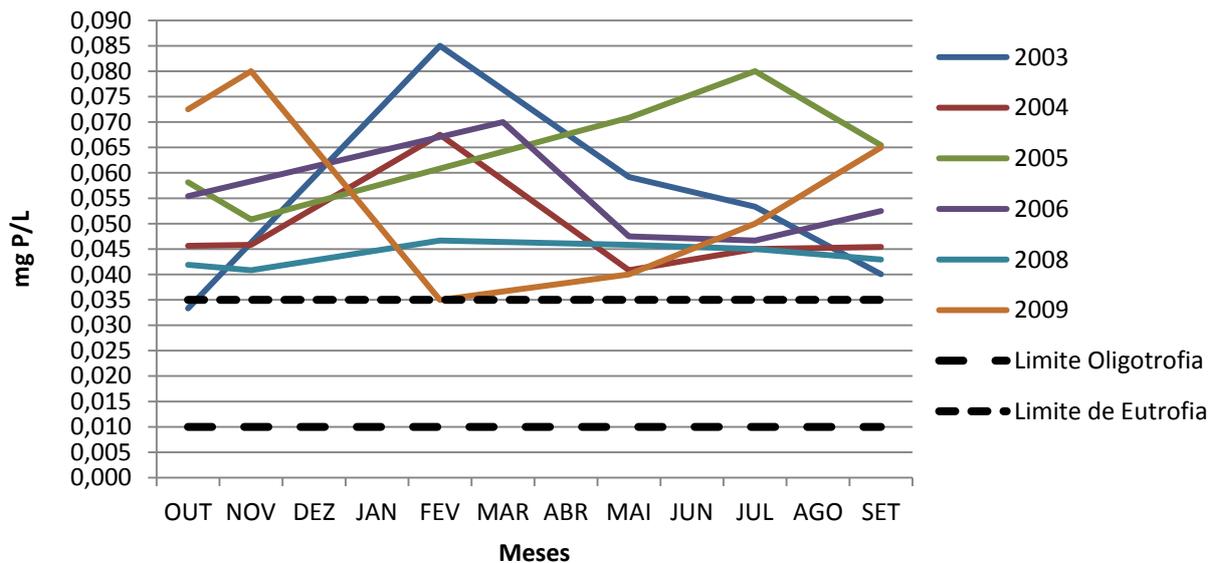


Figura 0.34 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 400% da carga afluyente de P_T

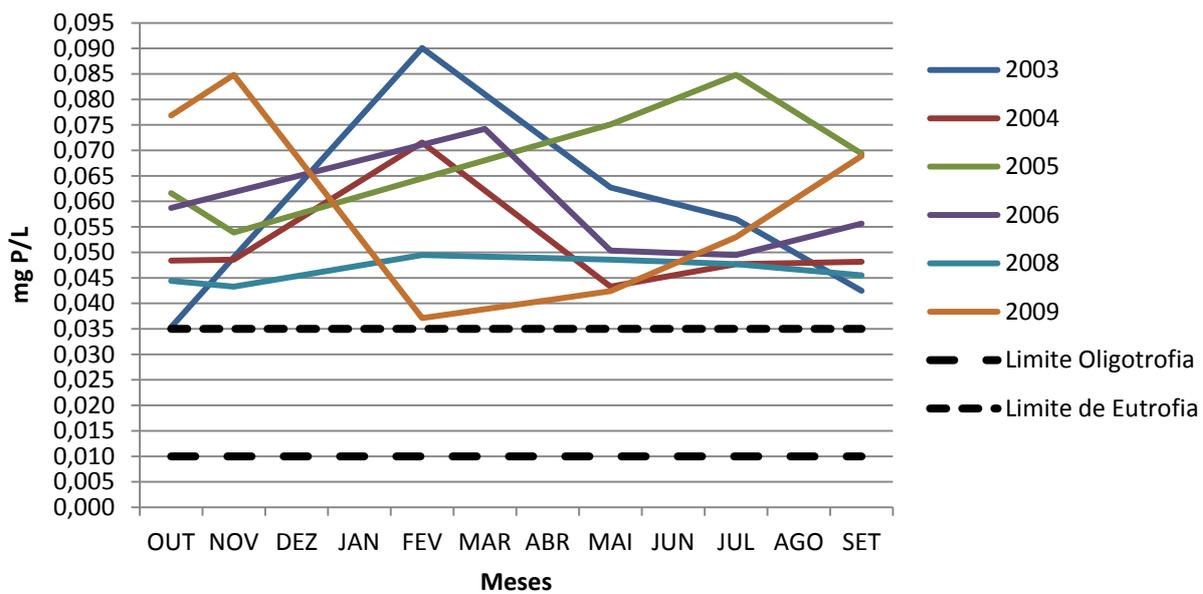


Figura 0.35 – Variação do estado trófico da Lagoa do Fogo com o aumento de 430% da carga afluyente de P_T