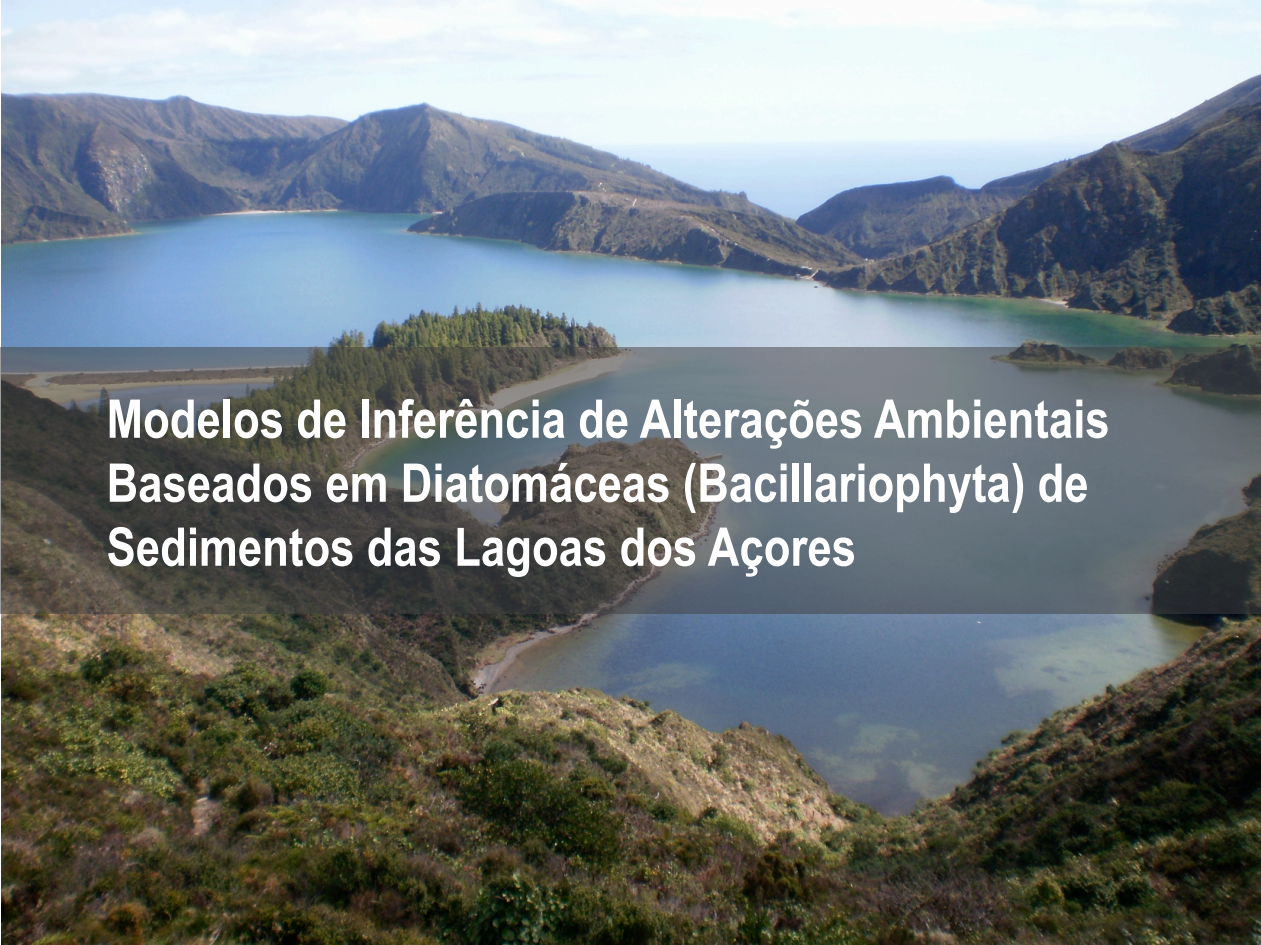




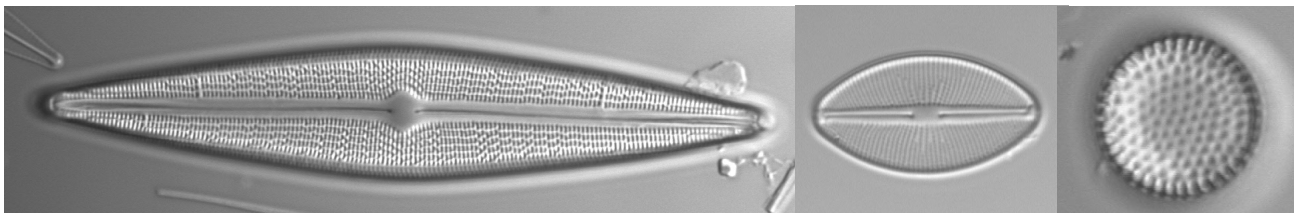
Universidade dos Açores

Departamento de Biologia



**Modelos de Inferência de Alterações Ambientais
Baseados em Diatomáceas (Bacillariophyta) de
Sedimentos das Lagoas dos Açores**

Cátia Alexandra Lúcio Pereira



Ponta Delgada
2013

Cátia Alexandra Lúcio Pereira

Mestrado em Biodiversidade e Ecologia Insular

**Modelos de Inferência de Alterações Ambientais Baseados em
Diatomáceas (Bacillariophyta) dos Sedimentos das Lagoas dos Açores**

Dissertação apresentada à Universidade dos Açores
para a obtenção do grau de Mestre em Biodiversidade
e Ecologia Insular

Orientadores:

Doutor Vítor Manuel da Costa Gonçalves

Doutor Pedro Miguel Raposeiro

Universidade dos Açores

Ponta Delgada

2013

À Minha Família

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível devido à contribuição, à ajuda e ao apoio, direta ou indiretamente, de várias pessoas e instituições, sem as quais não teria conseguido chegar ao fim.

Em primeiro lugar tenho de agradecer aos meus orientadores, Doutor Vítor Gonçalves, que me apresentou a este grupo de algas e sugeriu a realização deste trabalho, e Doutor Pedro Raposeiro, que desde o início aceitou fazer parte desta jornada. A ambos tenho de agradecer a disponibilidade e dedicação, as saídas de campo, assim como, as críticas e sugestões apresentadas ao longo da orientação deste trabalho.

Aos meus colegas de equipa, João Ramos, Joana Vilaverde, Helena Marques, Ana Mafalda Cruz e Andreia Cunha agradeço a ajuda, o apoio e a amizade que sempre mostraram. Agradeço a colaboração no trabalho de campo, os quilos a mais às costas, o frio, a chuva e até o granizo que suportaram. À Helena Marques pela ajuda na identificação de diatomáceas o meu obrigado. A todos agradeço os momentos de descontração na “hora do lanche”. Sem vocês a realização deste trabalho não teria sido possível.

Quero agradecer ao Instituto de Inovação Tecnológica dos Açores (INOVA) pela realização das análises físico-químicas das lagoas estudadas e pelo apoio nas colheitas. Um agradecimento especial ao técnico António Feijó, pela ajuda em algumas amostragens nas ilhas de São Miguel e Flores, e ao técnico João Paulo Cabral pela ajuda em algumas amostragens na ilha de São Miguel.

À Secção de Geografia da Universidade dos Açores, especialmente ao técnico António Medeiros pelo desenvolvimento dos mapas com a localização das lagoas o meu obrigado.

À Direcção de Serviços de Recursos Hídricos da Secretaria Regional do Ambiente e do Mar agradeço toda a colaboração e apoio prestados na realização das colheitas, nomeadamente, na cedência de barcos imprescindíveis à sua realização.

Esta jornada não teria sido tão interessante sem a presença de todos os meus amigos. Tenho de te agradecer Clara pela tua amizade sincera, pelos telefonemas de 40 minutos, pelos e-mails trocados, pelos “olás” nos momentos certos, pela tua presença constante ainda que um bocadinho longe! Obrigado por seres quem és, porque mesmo longe

sei que posso contar sempre contigo. Mafalda, obrigada pela tua amizade e apoio, obrigada pelos momentos bons e os menos bons que vivemos juntas, são eles que nos tornam mais fortes. Andreia agradeço-te a amizade que tem vindo a crescer todos os dias, as horas de conversas, de café/chá, de laboratório (mesmo em andares diferentes lá vamos dando uns saltinhos), as comemorações das nossas pequenas vitórias (por vezes um pequeno “yeeaaaahhh” com um grande significado). Obrigada por fazeres parte de tudo isto! Tiago, obrigada pela amizade de anos, pelo teu sorriso em qualquer altura, obrigada pelas brincadeiras e por ouvires, lá de vez em quando, os meus desabafos. A vocês agradeço os momentos passados juntos. Momentos bem passados...

Mas tenho de agradecer, principalmente, à minha família. Aos meus pais, Susana e João, por acreditarem em mim e por permitirem que eu persiga os meus sonhos, sem vocês não teria sido possível. À minha mana linda do meu coração, Filipa, pelo apoio. Obrigada pelas “500” chamadas diárias, mesmo sem perceber nada destas bichezas lá me vais ouvindo! Obrigada por seres o meu porto de abrigo. Ao meu mano lindo do meu coração, Miguel, por me fazeres sorrir sempre, por muito que cresças vais ser sempre o meu p.... Ao Zé, por seres insuportável (mesmo que não gostes) e, essencialmente, por acreditares em mim, pelo teu apoio e por me fazeres pensar sempre mais. A todos vocês, por suportarem a distância o meu muito obrigado. É a vocês que vou buscar a minha força e é por vocês que quero fazer e ser melhor.

ÍNDICE

Índice de Figuras	9
Índice de Tabelas.....	11
Resumo.....	13
Abstract	15
1. Introdução	17
1.1. O Arquipélago dos Açores	19
1.1.1. As lagoas dos Açores.....	20
1.2. Directiva Quadro da Água.....	22
1.3. Paleolimnologia.....	23
1.3.1. As diatomáceas como indicadores paleoecológicos.....	24
1.3.2. Funções de transferência.....	25
1.4. Objectivos	26
2. Metodologia	27
2.1. Amostragem.....	29
2.1.1. Variáveis físico-químicas.....	29
2.1.2. Sedimentos superficiais	33
2.2. Tratamento das Amostras.....	34
2.2.1. Variáveis físico-químicas.....	34
2.2.2. Variáveis hidromorfológicas e de impacte.....	35
2.2.3. Diatomáceas	35
2.2.3.1. Remoção da matéria orgânica	35
2.2.3.2. Identificação taxonómica e enumeração	36
2.3. Análise de Dados	37
2.3.1. Variáveis ambientais	37
2.3.2. Diatomáceas	39
2.3.3. Relação entre as variáveis ambientais e os conjuntos de diatomáceas	40
2.3.4. Modelos de inferência	40
3. Resultados	43
3.1. Variáveis Ambientais.....	45
3.2. Diatomáceas nos Sedimentos Superficiais das Lagoas	47

3.2.1. Composição taxonómica	47
3.2.2. Índices descritores da comunidade	51
3.2.3. Relação com as variáveis ambientais	53
3.3. Modelos de Inferência	55
3.3.1. Óptimos e tolerâncias	58
4. Discussão.....	65
4.1. Variáveis Ambientais.....	67
4.2. Diatomáceas nos Sedimentos Superficiais das Lagoas	68
4.2.1. Composição taxonómica	68
4.2.2. Índices descritores da comunidade.....	69
4.2.3. Relação com as variáveis ambientais	70
4.3. Modelos de Inferência.....	71
4.3.1. Óptimos e tolerâncias.....	72
4.3.2. Aplicação dos modelos de inferência.....	73
5. Considerações Finais	77
6. Referências Bibliográficas.....	81
Anexos.....	95

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Arquipélago dos Açores e o seu enquadramento geográfico na Macaronésia e Atlântico Norte	19
Figura 2.1.a. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais na Ilha de São Miguel	30
Figura 2.1.b. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais na Ilha de São Miguel	31
Figura 2.2. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais na Ilha Terceira	32
Figura 2.3. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais na Ilha do Pico	32
Figura 2.4. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais nas Ilhas das Flores e do Corvo	33
Figura 3.1. Diagrama obtido por análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais nas 40 lagoas estudadas	46
Figura 3.2. Diagrama de ordenação multidimensional das amostras de sedimento das lagoas estudadas, evidenciando a tipologia das lagoas. O diagrama foi obtido por nMDS a partir da matriz de similaridades Bray-Curtis calculadas com base nas abundâncias relativas das diatomáceas transformadas por $\text{Log}(x+1)$	48
Figura 3.3. Contribuição das espécies bentónicas e planctónicas em cada uma das lagoas estudadas. As lagoas encontram-se ordenadas em função da abundância relativa de espécies bentónicas (de maior para menor)	51
Figura 3.4. Diagrama de ordenação obtido por análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA), relacionando as variáveis ambientais com a composição diatomológica dos sedimentos superficiais das lagoas estudadas	54
Figura 3.5. Comparação dos dados observados com os estimados pelo modelo WA classical deshrinking, assim como a distribuição dos residuais, para as variáveis pH (a), Condutividade (b), Fósforo total (c), Profundidade máxima (d), Clorofila <i>a</i> (e), Silica (f) e Temperatura média do ar no mês de Julho (g)	57
Figura 3.5. Continuação	58
Figura 3.8. Distribuição ecológica dos <i>taxa</i> de diatomáceas, presentes em pelo menos 80% das lagoas amostradas ou com abundâncias relativas superiores a 2%, ao longo das variáveis ambientais estudadas, pH (a) e Condutividade (b)	60

- Figura 3.9.** Distribuição ecológica dos taxa de diatomáceas, presentes em pelo menos 80% das lagoas amostradas ou com abundâncias relativas superiores a 2%, ao longo das variáveis ambientais estudadas, Fósforo Total (a) e Profundidade Máxima (b) 61
- Figura 3.10.** Distribuição ecológica dos taxa de diatomáceas, presentes em pelo menos 80% das lagoas amostradas ou com abundâncias relativas superiores a 2%, ao longo das variáveis ambientais estudadas, Clorofila a (a) e Sílica (b) 62
- Figura 3.11.** Distribuição ecológica dos taxa de diatomáceas, presentes em pelo menos 80% das lagoas amostradas ou com abundâncias relativas superiores a 2%, ao longo das variáveis ambientais estudadas, Temperatura Média do Ar no Mês de Julho 63

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1. Variáveis ambientais analisadas e respectivas categorias. * Variáveis ambientais retiradas das análises posteriores	38
Tabela 3.1. Pontuações das variáveis ambientais nos cinco primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) e valor próprio, percentagem de variação própria e acumulada de cada um desses eixos	46
Tabela 3.2. Contribuição relativa dos taxa de diatomáceas para a dissimilaridade entre as duas tipologias de lagoas, profundas e pouco profundas, obtida através do teste SIMPER	49
Tabela 3.3. Índices de riqueza taxonómica, diversidade e dominância/equitabilidade calculados para as diatomáceas presentes nos sedimentos superficiais de 40 lagoas do Arquipélago dos Açores	52
Tabela 3.4. Sumário dos resultados obtidos com a rotina DistLM, baseado no critério AIC e no procedimento Best, para as variáveis ambientais (hidromorfológicas e físico-químicas)	54
Tabela 3.5. Desempenho dos modelos de inferência quantitativa para as variáveis pH, condutividade (Cond), fósforo total (TP), profundidade máxima (Z _{máx}), clorofila <i>a</i> (Chl _a), sílica (Si) e temperatura média do ar no mês de Julho (Temp ar Julho) construídos pelo método WA sobre a abundância da totalidade de espécies. A capacidade preditiva (valores de predição) foi determinada pelo método Jack-Knife. Para cada variável destacam-se os modelos com melhor capacidade preditiva (maior R ² e/ou menor enviesamento). RMSE erros aparentes; RMSEP – erros de predição	56

RESUMO

As alterações ambientais locais e globais podem afectar a qualidade ecológica dos lagos. Na ausência de dados históricos, a detecção e quantificação destas alterações podem ser reveladas por técnicas paleolimnológicas. Os sedimentos lacustres têm sido utilizados cada vez mais nos últimos anos para inferir flutuações nas condições ambientais do passado, e vários estudos que abrangem diversas escalas, locais e temporais, têm mostrado a importância dos lagos como arquivos paleoclimáticos e ecológicos. Dos vários depósitos biológicos preservados nos sedimentos lacustres, as diatomáceas constituem indicadores paleoecológicos úteis, principalmente pela sua grande abundância, as suas frústulas de sílica encontram-se bem preservadas e pela elevada diversidade específica. De modo a desenvolver modelos de inferência para as variáveis ambientais a partir das diatomáceas dos sedimentos, 40 lagos, distribuídos pelas ilhas dos Açores, foram amostrados utilizando um *corer* gravimétrico e diversas variáveis ambientais foram medidas, entre as quais, variáveis hidromorfológicas, físico-químicas e variáveis de impacte. Identificaram-se 207 taxa de diatomáceas, distribuídos por 55 géneros. Realizaram-se análises multivariadas (PCA, ANOSIM, nMDS, SIMPER, DistLM) para analisar os conjuntos de diatomáceas dos sedimentos superficiais e para relacionar estes com as condições ecológicas e ambientais. Verificou-se que existem diferenças estatisticamente significativas na composição taxonómica para o grupo “Tipologia” ($R = 0,449$; $p = 0,001$), lagoas profundas e pouco profundas. As espécies que mais contribuem para a dissimilaridade entre as tipologias de lagoas são *Aulacoseira ambigua*, *Asterionella formosa*, *A. granulata*, características de lagoas profundas e *Stauriforma exiguiformis*, *Tabellaria flocculosa* morfo 1 e *Brachysira brebissonii*, características de lagoas pouco profundas. O dbRDA ilustra como as comunidades de diatomáceas se encontram separadas pela tipologia das lagoas, sendo as variáveis que mais contribuem para essa separação a condutividade e o pH e variáveis indicadoras do estado trófico, clorofila *a* e fósforo total. As variáveis que apresentaram maior correlação com as diatomáceas foram usadas para desenvolver funções de transferência baseadas no Weighted Averaging (WA) e Weighted Averaging Partial Least Squares (WA-PLS), modelos de calibração e regressão. De uma forma geral o método WA classical deshrinking foi aquele que apresentou melhor desempenho para as variáveis pH, condutividade, fósforo total, profundidade máxima, clorofila *a*, sílica e temperatura média do ar no mês de Julho. Os valores de predição por Jack-Knife obtidos para estas variáveis são bastante elevados ($R^2_{\text{Jack-Knife}}$ de 0,829; 0,797; 0,822; 0,848; 0,579; 0,529 e 0,485, respectivamente) e os erros de predição (RMSEP) e os enviesamentos são reduzidos. As funções de transferência revelam-se de uma importância extrema, pois permitem reconstruir quantitativamente as últimas condições ambientais, proporcionam ferramentas para a caracterização de tipologias de lagos, permitem definir as condições de referência ecológica e química e permitem avaliar o desvio a partir dos estado de referência. O reconhecimento do impacte que as alterações ambientais passadas exerceram sobre o ecossistemas pode contribuir significativamente para a previsão de alterações futuras resultantes de alterações ambientais locais e globais.

ABSTRACT

Local and global environmental changes can affect ecological quality of lakes. In the absence of historical data the detection and quantification of these changes can be revealed by paleolimnological approaches. Lake sediments have been used increasingly in recent years to infer past fluctuations in environmental conditions and several studies covering several local and temporal scales have shown the importance of lakes as paleoclimate and ecological archives. Of the range of biological remains preserved in lake sediments, diatoms are useful paleoecological indicators mostly because their wide distribution, well preserved silicate frustules, high indicator values and high species diversity. In order to develop inference models for environmental variables from diatom assemblages in sediments, 40 lakes distributed throughout Azorean islands were sampled using a gravimetric corer and several environmental variables were measured. 207 taxa, spread over 55 genera were identified. Multivariate analyses (PCA, ANOSIM, nMDS, SIMPER, DistLM) were used in order to analyze the diatoms assemblages in the surface sediments and to relate them with the ecological and environmental conditions. Was verified that there are statistically significant differences in taxonomic composition for the "Typology" group ($R = 0,449$, $p = 0,001$), deep and shallow lakes. The species that most contributed to the dissimilarity between lakes typology were, *Aulacoseira ambigua*, *Alterionella formosa*, *A. granulata*, species mostly found in deep lakes and *Stauriforma exiguiformis*, *Tabellaria flocculosa* morfo 1 and *Brachysira brebissonii*, species mostly found in shallow lakes. The dbRDA illustrates how diatom communities are separated by lakes typology. The variables conductivity and pH and the indicator variables of trophic state, chlorophyll *a* and total phosphorous were those that most contributed to this separation. The variables with the highest correlation with diatoms assemblages were used to develop transfer functions based in Weighted Averaging (WA) and Weighted Averaging Partial Least Square (WA-PLS), regression and calibration models. In general, the WA classical deshrinking method presented the best performance for pH, conductivity, total phosphorous, maximum depth, chlorophyll *a*, silica and average air temperature in July. The prediction values obtained by Jack-Knife for those variables are quite high ($R^2_{\text{Jack-Knife}}$ de 0,829; 0,797; 0,822; 0,848; 0,579; 0,529 e 0,485, respectively), and errors of prediction (RMSEP) and bias values are reduced. Transfer functions allow to reconstruct quantitatively past environmental conditions, provide tools for characterizing lake types, define the ecological and chemical reference conditions and allow to evaluate the deviation from the reference state. The recognition of the impact that past environmental changes exerted on the ecosystem can contribute significantly to the prediction of future changes resulting from local and global environmental changes.



Capítulo 1

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

1.1. O Arquipélago dos Açores

As nove ilhas e os vários ilhéus que constituem o Arquipélago dos Açores situam-se no oceano Atlântico Norte, entre as coordenadas $36^{\circ} 55' 43''$ e $39^{\circ} 43' 2''$ N e os meridianos $24^{\circ} 46' 15''$ e $31^{\circ} 16' 2''$ W (Figura 1.1.). A sua posição oceânica determina o isolamento geográfico da região, uma vez que se encontra a 1430 km do continente europeu e cerca de 3900 km do continente americano. Devido à dispersão geográfica das ilhas, o arquipélago encontra-se dividido em três grupos: o Grupo Oriental, formado pelas ilhas de São Miguel e Santa Maria; o Grupo Central, que compreende as ilhas Terceira, Graciosa, São Jorge, Pico e Faial e o Grupo Ocidental, composto pelas ilhas Flores e Corvo.

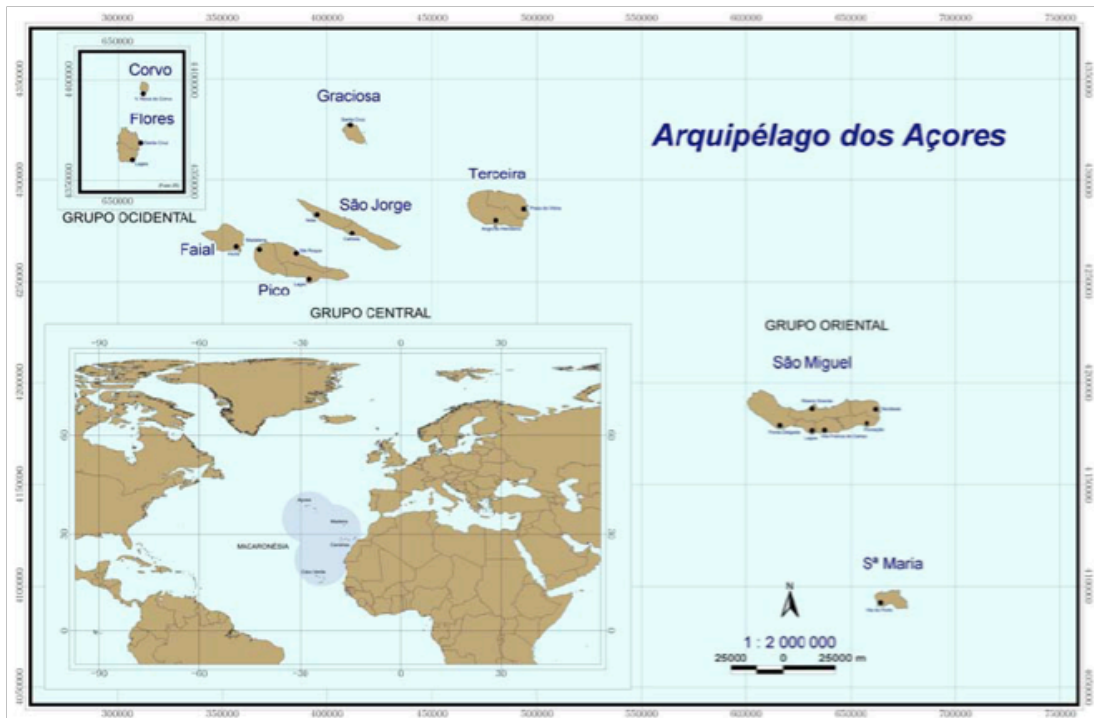


Figura 1.1. Arquipélago dos Açores e o seu enquadramento geográfico na Macaronésia e Atlântico Norte (Adaptado de Gonçalves 2008).

A Plataforma dos Açores apresenta uma morfologia acidentada e irregular, caracterizada por cristas que se elevam dos fundos oceânicos, ilhas e ilhéus, que alternam com depressões tectónicas submarinas, fossas. A dinâmica desta estrutura relaciona-se com o sistema de fracturas que afecta esta área do Atlântico Norte, entre as quais se encontram a Dorsal Médio-Atlântica, a Zona de Fractura Este dos Açores e o *Rift* da Terceira (Porteiro 2000).

Do ponto de vista geológico, as ilhas dos Açores são todas de origem vulcânica e correspondem a elevações do fundo oceânico, resultantes da acumulação de materiais eruptivos (Constância *et al.* 2000). A sua génese está relacionada com o facto do arquipélago estar situado numa zona de grande actividade sísmica e vulcânica, num enquadramento geotectónico correspondente à junção tripla das placas Euroasiática, Norte Americana e Africana (Porteiro 2000). A morfologia das ilhas dos Açores está intimamente relacionada com os tipos de erupções que as originaram, com a sua idade geológica e com o modo de actuação dos agentes erosivos. O relevo de algumas ilhas é também marcado pela existência de caldeiras de subsidência, resultantes de colapsos do topo de cones vulcânicos, na sequência de erupções vulcânicas violentas (Constância *et al.* 2000).

1.1.1. As lagoas dos Açores

Em pequenas ilhas de origem vulcânica não é comum existirem grandes massas de água superficiais (Falkland & Custódio 1991). Contudo, segundo Porteiro (2000), quando se conjugam os factores que conduzem à saturação hídrica dos níveis superiores do solo, formam-se pequenas lagoas, com regime permanente ou temporário. De acordo com Azevedo e Portugal Ferreira (1998), a formação de lagoas ou regiões alagadas no território insular resulta da convergência de diversos factores de natureza diversa: i) factores climatológicos, nomeadamente, precipitação anual elevada e reduzida taxa de evapotranspiração; ii) factores vulcano-morfológicos, que conduzam à formação de depressões topográficas (crateras e caldeiras) inseridas em bacias hidrográficas endorreicas; iii) factores geológicos-pedológicos, que induzam a construção de uma cobertura piroclástica de granulometria fina no fundo de crateras e caldeiras, cuja subsequente evolução supergénica conduza à colmatação-impermeabilização daqueles domínios; iv) estabilidade vulcano-tectónica; e, v) factor tempo.

No arquipélago dos Açores, as lagoas mais importantes encontram-se nas caldeiras dos vulcões centrais. À escala regional, estas depressões vulcano-tectónicas constituem grandes bacias endorreicas, onde se verificam condições pedo-climáticas favoráveis à constituição de massas de água de dimensão assinalável (Porteiro 2000).

Porteiro (2000) identificou 88 lagoas nos Açores, distribuídas por 5 das 9 ilhas do arquipélago. Uma análise das características hidromorfológicas das lagoas dos Açores permite classificá-las em três tipologias distintas, determinadas, principalmente, pela sua dimensão e profundidade: lagoas grandes e profundas, lagoas pequenas e profundas e lagoas muito pequenas e pouco profundas (Gonçalves *et al.* 2007). Contudo, a análise as comunidades biológicas, nomeadamente, fitoplâncton e diatomáceas bentónicas permitiu concluir que a dimensão das lagoas não é um factor determinante na sua diferenciação, ao contrário da profundidade máxima das massas de água (Gonçalves *et al.* 2007; Gonçalves 2008). Assim, Gonçalves (2008) propõe uma nova classificação das lagoas açorianas, distinguindo dois ecótipos: lagoas profundas e lagoas pouco profundas.

As lagoas açorianas desempenham um papel importante na dinâmica hidrológica das ilhas, constituindo reservas estratégicas de água e integram áreas naturais com elevado interesse ao nível da conservação (Porteiro 2000). Os ecossistemas lacustres são zonas húmidas que se revestem de uma extraordinária importância, não só porque normalmente constituem biótopos de grande biodiversidade, mas também porque representam um reserva potencial de água doce. As lagoas são dos elementos mais emblemáticos da paisagem açoriana (SRAM 2005; Gonçalves 2008), representando um importante património natural e comportando-se, também, como “barómetros” sensíveis do estado do ambiente” (Porteiro 2000).

Contudo, a exploração descontrolada dos recursos naturais tem levado a uma rápida degradação dos ecossistemas aquáticos, que se mostram muito vulneráveis às pressões antropogénicas, com repercussões ao nível da qualidade da água, conduzindo a um processo de eutrofização, resultante do impacte das actividades humanas sobre estes ecossistemas (Porteiro 2000; Gonçalves 2008). Estas pressões afectam a quantidade e a qualidade da água, assim como, alteram a composição e o funcionamento de todo o ecossistema. A fragilidade natural dos ecossistemas insulares, associada ao seu valor excepcional ao nível da conservação, devido ao elevado número de endemismos, tanto no meio aquático como na bacia hidrográfica envolvente, torna os ecossistemas aquáticos das ilhas particularmente vulneráveis (Hughes 2005). É necessário um conhecimento detalhado destes ecossistemas de modo a avaliar a influência dos diversos factores que actuam sobre estes.

O reconhecimento da importância da protecção e gestão dos ecossistemas aquáticos como um todo, a massa de água e a sua bacia hidrográfica, nas vertentes hidromorfológica, físico-química e biológica, levou ao desenvolvimento de planos estratégicos e legislação em diversas regiões do mundo (Gonçalves 2008). Através da sua política ambiental, a União Europeia tem vindo a adoptar estratégias para a protecção e gestão da água, nomeadamente, estabelecendo critérios para a sua qualidade (Gonçalves *et al.* 2007). O Parlamento Europeu e o Conselho da União Europeia criaram a Directiva 2000/60/CE, a Directiva Quadro da Água (DQA), que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água.

1.2. Directiva Quadro da Água

A DQA surgiu como um instrumento legal que estabelece os princípios básicos comuns a uma política sustentável da água na União Europeia e uma abordagem de protecção da qualidade da água mais abrangente, constituindo assim um instrumento importante na gestão e protecção dos ecossistemas aquáticos de toda a Europa. A DQA estabelece uma estrutura para coordenar as iniciativas a aplicar pelos Estados Membros com vista à melhoria da protecção dos meios hídricos para promover o uso sustentável da água, proteger os ecossistemas aquáticos, terrestres e zonas húmidas associadas e salvaguardar as futuras utilizações desta (INAG 2002). Foi formulada em reconhecimento do facto que uma gestão eficaz dos recursos hídricos europeus só será alcançada pela gestão integrada de todos os componentes do ecossistema, incluindo um quadro para a protecção de todas as águas, como lagos, rios, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas (Bennion & Battarbee 2007).

Os objectivos da DQA são evitar a deterioração, fornecer protecção a longo prazo e melhorar o estado dos recursos hídricos (Pollard & Huxham 1998), que assentam no objectivo principal de atingir, pelo menos, um “Bom Estado Ecológico” em todas as águas superficiais até 2015. Com esta Directiva, surge o conceito de “estado ecológico” para a avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos (Gonçalves 2008). O estado ecológico de uma massa de água é expresso com base no conceito de “desvio ecológico”, ou seja, pelo afastamento que essa massa de água apresenta relativamente a outra com características idênticas, e em condições

prístinas ou de referência (Cymbron *et al.* 2005; Bennion & Battarbee 2007; Gonçalves 2008). O “estado ecológico” das águas superficiais é estabelecido por parâmetros hidromorfológicos; biológicos, que estabelecem a base de avaliação da qualidade da água, usados como indicadores da sua qualidade ecológica; e físico-químicos, que suportam os elementos biológicos, e englobam os factores abióticos que os condicionam. A determinação dos elementos biológicos envolve entre outros, a análise da composição e abundância da flora e fauna aquáticas. Os elementos biológicos considerados pela DQA para as águas interiores de superfície são o fitoplâncton, os macrófitos e fitobentos, os invertebrados bentónicos e a fauna piscícola (Gonçalves *et al.* 2008).

De acordo com Gonçalves (2008), são raras as lagoas açorianas que se encontram num estado inalterado e não existem séries de dados históricos consistentes, pelo que a paleolimnologia representa uma excelente abordagem para reconstruir as características das comunidades biológicas de referência.

1.3. Paleolimnologia

A paleolimnologia é uma ciência multidisciplinar que utiliza a informação física, química e biológica preservada nos sedimentos lacustres para reconstruir e interpretar as condições ambientais passadas (Dixit *et al.* 1992; Cumming *et al.* 1995). Os registos paleolimnológicos revelam-se importantes na reconstituição da evolução temporal da biodiversidade e da qualidade da água nos ecossistemas lacustres. Através deles é possível elucidar os mecanismos mais plausíveis para explicar essa evolução e prever de que forma o ecossistema evoluirá no futuro (Cumming *et al.* 1995). Para além disso, os métodos limnológicos utilizados para a definição de linhas de base, determinação do estado ecológico e identificação de causas das alterações ambientais encontram-se bem estabelecidos e ilustrados (Battarbee 1999; Bennion *et al.* 2003; Bennion & Battarbee 2007). Os sedimentos dos lagos têm sido utilizados cada vez mais nos últimos anos para inferir as flutuações das condições ambientais passadas, e vários estudos, que abrangem diversos locais e escalas temporais, têm demonstrado a importância dos lagos como arquivos paleoclimáticos e paleoecológicos (Cohen 2003; Fritz 2008).

1.3.1. As diatomáceas como indicadores paleoecológicos

Dos vários depósitos biológicos preservados em sedimentos lacustres, as diatomáceas constituem bons indicadores paleoecológicos (Wetzel 1993; Cumming *et al.* 1995; Bennion *et al.* 1996; Battarbee *et al.* 2001). As diatomáceas são algas eucarióticas, unicelulares ou coloniais, caracterizadas pelas suas paredes celulares siliciosas (Gonçalves *et al.* 2010). Este grupo de algas, de dimensões microscópicas, ocorre por todo o mundo, habitando praticamente todos os ambientes aquáticos (Dixit *et al.* 1992; Battarbee *et al.* 2001). Em lagos, podem ser encontradas em grande abundância tanto em habitat planctónico, onde vivem em suspensão na água, como bentónico, desenvolvendo-se sob diversos substratos submersos (como pedras, macrófitas, algas e areia) (Hall & Smol 1999; Battarbee *et al.* 2001).

As diatomáceas representam bons indicadores paleoecológicos uma vez que as suas frústulas siliciosas, que se acumulam em concentrações elevadas nos sedimentos, encontram-se, geralmente, bem preservados e permitem, na sua maioria, uma identificação precisa até à espécie. Os conjuntos de diatomáceas preservados nos sedimentos lacustres podem reflectir, directamente, a composição florística e a produtividade das comunidades diatomatólogicas do lago, e, indirectamente, a qualidade da água (Battarbee 1986; Dixit *et al.* 1992; Battarbee *et al.* 2001; Bennion *et al.* 2003). Além disso, as características ecológicas de muitas diatomáceas são distintas e bem conhecidas, o que permite fazer a reconstrução das condições prováveis do passado do lago a partir das comunidades correspondentes de diatomáceas (Wetzel 1993).

Nas lagoas dos Açores já se realizaram estudos paleolimnológicos utilizando as diatomáceas como indicadores de alterações climáticas, antropogénicas (e.g. uso do solo e introdução de peixes) e de alterações do estado trófico das lagoas (Björck *et al.* 2006; Gonçalves 2008; Skov *et al.* 2010; Buchaca *et al.* 2011). Por falta de registos históricos, nomeadamente, físico-químicos e das comunidades biológicas das lagoas açorianas, os modelos de inferência, também designados como funções de transferência, permitem uma abordagem para a reconstrução das condições ambientais passadas (Battarbee *et al.* 2001).

1.3.2. Funções de transferência

O desenvolvimento de funções de transferência a partir de conjuntos de diatomáceas atuais (série de calibração) para relacionar a estrutura da comunidade com as variáveis

hidromorfológicas, físico-químicas, climatológicas e biológicas, permite reconstruir quantitativamente as condições ambientais do passado, oferece ferramentas para a caracterização de tipos de lago, definindo as condições de referência ecológicas e químicas e permite avaliar o desvio do estado de referência (Bennion & Battarbee 2007).

As funções de transferência são geradas usando um processo de duas etapas, calibração e regressão (Hall & Smol 1999). Vários métodos, baseados em diferentes algoritmos, têm sido aplicadas com sucesso de forma a modelar as relações complexas entre os conjuntos de diatomáceas e as variáveis ambientais (Racca *et al.* 2004), como os modelos baseados na média ponderada, Weighted Averaging (WA) (ter Braak & Dame 1989; Birks *et al.* 1990) e Weighted Averaging Partial Least-Squares (WA-PLS) (ter Braak & Juggins 1993). Ambos assumem um modelo de resposta unimodal organismo – variável ambiental, envolvem uma estimação paramétrica global e são procedimentos de regressão inversa (Birks *et al.* 2010). O modelo WA ganhou muita popularidade devido a várias razões: (1) combina as respostas unimodais com a simplicidade matemática e computacional (Birks 1998); (2) não assume respostas lineares *taxon-ambiente*, é relativamente insensível a *outliers* e não é prejudicado por multicolinearidade entre as variáveis ou pelo grande número de *taxa*, comum em muitas séries de dados (Birks 1998; Birks *et al.* 2010); (3) devido à sua simplicidade computacional, é possível realizar um *bootstrap* intensivo para derivar os erros de predição (RMSEP) (Birks *et al.* 1990); (4) apresenta um bom desempenho em situações “não-análogas” (ter Braak *et al.* 1993) em que a composição dos conjuntos fósseis difere, em algum grau, da dos conjuntos atuais, como as inferências obtidas com WA são baseadas na média ponderada do ótimo individual dos *taxa* em comum entre os conjuntos atuais e os fósseis (Birks 1998); e, (5) apresenta, consistentemente, um bom desempenho em séries de dados com muitos *taxa* e com muitos *taxa* ausentes de muitas amostras (Birks 1998; Birks *et al.* 2010). Contudo, todos os modelos baseados no WA sofrem de “efeito de margem” que conduz a uma inevitável superestimação dos ótimos na margem superior do gradiente (Birks 1998), resultando num enviesamento nos valores inferidos e, portanto, também nos residuais. Por outro lado, o modelo WA-PLS (1) envolve uma regressão ponderada deshrinking inversa (ter Braak & Juggins 1993), o que tende a “puxar” os valores inferidos para a média da série de dados; (2) explora os padrões nos valores residuais de forma a actualizar a função de transferência, reduzindo, assim, o erro no enviesamento (Birks 1998); e (3) utiliza as outras variáveis ambientais que possam influenciar as comunidades biológicas, que o modelo WA ignora, de forma a melhorar as predições da função de calibração final (ter Braak & Juggins 1993).

Uma vez estabelecidos os modelos de inferência para a região em estudo, estes poderão dar uma resposta sobre os impactes passados, pondo em evidência as causas ambientais que conduziram à modificação das comunidades e as conseqüentes alterações no ecossistema. O reconhecimento do impacte que as alterações ambientais passadas exerceram no ecossistema poderá contribuir, significativamente, para a previsão de futuras alterações resultantes de modificações ambientais locais ou globais.

1.4. Objectivos

Assim, os principais objectivos do presente trabalho são:

1. Caracterizar quantitativa e qualitativamente os conjuntos de diatomáceas presentes nos sedimentos superficiais de lagoas dos Açores;
2. Identificar e relacionar as variações encontradas na composição das diatomáceas dos sedimentos superficiais dos sistemas lacustres dos Açores com as características ambientais envolventes;
3. Desenvolver modelos de inferência de características ambientais a partir das diatomáceas dos sedimentos.



Capítulo 2

METODOLOGIA

2. METODOLOGIA

2.1. Amostragem

O primeiro passo no uso de diatomáceas em estudos paleolimnológicos é a obtenção de dados quantitativos sobre as suas características ecológicas ao longo de gradientes ambientais. Estes dados são, geralmente, calculados a partir dos conjuntos de diatomáceas dos sedimentos superficiais e das variáveis ambientais correspondentes para um determinado conjunto de lagos, tipicamente entre 30 e 60 lagos de uma determinada região (Dixit *et al.* 1992).

Assim, e de forma a cumprir os objectivos propostos para este trabalho procedeu-se à amostragem de 40 lagoas distribuídos por cinco ilhas dos Açores: São Miguel (22 lagoas, Figura 2.1.a e b), Terceira (3 lagoas, Figura 2.2.), Pico (7 lagoas, Figura 2.3.), Flores e Corvo (6 e 2 lagoas, respectivamente, Figura 2.4.). A escolha destas lagoas teve em conta o pressuposto de que o conjunto de lagos deve abranger os gradientes ambientais existentes na região (Dixit *et al.* 1992; Cumming *et al.* 1995), mas também a sua acessibilidade e proximidade.

2.1.1. Variáveis físico-químicas

As amostras para a caracterização físico-química da água das lagoas foram colhidas no ponto central de cada lagoa com uma garrafa de colheita do tipo “Van Dorn” de 6 L. Nas lagoas profundas procedeu-se à recolha de água a três níveis de profundidade – superfície, meio da coluna de água e fundo – e apenas à superfície nas lagoas pouco profundas. A temperatura da água e a transparência foram medidas *in situ*, a primeira com um termómetro analógico e a transparência foi medida com recurso a um disco de Secchi.

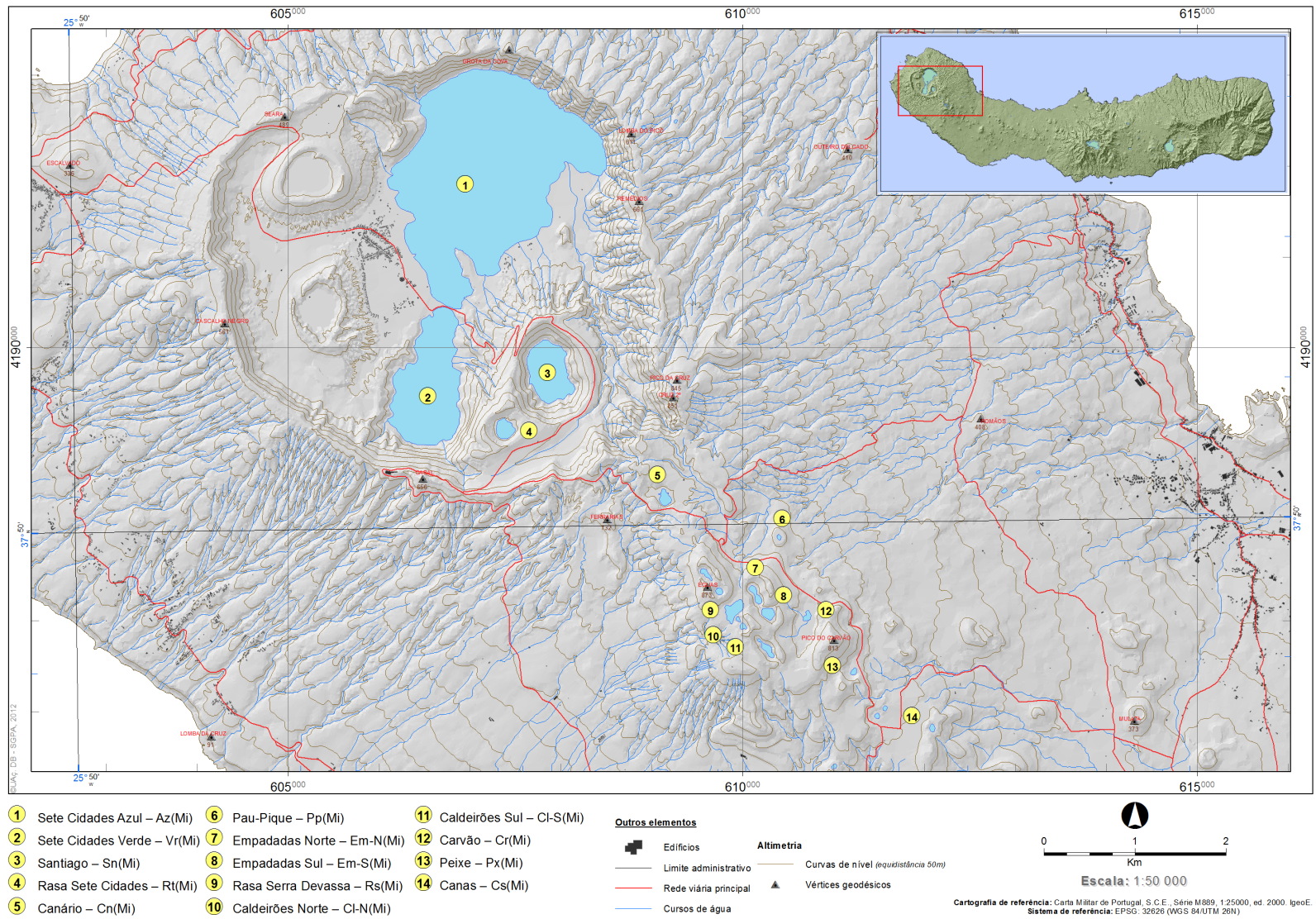


Figura 2.1.a. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais na Ilha de São Miguel.

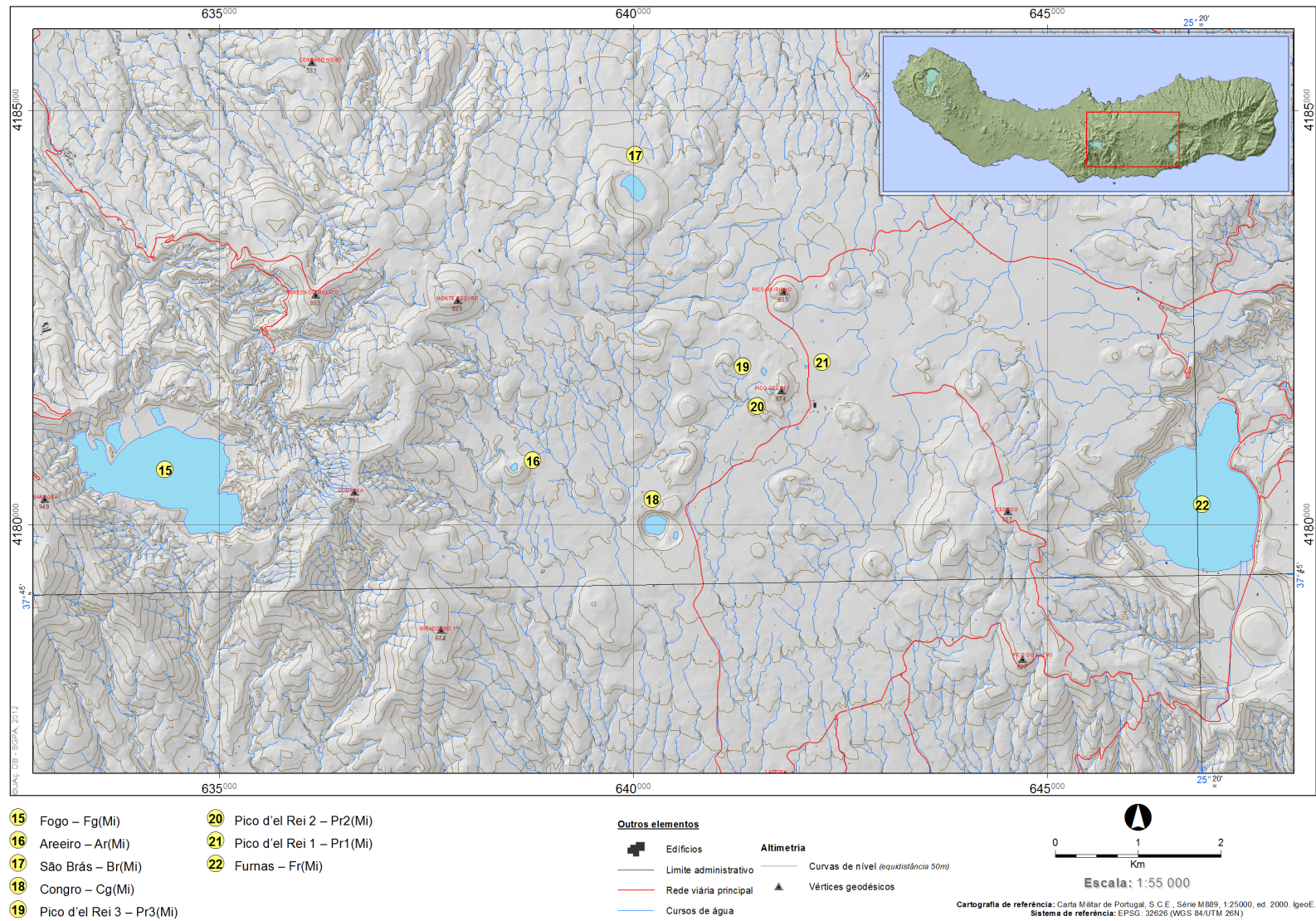


Figura 2.1.b. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais na Ilha de São Miguel.

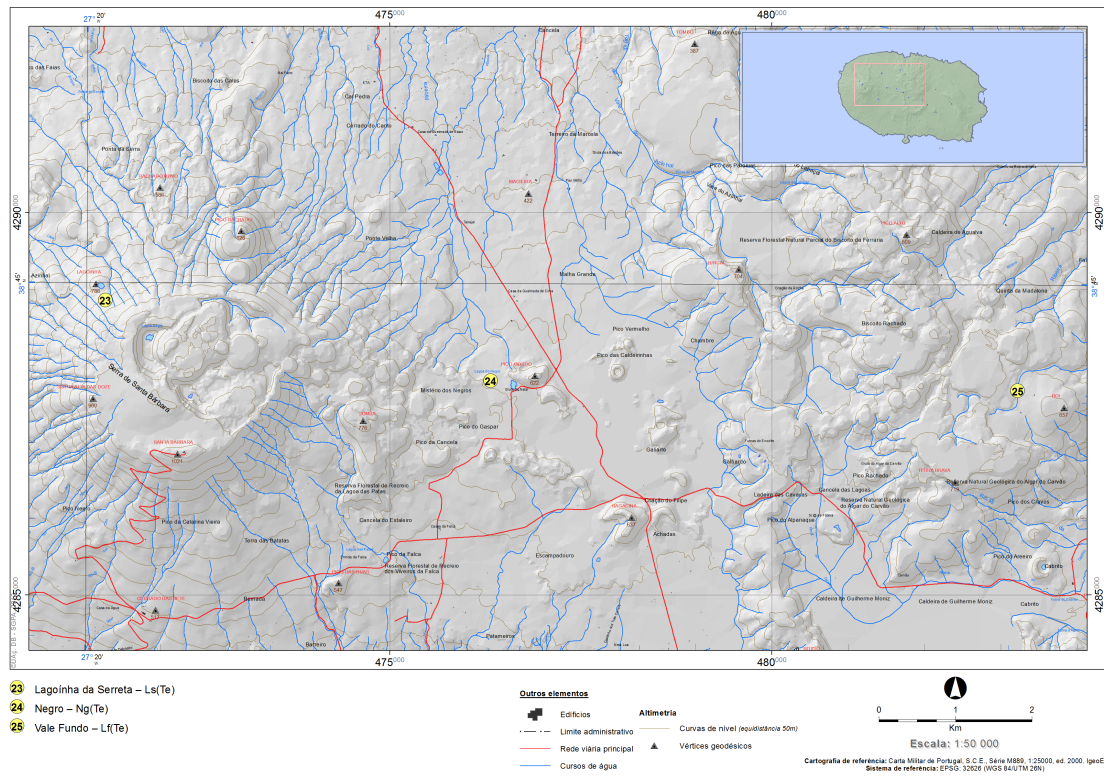


Figura 2.2. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais na Ilha Terceira.

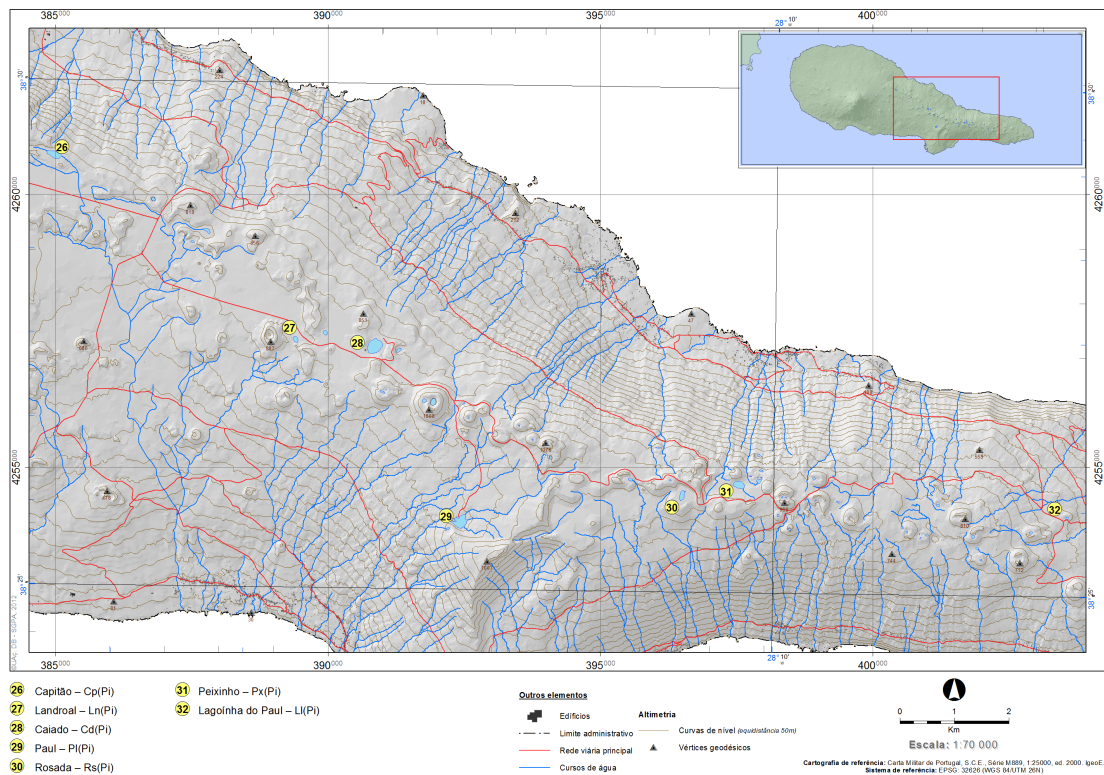


Figura 2.3. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais na Ilha do Pico.

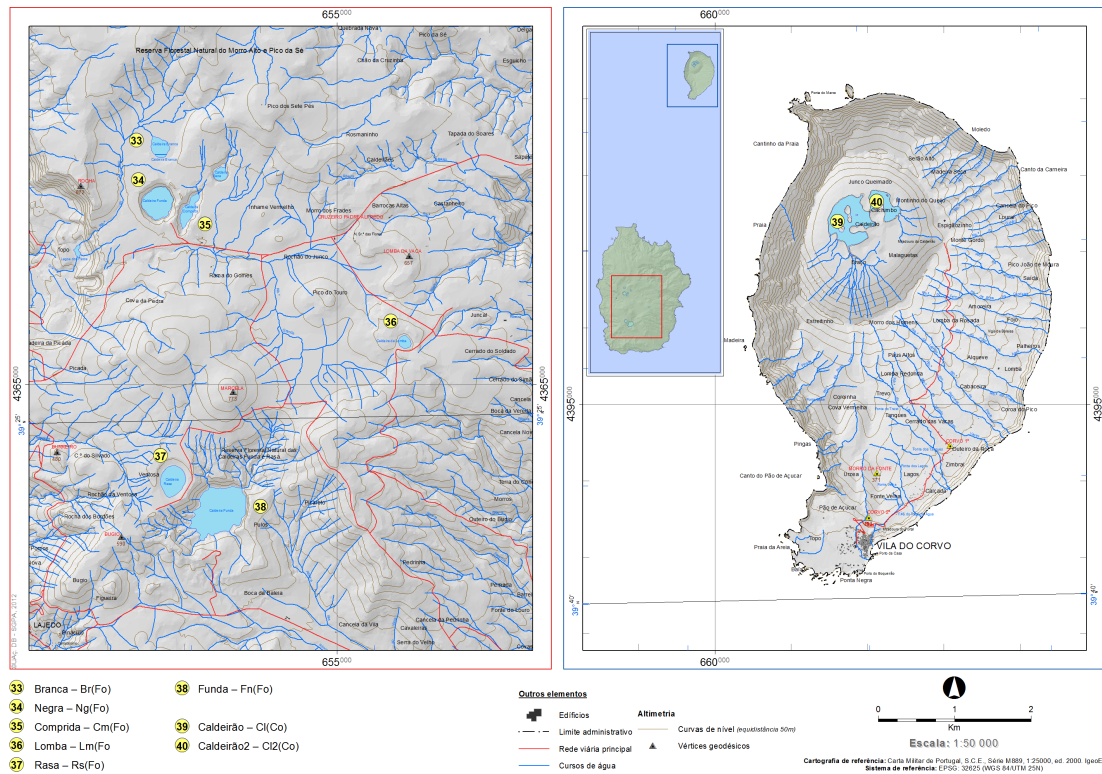


Figura 2.4. Localização das lagoas onde se efectuaram recolhas de sedimentos superficiais nas ilhas das Flores e Corvo.

De acordo com o parâmetro a analisar, as amostras foram fixadas, acondicionadas e conservadas em caixas térmicas.

2.1.2. Sedimentos superficiais

Após a recolha de água para análise dos parâmetros físico-químicos procedeu-se à amostragem de sedimentos. Este é um passo crítico nas análises paleolimnológicas, sendo o principal requisito recolher o sedimento sem perturbar a sua estrutura (Glew *et al.* 2001). Para a recolha dos sedimentos superficiais utilizou-se um *corer* gravimétrico (UWITEC) com tubos de 90 mm de diâmetro. As recolhas de sedimento realizaram-se entre os meses de Janeiro e Julho de 2012. Em cada lagoa seleccionaram-se três pontos de amostragem, sendo um deles próximo da profundidade máxima da lagoa. No local de amostragem registaram-se as

coordenadas do ponto e mediu-se a profundidade com uma sonda (Humminbird 385 CI GPS) e desceu-se o *corer* manualmente até a 1 m do fundo. A partir dessa profundidade deixou-se cair o *corer* livremente para penetrar de forma lenta e vertical no sedimento (Blomqvist 1991). De acordo com o mesmo autor, também é importante permitir um fluxo de água através do tubo acrílico de forma a evitar a criação de uma onda de choque hidráulico que pode facilmente ressuspender os sedimentos superficiais antes do *corer* atingir o sedimento, o que no *corer* utilizado é garantido porque o embolo superior do tubo é livre e abre durante a descida do *corer*. Depois de retirar o *corer*, verificou-se o estado de perturbação do sedimento. Este foi rejeitado sempre que se observaram sinais evidentes de perturbação.

Efectuou-se a extracção do sedimento do *corer* recorrendo-se a um extractor (Glew *et al.* 2001), que possibilita fatiar o sedimento com a espessura desejada com grande precisão. Para a análise dos sedimentos superficiais, recolheram-se os dois primeiros centímetros em fatias de 1 cm de espessura. As amostras foram acondicionadas em sacos de plástico e conservadas em caixas térmicas e ao abrigo da luz até ao laboratório, onde foram armazenadas a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ para posterior análise.

2.2. Tratamento das Amostras

2.2.1. Variáveis físico-químicas

Os vários parâmetros foram determinados, após a colheita, em laboratório, no INOVA – Instituto de Inovação Tecnológica dos Açores: pH, condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$, alcalinidade (CaCO_3/L), azoto Kjeldahl ($\text{mg N}/\text{L}$), azoto total ($\text{mg N}/\text{L}$), fósforo total ($\mu\text{g P}/\text{L}$), nitrato ($\text{mg NO}_3/\text{L}$), nitrito ($\text{mg NO}_2/\text{L}$) e sílica ($\text{mg SiO}_2/\text{L}$), e no laboratório de Limnologia do Departamento de Biologia da Universidade dos Açores: clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$).

As determinações físico-químicas efectuadas no INOVA foram realizadas de acordo com protocolos internacionais padronizados (APHA 1998) ou segundo normas portuguesas publicadas pelo Instituto Português da Qualidade.

A determinação de clorofila *a* foi efectuada utilizando-se o método espectrofotométrico, de acordo com a norma portuguesa N° 4327 (IPQ 1997). As leituras foram realizadas num espectrofotómetro (DR LANGE, modelo CADAS 50 S) com células espectrofotométricas de vidro com um percurso óptico de 1 cm. As concentrações de clorofila *a* foram determinadas pelo método descrito por Lorenzen (1967).

A temperatura média do ar no mês de Julho foi obtida através do modelo CIELO (Clima Insular à Escala Local; Azevedo 1996; Azevedo *et. al* 1998, 1999a, 1999b) do Projecto CLIMAAT (Clima e Meteorologia dos Arquipélagos Atlânticos).

2.2.2. Variáveis hidromorfológicas e de impacte

Os dados relativos às variáveis hidromorfológicas (latitude, longitude, altitude, área e profundidade máxima da lagoa) e de impacte (percentagem de área florestal, de área agrícola e percentagem de outros usos do solo) foram obtidos a partir dos trabalhos de Porteiro (2000) e Gonçalves (2008).

2.2.3. Diatomáceas

2.2.3.1. Remoção da matéria orgânica

Para a identificação e enumeração das diatomáceas, as amostras de sedimentos foram tratadas para a remoção de matéria orgânica e elaboração de preparações definitivas num meio de montagem com elevado índice de refração, de acordo com protocolos internacionais (Battarbee 1986; Kelly *et al.* 1998; Krammer & Lange-Bertalot 2000; CEN 2002).

A remoção de matéria orgânica foi efectuada de acordo com o método descrito por Renberg (1990). Após a descongelação e homogeneização das amostras, retirou-se 1 cm³ de sedimento e colocou-se em tubos de ensaio de vidro (200 x 20 mm), previamente lavados com Na₂CO₃ a 10% a quente (Battarbee 1986). Adicionou-se 5 ml de H₂O₂ a 30% (v/v) e tapou-se os tubos com tampas não herméticas, para impedir contaminações entre amostras. Os tubos foram

colocados em suportes num banho-maria durante 3 horas a 90 °C. Teve-se a atenção de agitar os tubos pelo menos uma vez e verificar o nível de H₂O₂ para não deixar secar as amostras, adicionando-se mais H₂O₂ se necessário. Depois da oxidação, os tubos foram completados com água destilada e deixados a sedimentar durante dois dias à temperatura ambiente. No final do primeiro dia agitou-se, levemente, cada tubo de forma a libertar as bolhas existentes e soltar as diatomáceas das paredes dos tubos. No final do segundo dia removeu-se o sobrenadante e transferiu-se cada amostra para um novo tubo de ensaio mais pequeno. Adicionou-se, a cada tubo, 10 ml de água destilada utilizando um esguicho para causar turbulência suficiente para a homogeneização da suspensão. As amostras foram centrifugadas a 1500 rpm durante 5 minutos, retirou-se o sobrenadante e adicionou-se, novamente, 10 ml de água destilada. Este processo de centrifugação e lavagem foi repetido quatro vezes. Antes da última lavagem adicionaram-se duas gotas de amónia diluída (1% v/v) para minimizar a formação de agregados de diatomáceas (McBride 1988). A ressuspensão final foi efectuada com 10 ml de água destilada. Por vezes foi necessário diluir ou concentrar as amostras de forma a obter uma concentração de diatomáceas adequada à sua contagem.

Após a homogeneização cuidadosa da suspensão de diatomáceas, pipetou-se um pequeno volume para lamelas que foram deixadas a secar durante um dia à temperatura ambiente e numa atmosfera isenta de poeiras. Depois de secas, as lamelas foram montadas em NAPHRAX (Norton Biological Supply). Para cada amostra efectuaram-se duas preparações, uma para análise e arquivo no laboratório, outra para constituir uma colecção de referência no Herbário do Departamento de Biologia da Universidade dos Açores (AZB).

2.2.3.2. Identificação taxonómica e enumeração

O estudo das diatomáceas dos sedimentos superficiais, identificação e enumeração, foi efectuado através da sua observação em microscopia óptica com ampliação de 1000X, utilizando o microscópio ZEISS AXIOIMAGE A1, equipado com contraste de fase e contraste de interferência diferencial de Nomarski e câmara fotográfica digital.

A identificação taxonómica das diatomáceas foi efectuada até ao limite mais baixo possível, na sua maioria até à espécie ou variedade; seguiu-se, fundamentalmente, as floras de (Krammer & Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991a, b, 2000), complementadas por outras obras (Patrick & Reimer 1966; Germain 1981; Krammer & Lange-Bertalot 1985; Cumming *et al.* 1995; Camburn & Charles 2000; Krammer 2000; Prygiel & Coste 2000; Dell'Uomo 2004). A

nomenclatura foi actualizada, de acordo com as publicações mais recentes, conforme indicado na base de dados OMNIDIA v4.2 (Lecointe *et al.* 1993). Na ordenação dos *taxa* identificados e na classificação dos agrupamentos taxonómicos superiores adoptou-se a classificação proposta por Round *et al.* (1990).

Como já foi referido, a contagem das diatomáceas foi efectuada com recurso à microscopia óptica, sob objectiva de imersão e uma ampliação total de 1000X, de acordo com a norma europeia (CEN 2004). A unidade de contagem foi a valva, tendo-se contado em cada amostra pelo menos 500 valvas, de forma a cobrir uma maior diversidade de diatomáceas presente nos sedimentos. A contagem efectuou-se ao longo de transeptos aleatórios até se atingir o número mínimo de valvas pré-estabelecido. Quando se verificou uma elevada dominância de uma única espécie (mais de 250 valvas no total das 500 contadas) procedeu-se a uma contagem estratificada (CEN 2004), onde o número de valvas da espécie dominante foi calculado na proporção idêntica à sua representação na contagem inicial. As vistas conectivas de diatomáceas que não puderam ser associadas a um *taxon* específico (e.g. *Pseudostaurosira* e *Staurosira*) foram contadas em separado. No final da contagem, esses exemplares foram distribuídos pelos *taxa* a que poderiam pertencer, na proporção da representatividade das respectivas vistas valvares nessa contagem. A abundância de cada *taxa* foi expressa em termos de abundância relativa (%).

2.3. Análise de Dados

2.3.1. Variáveis ambientais

De forma a minimizar a redundância entre as variáveis ambientais (Hall & Smol 1992) nas análises, realizou-se um teste de correlação entre as variáveis ambientais analisadas e retiraram-se as que apresentaram correlações superiores a 0,7 (Feld & Hering 2007). Assim, de um conjunto inicial de 22 variáveis ambientais, 18, entre as quais, variáveis hidromorfológicas, físico-químicas e de impacte foram utilizadas na identificação dos principais gradientes e

padrões ambientais no conjunto das lagoas estudadas (Tabela 2.1.), através de uma Análise de Componentes Principais (PCA), com recurso ao pacote estatístico PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley 2006). Procedeu-se à normalização dos dados por estes serem abióticos e terem unidades diferentes (Clarke & Gorley 2006).

Para testar as diferenças e o nível de significância entre e dentro de grupos identificados de amostras (Ilha e Tipologia) efectuou-se o teste ANOSIM com um desenho experimental “two-way nested”. Assim, utilizou-se o grupo Ilha fixo, ortogonal com cinco níveis (São Miguel, Terceira, Pico, Flores e Corvo) e o grupo Tipologia fixo, aninhado dentro do grupo Ilha com dois níveis (Profunda e Pouco Profunda). Os valores de R obtidos em testes ANOSIM variam entre -1 e 1, onde -1 indica um nível de similaridade maior entre amostras de diferentes grupos do que entre amostras de um mesmo grupo e 1 indica um nível de similaridade superior entre amostras do mesmo grupo (Clarke & Gorley 2006).

Tabela 2.1. Variáveis ambientais analisadas e respectivas categorias. * Variáveis ambientais retiradas das análises.

Categoria	Variável	Unidades
Hidromorfológica	Latitude	UTM
	Longitude	UTM
	Altitude*	m
	Área da Lagoa	km ²
	Profundidade Máxima	m
Físico-Química	Temperatura da água	°C
	Temperatura média do ar no mês de Julho	°C
	pH	
	Condutividade	µS/cm
	Alcalinidade*	CaCO ₃ /L
	Azoto Kjeldahl*	mg N/L
	Azoto Total	mg N/L
	Fósforo Total	µg P/L
	Relação entre Azoto Total e Fósforo Total	
	Nitrato	mg NO ₃ /L
	Nitrito	mg NO ₂ /L
	Sílica	mg SiO ₂ /L
	Clorofila <i>a</i>	µg/L
Transparência	m	
Impacte	Percentagem de Área Agrícola	%
	Percentagem de Área Florestal*	%
	Percentagem de Outros Usos do Solo	%

2.3.2. Diatomáceas

Para avaliar as variações entre os conjuntos de diatomáceas nos sedimentos superficiais dos lagos e testar a existência de diferenças entre eles, utilizaram-se vários métodos multivariados, a partir dos dados de abundância relativa com recurso a várias rotinas do pacote estatístico já referido.

A análise da estrutura dos conjuntos de diatomáceas dos sedimentos foi realizada pela comparação da sua composição taxonómica nas diferentes lagoas estudadas. Para tal utilizou-se a média aritmética das abundâncias relativas dos taxa encontrados nos três replicados de cada lagoa. Para as restantes comparações e análises procedeu-se uma transformação $\log(x+1)$ dos dados, a fim de diminuir o peso da contribuição das espécies mais dominantes (Clarke & Gorley 2006), e utilizaram-se os dados dos três replicados de cada lagoa. Para analisar a similaridade entre os conjuntos de diatomáceas, a partir da abundância relativa das espécies em cada local amostrado, utilizou-se o índice Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957) que, de acordo com vários autores (e.g. Clarke 1993), é o mais adequado a dados ecológicos, uma vez que é independente da escala e das ausências simultâneas.

Para testar as diferenças e o nível de significância entre e dentro de grupos identificados de amostras (Ilha e Tipologia) efectuou-se um teste ANOSIM com um desenho experimental “two-way nested” (Clarke & Gorley 2006). Assim, utilizou-se o grupo Ilha fixo, ortogonal com cinco níveis (São Miguel, Terceira, Pico, Flores e Corvo) e o grupo Tipologia fixo, aninhado dentro do grupo Ilha com dois níveis (Profunda e Pouco Profunda). Utilizou-se o teste SIMPER para identificar a contribuição relativa dos taxa dos grupos identificados pelo ANOSIM.

Calcularam-se, ainda, vários índices descritores de comunidades biológicas, nomeadamente, índices de riqueza taxonómica, S (McIntosh 1967 *vide* Krebs 1999) e D_{Margalef} (Margalef 1958) índices de diversidade, H' (Shannon 1948), Δ e Δ^* (Warwick & Clarke 1995; Clarke & Warwick 1998; Warwick & Clarke 1998) e de equitabilidade, λ (Simpson 1949) e J' (Pielou 1966).

2.3.3. Relação entre as variáveis ambientais e os conjuntos de diatomáceas

As relações entre as variáveis ambientais (hidromorfológicas e físico-químicas) e os conjuntos de diatomáceas dos sedimentos superficiais dos lagos foram avaliadas através duma análise multivariada, baseada em distâncias, para um modelo linear – DistLM (Legendre & Anderson 1999; McArdle & Anderson 2001). Este método analisa e modela as relações entre uma nuvem de dados multivariados para uma ou mais variáveis preditivas (Anderson *et al.* 2008).

A rotina DistLM realizada foi baseada no critério AIC e no procedimento Best, de forma a corroborar a escolha do modelo que explica maior variação e, assim, o melhor modelo para esta série de dados. Para uma interpretação visual do modelo resultante num espaço multidimensional, efectuou-se uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA), de forma a analisar a relação entre lagoas e variáveis ambientais (Anderson *et al.* 2008). Os vectores resultantes ilustram a relação entre as variáveis identificadas pelo modelo linear DISTLM; em que cada vector começa no centro de um círculo (origem) e acaba nas coordenadas (x e y). O comprimento e a direcção de cada vector indica a força e a relação entre cada variável e os eixos do dbRDA. Todas as análises foram realizadas com recurso ao pacote estatístico PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley 2006) e PERMANOVA + for PRIMER (Anderson *et al.* 2008).

2.3.4. Modelos de inferência

Foram desenvolvidos modelos de inferência, ou funções de transferência, baseados na composição diatomológica dos sedimentos superficiais para as variáveis ambientais apontadas pela rotina DistLM como as mais importantes para a explicação da distribuição e abundância das diatomáceas. Os modelos foram desenvolvidos através do método de regressão e calibração Weighted Averaging (WA), com classical e inverse deshrinking, com e sem tolerância down-weighting (ter Braak & Dame 1989; Birks *et al.* 1990). As estimações das variáveis para cada amostra foram calculadas com base no óptimo de cada *taxa* para cada variável, ponderando com a abundância de cada *taxa* em cada amostra e calculando a média do óptimo ponderado e combinado de cada *taxa* (Reavie *et al.* 2006).

As funções de calibração baseadas no método WA são bastante sensíveis ao intervalo do conjunto de dados amostrados da variável ambiental em estudo. Geralmente, estes modelos exibem um bom desempenho apenas quando o conjunto de dados apresenta uma distribuição relativamente uniforme ao longo do gradiente da variável ambiental (Bennion *et al.* 1996; Weckström *et al.* 1997). Assim, retiraram-se as amostras que se comportaram como *outliers* no desenvolvimento dos modelos de pH, TP e Chla, sendo utilizado um conjunto de dados de 38 lagoas para o modelo de Chla e 39 lagoas para os modelos de pH e TP. Para os restantes modelos utilizou-se o conjunto de dados completo, com 40 lagoas.

A capacidade preditiva dos modelos (valores de predição) foi determinada pelo método Jack-Knife (leave-one-out) (ter Braak & Juggins 1993), que fornece um erro de perda mais realístico (RMSEP, root mean square error of prediction) (Jones & Juggins 1995; Reavie *et al.* 2006). O desenvolvimento destes modelos foi realizado com recurso ao programa informático C2 (Juggins 2003).



Capítulo 3

RESULTADOS

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis Ambientais

A análise dos principais gradientes ambientais nas várias lagoas estudadas através de PCA (Figura 3.1) foi realizada com um total de 18 variáveis ambientais (Tabela 2.1.), entre as quais, variáveis hidromorfológicas, físico-químicas e de impacte. O primeiro eixo (PC1), com um valor próprio de 3,87, está associado, principalmente, à condutividade (Cond), pH e sílica (Si), explicando 22,4% da variação observada (Tabela 3.1.). Do lado direito do diagrama localizam-se, de uma forma geral, as lagoas menos perturbadas, que se encontram, maioritariamente, a altitudes mais elevadas e com uma fraca mineralização. Do lado oposto, encontram-se as lagoas localizadas a menores altitudes e com valores mais elevados de condutividade, como as lagoas Az(Mi), Cg(Mi), F(Mi), Sn(Mi), Vr(Mi), Fn(Fo) e Ng(Fo). O segundo eixo (PC2), com um valor próprio de 2,8 e que representa 15,6% da variação total, está relacionado com indicadores do estado trófico, nomeadamente, o fósforo total (TP), a clorofila *a* (Chl_a), transparência (Z_{SD}) e a relação entre o azoto total e o fósforo total (TN/TP).

O teste ANOSIM mostrou existirem diferenças estatisticamente significativas para o grupo "Tipologia" ($R = 0,449$; $p = 0,001$), lagoas profundas e pouco profundas. O mesmo não se verificou para o factor "Ilha" ($R = 0,105$; $p = 0,419$). De um modo geral, verifica-se um diferenciação entre as lagoas profundas e as pouco profundas, suportada por um forte gradiente ambiental, hidromorfológico e físico-químico.

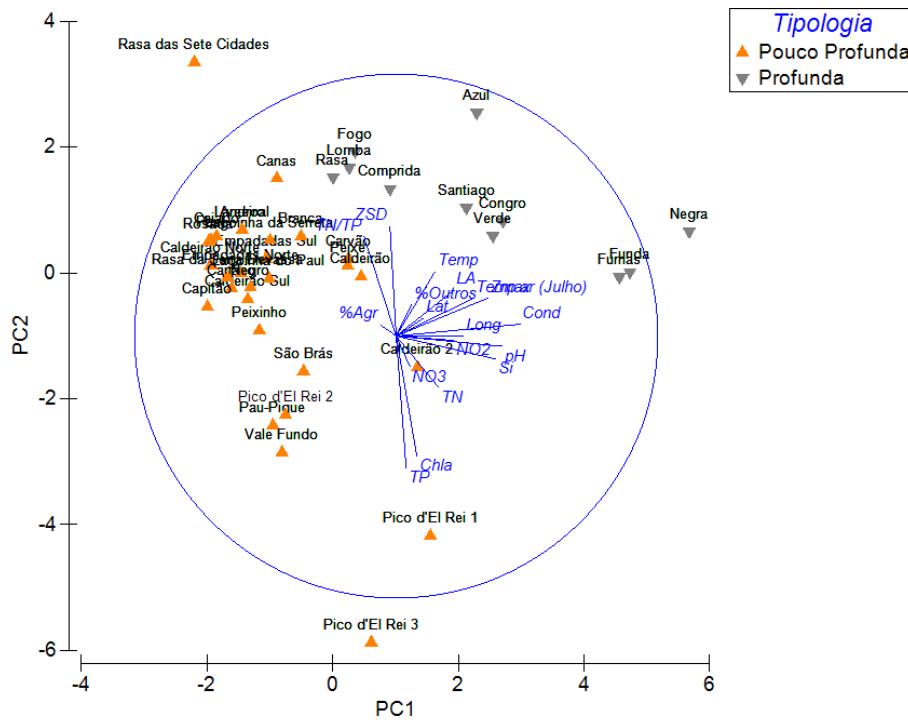


Figura 3.1. Diagrama obtido por análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais nas 40 lagoas estudadas.

Tabela 3.1. Pontuações das variáveis ambientais nos cinco primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) e valor próprio, percentagem de variação própria e acumulada de cada um desses eixos.

Variáveis	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Cond	0,473	0,045	-0,011	-0,028	0,055
pH	0,405	-0,039	-0,197	-0,159	-0,121
Si	0,381	-0,088	-0,075	-0,062	-0,143
Zmax	0,352	0,145	-0,038	0,224	-0,136
TP	0,038	-0,503	-0,094	0,074	0,054
Chla	0,078	-0,457	-0,157	0,026	0,007
ZSD	-0,024	0,419	-0,121	0,146	0,193
TN/TP	-0,123	0,379	-0,099	0,009	0,339
Lat	0,106	0,069	0,462	0,407	0,009
%Agr	-0,062	0,043	0,457	-0,342	-0,298
NO3	0,053	-0,118	0,421	-0,095	0,528
TN	0,163	-0,197	0,311	-0,361	0,313
Temp ar (Julho)	0,296	0,145	0,302	0,104	-0,012
NO2	0,220	-0,017	0,124	0,426	-0,126
%Outros	0,058	0,119	-0,150	-0,327	0,075
Temp	0,149	0,246	0,056	-0,315	-0,213
Long	0,257	0,001	-0,240	0,076	0,506
LA	0,221	0,176	-0,097	-0,256	-0,003
Valor próprio	3,870	2,800	2,210	1,690	1,370
Variação própria (%)	21,500	15,600	12,300	9,400	7,600
Variação acumulada (%)	21,500	37,100	49,400	58,700	66,300

3.2. Diatomáceas nos Sedimentos Superficiais das Lagoas

3.2.1. Composição taxonómica

No total das amostras e sedimento superficial das 40 lagoas estudadas identificaram-se 207 *taxa* (espécies e variedades), distribuídos por 55 géneros, 27 famílias, 13 ordens e 3 classes (Anexo II). Os géneros com maior representatividade foram *Navicula* (28 *taxa*) e *Nitzschia* (19 *taxa*), contribuindo, respectivamente, com 13,53% e 9,18% para os *taxa* observados. Outros géneros, como *Pinnularia* (13 *taxa*), *Fragilaria* e *Eunotia* (9 *taxa* cada), também contribuíram consideravelmente para o total de *taxa* identificados, com 6,28% e 4,35%, respectivamente. Nos restantes 50 géneros identificaram-se 1 a 7 *taxa*.

O número médio de *taxa* identificados foi de 52 por amostra, variando entre 28 *taxa* na lagoa Negra e 90 *taxa* na lagoa do Peixinho. Nenhum dos 207 *taxa* foi encontrado em todas as lagoas estudadas, e apenas 37 foram identificados em mais de 50% das lagoas, sendo estas as diatomáceas mais ubíquas, tais como *Diademesma contenta* (92,5%), *Achnanthes minutissimum* (90%), *Nitzschia palea* (87,5%), *Eunotia paludosa* (85%), *Brachysira neoexilis*, *Frustulia crassinervia*, *Navicula notha* e *Nitzschia gracilis* (82,5%, cada), *Brachysira brebissonii* e *Encyonema neogracile* (80%, cada), *Stauroforma exiguiformis*, *Chamaepinnularia mediocris*, *Tabellaria flocculosa* morfo 1 (77,5%, cada) e *Navicula subrotundata* (75%). Verificou-se uma ocorrência esporádica de um número considerável de espécies, nomeadamente, 49 espécies foram identificadas apenas num único local de amostragem e 19 em dois locais.

O teste ANOSIM realizado mostrou existirem diferenças estatisticamente significativas na composição taxonómica do conjunto de diatomáceas dos sedimentos entre as lagoas estudadas ($R = 0,788$; $p = 0,001$), utilizando a abundância relativa de cada *taxon* para o grupo “Tipologia”, lagoas profundas e pouco profundas. O mesmo não se verificou para o factor “Ilha” ($R = -0,579$; $p = 0,924$).

A Figura 3.2. apresenta o diagrama de ordenação multidimensional obtido por nMDS com base na abundância das diatomáceas nos sedimentos das lagoas estudadas. Verifica-se, de um modo geral, a existência de dois grupos de conjuntos distintos: um grupo situado mais à direita do nMDS, que inclui a maior parte das lagoas profundas (lagoas Lomba, Comprida, Fogo,

Azul, Verde, Congro, Furnas, Santiago, Funda e Negra); e outro, que inclui as lagoas pouco profundas juntamente com a lagoa Rasa (lagoa profunda), situado mais à esquerda do nMDS, corroborando os resultados obtidos com o teste ANOSIM.

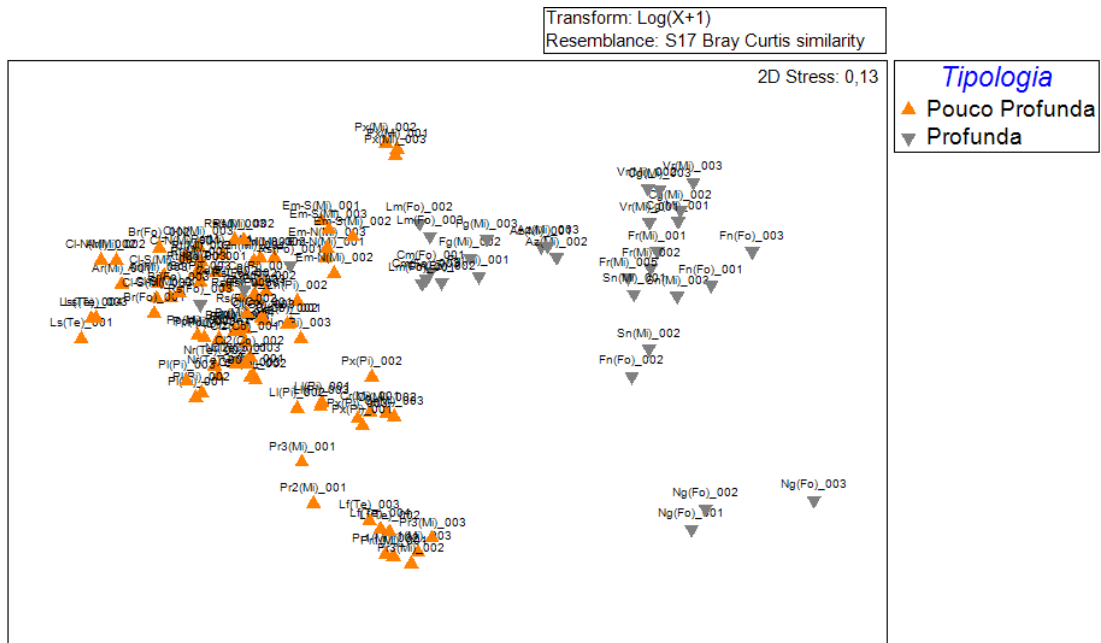


Figura 3.2. Diagrama de ordenação multidimensional das amostras de sedimento das lagoas estudadas, evidenciando a tipologia das lagoas. O diagrama foi obtido por nMDS a partir da matriz de similaridades Bray-Curtis calculadas com base nas abundâncias relativas das diatomáceas transformadas por Log (x+1) (Ver códigos das lagoas no anexo I).

O teste SIMPER realizado indica que as espécies que mais contribuem para a dissimilaridade entre as tipologias de lagoas são *Aulacoseira ambigua*, *Asterionella formosa*, *A. granulata*, *Stauroforma exiguiformis*, *Tabellaria flocculosa* morfo 1 e *Brachysira brebissonii* com uma contribuição acumulada de 15,71% (Tabela 3.2.). As três primeiras espécies são características de lagoas profundas, enquanto que as três últimas encontram-se, sobretudo, em lagoas pouco profundas.

A composição específica do conjunto de diatomáceas dos sedimentos de lagoas profundas e lagoas pouco profundas também é determinada pelo tipo de habitat (Figura 3.3). As lagoas onde se verificou uma maior abundância de espécies planctónicas foram Congro, Fogo, Furnas, Santiago, Azul, Verde, Comprida, Funda, Lomba e Negra, com uma abundância

Tabela 3.2. Contribuição relativa dos taxa de diatomáceas para a dissimilaridade entre as duas tipologias de lagoas, profundas e pouco profundas, obtida através do teste SIMPER.

Taxa	Abundância Média		Av.Diss	Diss/SD	Contribuição %	Contribuição Acumulada %
	Pouco Profundas	Profundas				
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0,11	2,64	4,70	1,72	5,53	5,53
<i>Asterionella formosa</i>	0,02	1,53	2,97	0,94	3,49	9,02
<i>Aulacoseira granulata</i>	0,01	1,53	2,94	1,13	3,46	12,48
<i>Stauroforma exiguiformis</i>	1,63	0,92	2,75	1,23	3,23	15,71
<i>Tabellaria flocculosa</i> morfo 1	1,43	0,23	2,51	1,38	2,95	18,67
<i>Brachysira brebissonii</i>	1,35	0,20	2,42	1,10	2,84	21,51
<i>Brachysira neoxilis</i>	1,43	0,43	2,38	1,25	2,79	24,30
<i>Eunotia incisa</i>	1,20	0,30	2,18	1,10	2,56	26,86
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0,01	1,08	2,04	0,77	2,39	29,25
<i>Encyonema neogracile</i>	1,23	0,46	1,99	1,24	2,34	31,59
<i>Ulnaria delicatissima</i>	0,07	0,97	1,94	0,75	2,28	33,87
<i>Staurosira</i> sp. 2	0,68	0,89	1,94	0,95	2,28	36,15
<i>Navicula leptostriata</i>	0,96	0,31	1,94	0,90	2,28	38,42
<i>Navicula notha</i>	1,04	0,51	1,82	1,08	2,13	40,56
<i>Nitzschia gracilis</i>	1,01	0,14	1,69	1,16	1,98	42,54
<i>Pseudostaurosira</i> sp.1	0,18	0,81	1,51	0,96	1,77	44,31
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	0,67	0,78	1,49	1,15	1,75	46,07
<i>Chamaepinnularia mediocris</i>	0,85	0,06	1,47	1,18	1,73	47,80
<i>Encyonema gaeumannii</i>	0,80	0,23	1,47	0,91	1,73	49,53
<i>Frustulia crassinervia</i>	0,79	0,07	1,41	0,99	1,66	51,19
<i>Eunotia paludosa</i>	0,77	0,14	1,33	1,09	1,57	52,75
<i>Navicula subtundata</i>	0,56	0,67	1,33	1,08	1,56	54,31
<i>Frustulia rhomboides</i>	0,71	0,18	1,31	1,12	1,54	55,85
<i>Nitzschia palea</i>	0,76	0,30	1,31	0,89	1,54	57,39
<i>Aulacoseira distans</i>	0,56	0,04	1,05	0,56	1,23	58,62
<i>Chamaepinnularia</i> sp.1	0,51	0,04	0,93	0,87	1,10	59,72
<i>Ulnaria danica</i>	0,01	0,46	0,90	0,52	1,06	60,78
<i>Kobayasiella subtilissima</i>	0,49	0,01	0,90	0,77	1,06	61,84
<i>Encyonopsis</i> sp.1	0,15	0,43	0,88	0,67	1,03	62,87
<i>Nitzschia acidoclinata</i>	0,49	0,10	0,86	0,74	1,01	63,88
<i>Ulnaria delicatissima</i> var. angustissima	0,06	0,40	0,83	0,51	0,97	64,85
<i>Sellaphora minima</i>	0,38	0,24	0,80	0,74	0,95	65,80
<i>Stenopterobia delicatissima</i>	0,40	0,01	0,76	0,58	0,89	66,69
<i>Mayamaea atomus</i>	0,43	0,04	0,75	0,58	0,88	67,57
<i>Diademsis contenta</i>	0,51	0,22	0,75	1,13	0,88	68,45
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,39	0,11	0,71	0,68	0,83	69,29
<i>Mayamaea permitis</i>	0,35	0,15	0,70	0,65	0,82	70,11
<i>Pinnularia perirrorata</i>	0,39	0,03	0,66	1,04	0,78	70,89
<i>Eunotia intermedia</i>	0,36	0,09	0,66	0,86	0,77	71,66
<i>Gomphonema parvulum</i>	0,37	0,10	0,66	0,80	0,77	72,43
<i>Stephanodiscus parvus</i>	0,10	0,25	0,65	0,38	0,77	73,20
<i>Psammothidium altaicum</i>	0,35	0,01	0,64	0,51	0,76	73,96
<i>Discostella pseudosteliger</i>	0,10	0,26	0,63	0,49	0,74	74,69
<i>Surirella roba</i>	0,21	0,24	0,63	0,73	0,74	75,43
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> var. inflata	0,00	0,33	0,62	0,64	0,73	76,16
<i>Brachysira serians</i>	0,32	0,00	0,62	0,46	0,73	76,89
<i>Staurosirella pinnata</i>	0,00	0,34	0,61	0,58	0,72	77,61
<i>Fragilaria capucina</i> var. vauchaeriae	0,09	0,33	0,59	0,98	0,70	78,31
<i>Eunotia exigua</i>	0,34	0,01	0,58	1,08	0,69	79,00
<i>Staurosira elliptica</i>	0,05	0,26	0,49	0,60	0,58	79,58
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,12	0,22	0,48	0,69	0,57	80,15

Tabela 3.2. (Continuação).

Taxa	Abundância Média		Av.Diss	Diss/SD	Contribuição %	Contribuição Acumulada %
	Pouco Profundas	Profundas				
<i>Pinnularia sinistra</i>	0,25	0,09	0,48	0,76	0,56	80,70
<i>Encyonema perpusillum</i>	0,25	0,04	0,47	0,82	0,55	81,26
<i>Eunotia implicata</i>	0,14	0,16	0,45	0,55	0,53	81,79
<i>Encyonema sp.1</i>	0,23	0,02	0,43	0,62	0,50	82,29
<i>Pinnularia subgibba</i>	0,21	0,05	0,42	0,41	0,50	82,79
<i>Tabellaria flocculosa</i> morfo 2	0,20	0,06	0,42	0,54	0,49	83,28
<i>Navicula difcillima</i>	0,21	0,05	0,42	0,54	0,49	83,77
<i>Aulacoseira nygaardii</i>	0,06	0,21	0,42	0,41	0,49	84,26
<i>Navicula obsoleta</i>	0,23	0,05	0,41	0,65	0,48	84,74
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,17	0,06	0,38	0,47	0,44	85,19
<i>Stausosira pseudoconstruens</i>	0,00	0,18	0,38	0,34	0,44	85,63
<i>Achnantheidium exiguum</i>	0,07	0,13	0,37	0,41	0,43	86,06
<i>Ulnaria ulna</i> var. <i>acus</i>	0,01	0,19	0,36	0,54	0,42	86,48
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,00	0,17	0,35	0,38	0,41	86,89
<i>Pinnularia rhomboelliptica</i>	0,19	0,01	0,34	0,71	0,40	87,29
<i>Eunotia tetraodon</i>	0,19	0,01	0,33	0,67	0,39	87,68
<i>Surirella linearis</i>	0,18	0,03	0,33	0,42	0,38	88,07
<i>Fragilaria</i> cf. <i>tenera</i>	0,19	0,00	0,32	0,36	0,37	88,44
<i>Pinnularia subcapitata</i>	0,17	0,01	0,31	0,65	0,36	88,80
<i>Navicula</i> sp.5	0,17	0,02	0,30	0,62	0,35	89,16
<i>Pseudostausosira brevistriata</i>	0,00	0,15	0,28	0,43	0,33	89,48
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,04	0,13	0,27	0,69	0,32	89,80
<i>Rossethidium pusillum</i>	0,05	0,12	0,27	0,41	0,32	90,12

média que variou entre 36% e 96,5%. Pelo contrário, nas lagoas pouco profundas a abundância média de diatomáceas planctónicas variou entre 0% e 15,2%.

De uma forma geral, nas lagoas profundas verifica-se uma predominância de espécies planctónicas, como *A. ambigua*, *A. formosa*, *A. granulata* e *Fragilaria crotonensis*, com abundâncias muito elevadas. Pelo contrário, nas lagoas pouco profundas, e em lagoas profundas pouco perturbadas como a lagoa Rasa, predominam espécies de origem bentónica, tais como *S. exiguiiformis*, *Stausosira* sp.2, *B. brebissonii*, *B. neoexilis*, *Navicula leptostriata*, *N. notha*, *T. flocculosa* morfo 1 e *E. neogracile*.

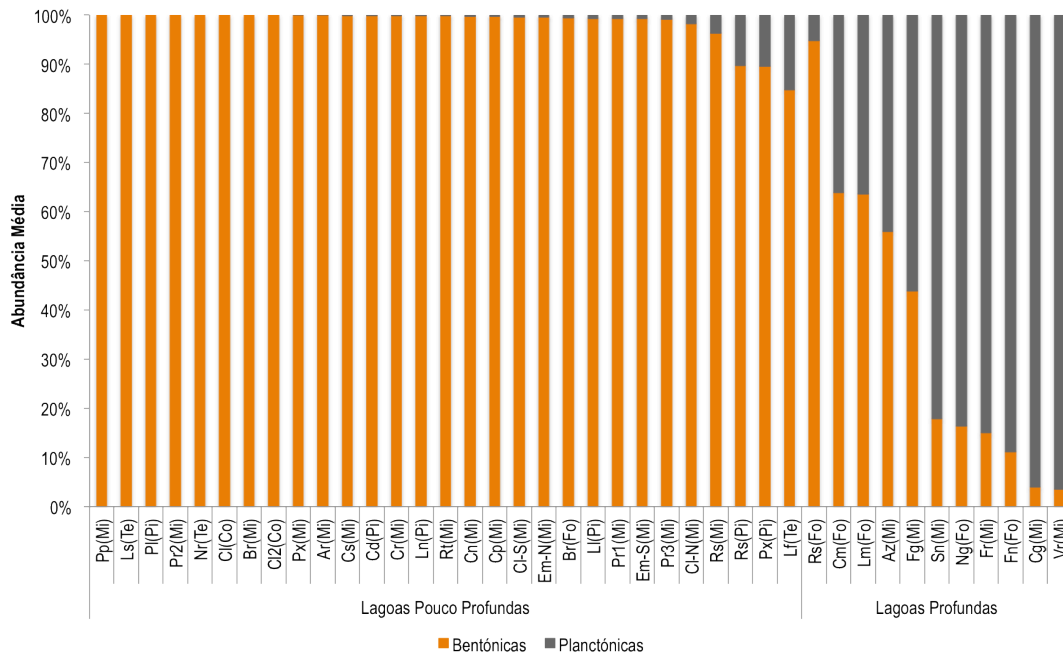


Figura 3.3. Contribuição das espécies bentônicas e planctônicas em cada uma das lagoas estudadas. As lagoas encontram-se ordenadas em função da abundância relativa de espécies bentônicas (de maior para menor). (Ver códigos das lagoas no anexo I).

3.2.2. Índices descritores da comunidade

O valor médio do índice de riqueza específica no conjunto das lagoas estudadas foi de 52 taxa por amostra (Tabela 3.3.). As lagoas que apresentaram uma maior riqueza específica foram Peixinho (90 taxa), Pico d’el Rei 3 (73 taxa), Carvão, Lagoínha do Vale Fundo e Lomba (69 taxa cada), enquanto que as que apresentaram um menor valor no índice de riqueza específica foram Verde (23 taxa), Negra (28 taxa) e Areeiro (29 taxa). Verificou-se que os resultados obtidos no índice taxonômico de Margalef seguem a mesma tendência, as lagoas que apresentaram maior riqueza específica foram as que apresentaram maior valor no índice de Margalef, e as que apresentaram menor riqueza foram as que apresentaram menor valor neste índice (Tabela 3.3.).

Os valores médios do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e do índice de equitabilidade de Pielou (J') no conjunto dos sedimentos superficiais estudados foram 2,541 e 0,647; respectivamente. As lagoas Peixinho, Landroal, Carvão, São Brás, Canas, Caldeirão 2 e Pau-Pique destacam-se pelos elevados valores de diversidade e equitabilidade ($3,068 < H' < 3,534$; $0,731 < J' < 0,785$), superiores à média das lagoas (Tabela 3.3.). Por outro lado, os

Tabela 3.3. Índices de riqueza taxonómica, diversidade e dominância/equitabilidade calculados para as diatomáceas presentes nos sedimentos superficiais de 40 lagoas do Arquipélago dos Açores. (Ver códigos das lagoas no anexo I).

Lagoa	Riqueza Taxonómica		Diversidade			Dominância / Equitabilidade	
	S	DMargalef	H'	Δ	Δ^*	λ	J'
Ar(Mi)	29	6,080	2,081	40,937	49,372	0,179	0,618
Cl-N(Mi)	33	6,949	2,357	48,468	58,135	0,175	0,674
Cl-S(Mi)	42	8,903	2,678	58,989	64,387	0,093	0,716
Cn(Mi)	47	9,989	2,766	60,014	65,074	0,087	0,718
Cs(Mi)	55	11,726	2,997	54,896	58,517	0,071	0,748
Cr(Mi)	69	14,766	3,097	58,266	62,189	0,072	0,731
Cg(Mi)	33	6,949	1,336	48,079	71,768	0,337	0,382
Em-N(Mi)	47	9,989	2,330	50,636	62,524	0,198	0,605
Em-S(Mi)	48	10,206	2,201	57,251	72,773	0,221	0,569
Fg(Mi)	66	14,115	2,412	59,270	76,798	0,236	0,576
Fr(Mi)	41	8,686	1,987	54,013	68,253	0,217	0,535
Pp(Mi)	52	11,075	2,963	52,194	55,987	0,077	0,750
Px(Mi)	58	12,377	1,652	32,855	50,172	0,352	0,407
Pr1(Mi)	63	13,463	2,930	47,533	51,198	0,081	0,707
Pr2(Mi)	37	7,817	2,727	52,133	56,764	0,091	0,755
Pr3(Mi)	73	15,635	3,050	46,993	50,689	0,082	0,711
Rs(Mi)	47	9,989	2,698	63,122	69,639	0,103	0,701
Rt(Mi)	58	12,377	2,635	54,288	60,411	0,110	0,649
Sn(Mi)	32	6,732	2,076	56,601	67,288	0,167	0,599
Br(Mi)	62	13,246	3,068	60,816	65,130	0,076	0,743
Az(Mi)	52	11,075	2,713	65,478	71,911	0,099	0,687
Vr(Mi)	23	4,777	1,563	35,410	47,255	0,258	0,498
Nr(Mi)	54	11,509	2,665	41,531	47,540	0,135	0,668
Ls(Mi)	31	6,514	2,338	53,967	62,682	0,148	0,681
Lf(Te)	69	14,766	2,882	58,553	65,025	0,109	0,681
Cd(Pi)	47	9,989	2,540	67,186	75,824	0,123	0,660
Cp(Mi)	54	11,509	2,738	69,033	75,830	0,099	0,686
Ln(Pi)	60	12,812	3,200	65,324	68,998	0,063	0,782
Pl(Pi)	50	10,640	2,886	55,017	59,880	0,090	0,738
Px(Pi)	90	19,326	3,534	62,696	65,526	0,053	0,785
Rs(Pi)	56	11,943	2,649	66,976	75,712	0,124	0,658
Li(Pi)	68	14,549	2,695	52,869	59,100	0,114	0,639
Br(Fo)	41	8,686	2,422	53,453	61,087	0,134	0,652
Cm(Fo)	67	14,332	2,686	65,373	75,837	0,147	0,639
Fn(Fo)	50	10,640	1,460	44,799	70,548	0,371	0,373
Lm(Fo)	69	14,766	2,587	62,680	74,706	0,169	0,611
Ng(Fo)	28	5,863	1,534	52,769	78,939	0,338	0,460
Rs(Fo)	65	13,897	2,903	64,403	70,130	0,091	0,695
Cl(Co)	60	12,812	2,642	62,761	73,149	0,151	0,645
Cl2(Co)	53	11,292	2,981	59,968	64,824	0,084	0,751
Média	52	11,069	2,541	55,440	64,539	0,148	0,647
(SD)	14,547	3,159	0,507	8,629	8,846	0,085	0,104

lagos que apresentaram valores de diversidade e equitabilidade mais baixos foram Congro, Funda, Negra, Verde e Furnas ($1,336 < H' < 1,987$; $0,373 < J' < 0,535$). Nestas lagoas o domínio de uma ou duas espécies, como *A. ambigua*, *A. granulata* e *A. formosa*, é muito acentuado, o que reduz drasticamente a diversidade e equitabilidade.

Relativamente aos índices de diversidade taxonómica (Δ) e distinção taxonómica (Δ^*), verificou-se que os valores médios destes no conjunto dos sedimentos superficiais estudados foram 55,44 e 64,54; respectivamente. As lagoas Caiado, Capitão, Rosada, Landroal e Azul destacam-se pelos elevados valores de diversidade taxonómica ($65,324 < \Delta < 69,033$). A distinção taxonómica variou entre 47,255 (Lagoa Verde) e 78,939 (Lagoa Negra) (Tabela 3.3.).

3.2.3. Relação com as variáveis ambientais

As relações entre as variáveis ambientais e o conjunto de dados das comunidades de diatomáceas foram avaliadas através de um DistLM, baseado no critério AIC e no procedimento Best, que indicou todas as variáveis como importantes para explicar a composição taxonómica de diatomáceas nas lagoas estudadas ($0,001 > p > 0,05$) (Tabela 3.4.), com um valor de AIC de 843,8 e R^2 de 0,665.

A análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA) (Figura 3.4.), baseado no modelo obtido pelo DistLM, ilustra como as diatomáceas se encontram separadas pela tipologia das lagoas e as variáveis ambientais que mais contribuem para essa separação. Os dois primeiros eixos do dbRDA explicam 57,83% da relação observada entre as comunidades diatomáceas e as variáveis ambientais, e 38,46% da variabilidade total nos dados das comunidades de diatomáceas. O primeiro eixo está positivamente correlacionado com a condutividade e pH, sendo responsável pela separação dos conjuntos de diatomáceas entre tipos de lagoas, enquanto que o segundo eixo está negativamente correlacionado com alguns indicadores do estado trófico, como a clorofila *a* e o fósforo total.

Tabela 3.4. Sumário dos resultados obtidos com a rotina DistLM, baseado no critério AIC e no procedimento Best, para as variáveis ambientais (hidromorfológicas, físico-químicas e de impacte).

Variáveis	SS(trace)	Pseudo-F	P
Temp ar (Julho)	26631	10,333	0,001
pH	75137	34,800	0,001
Cond	73187	33,635	0,001
TN	10050	3,695	0,003
TP	23011	8,822	0,001
TN/TP	12539	4,646	0,002
NO3	5202	1,884	0,050
NO2	15218	5,688	0,001
Zmax	39183	15,869	0,001
Temp	15697	5,876	0,001
ZSD	10920	4,026	0,001
Chla	24462	9,423	0,001
Lat	11252	4,152	0,002
Long	16971	6,379	0,001
LA	32929	13,052	0,001
%Agr	8981	3,291	0,008
%Outros	10910	4,022	0,003

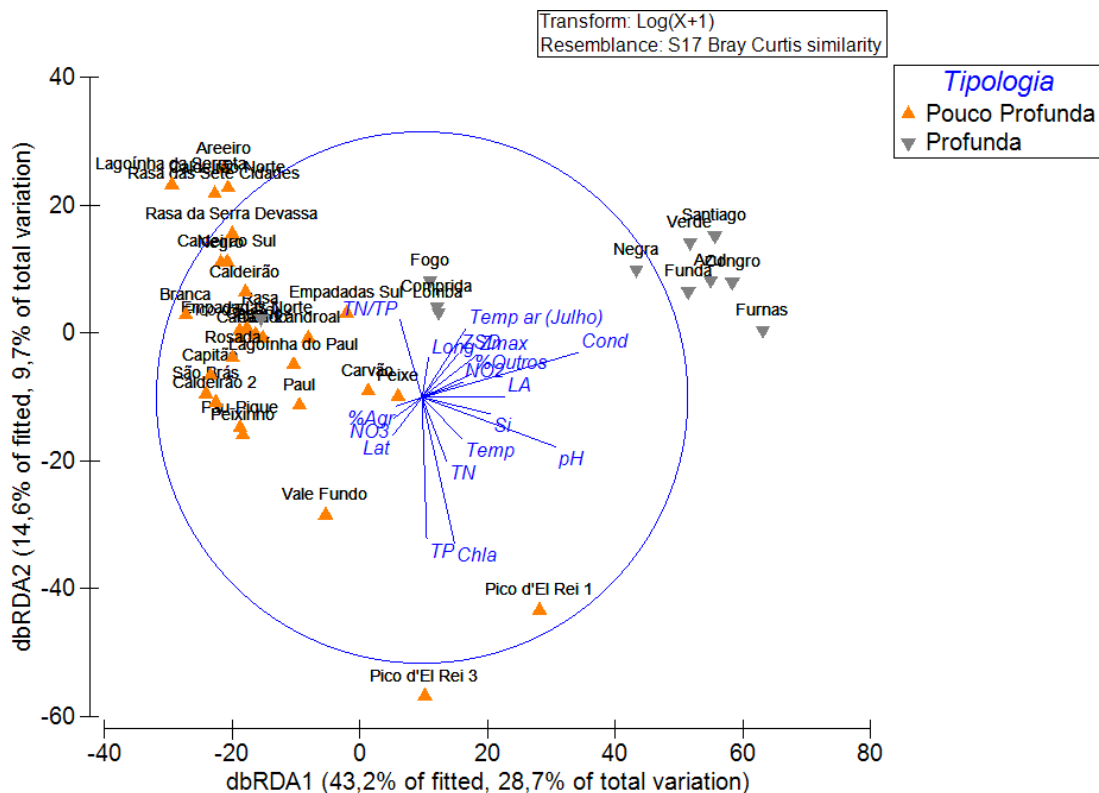


Figura 3.4. Diagrama de ordenação obtido por análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA), relacionando as variáveis ambientais com a composição diatomológica dos sedimentos superficiais das lagoas estudadas.

3.3. Modelos de Inferência

Os resultados da análise DistLM revelaram que todas as variáveis são importantes para a explicação da distribuição e abundância das diatomáceas nas lagoas em estudo. Assim, desenvolveram-se modelos de inferência quantitativa, também designados por funções de transferência, para essas variáveis (Tabela 2.1.).

De uma forma geral o método WA classical deshrinking foi aquele que apresentou melhor desempenho para as variáveis analisadas (Tabela 3.5.). Os valores obtidos com a aplicação deste método revelaram uma elevada correlação entre a abundância relativa das espécies de diatomáceas nesta série de lagoas e as variáveis pH, condutividade, fósforo total, profundidade máxima (R^2 aparente de 0,857; 0,824; 0,862 e 0,893; respectivamente, Tabela 3.5.).

Os modelos de inferência finais de predição do pH, condutividade, fósforo total e profundidade máxima dos lagos exibem um bom desempenho, tal como indicado pelos diagramas de dispersão (Figura 3.5. a, b, c e d), verificando-se uma elevada concordância entre os valores medidos e os inferidos. Os valores de predição obtidos por Jack-Knife para estas variáveis são bastante elevados ($R^2_{\text{Jack-Knife}}$ de 0,829; 0,797; 0,822 e 0,848; respectivamente, Tabela 3.5.) e os erros de predição (RMSEP) e os enviesamentos são reduzidos.

No que diz respeito aos modelos de inferência finais de predição da clorofila *a*, sílica e temperatura média do ar no mês de Julho, verifica-se um desempenho razoável dos modelos (Figura 3.5. e, f e g); contudo, o seu poder preditivo é inferior aos anteriores ($R^2_{\text{Jack-Knife}}$ de 0,579; 0,529 e 0,485, respectivamente, Tabela 3.5.).

Os modelos para as restantes variáveis não apresentaram um bom poder preditivo, pelo que não se expõem esses resultados. Também não se verificou nenhuma melhoria nas predições dos modelos usando dados transformados ou através do método WA-PLS.

Tabela 3.5. Desempenho dos modelos de inferência quantitativa para as variáveis pH, condutividade (Cond), fósforo total (TP), profundidade máxima (Zmáx), clorofila a (Chla), sílica (Si) e temperatura média do ar no mês de Julho (Temp ar Julho) construídos pelo método WA sobre a abundância da totalidade de espécies. A capacidade preditiva (valores de predição) foi determinada pelo método Jack-Knife. Para cada variável destacam-se os modelos com melhor capacidade preditiva (maior R² e/ou menor enviesamento). RMSE erros aparentes; RMSEP – erros de predição.

Variáveis	Modelos	Valores de Inferência (aparentes)		Valores de Predição (Jack-Knife)			
		RMSE	R ²	RMSEP	R ²	Enviesamento médio	Enviesamento máximo
pH	Weighted averaging model (inverse deshrinking)	0,328	0,857	0,359	0,828	0,003	0,605
	Weighted averaging model (classical deshrinking)	0,355	0,857	0,382	0,829	0,002	0,465
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, inverse deshrinking)	0,302	0,879	0,361	0,827	0,005	0,615
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, classical deshrinking)	0,322	0,879	0,379	0,828	0,004	0,501
Cond	Weighted averaging model (inverse deshrinking)	12,147	0,824	13,092	0,795	0,011	24,615
	Weighted averaging model (classical deshrinking)	13,385	0,824	14,166	0,797	-0,044	25,668
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, inverse deshrinking)	10,244	0,875	11,356	0,846	0,253	26,718
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, classical deshrinking)	10,954	0,875	11,997	0,847	0,238	27,737
TP	Weighted averaging model (inverse deshrinking)	30,694	0,862	35,127	0,819	-0,513	106,516
	Weighted averaging model (classical deshrinking)	33,068	0,862	37,253	0,822	-0,699	106,256
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, inverse deshrinking)	34,710	0,823	43,812	0,730	4,788	161,644
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, classical deshrinking)	38,263	0,823	43,446	0,733	5,683	121,885
Zmáx	Weighted averaging model (inverse deshrinking)	6,235	0,893	7,871	0,834	0,258	31,104
	Weighted averaging model (classical deshrinking)	6,597	0,893	7,540	0,848	0,210	18,320
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, inverse deshrinking)	5,633	0,913	8,759	0,804	0,953	37,828
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, classical deshrinking)	5,896	0,913	8,293	0,814	0,908	25,806
Chla	Weighted averaging model (inverse deshrinking)	10,624	0,681	12,542	0,556	0,184	25,715
	Weighted averaging model (classical deshrinking)	12,874	0,681	14,251	0,579	0,110	10,256
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, inverse deshrinking)	11,083	0,653	14,218	0,433	1,113	46,289
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, classical deshrinking)	13,719	0,653	15,772	0,458	1,627	35,129
Si	Weighted averaging model (inverse deshrinking)	2,113	0,598	2,309	0,521	0,011	8,986
	Weighted averaging model (classical deshrinking)	2,732	0,598	2,926	0,529	0,010	6,533
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, inverse deshrinking)	1,839	0,695	2,111	0,600	0,109	9,739
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, classical deshrinking)	2,205	0,695	2,386	0,602	0,153	8,439
Temp ar Julho	Weighted averaging model (inverse deshrinking)	0,958	0,557	1,040	0,480	-0,007	3,143
	Weighted averaging model (classical deshrinking)	1,283	0,557	1,359	0,485	-0,015	2,841
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, inverse deshrinking)	0,956	0,560	1,044	0,476	-0,001	3,302
	Weighted averaging model (tolerance downweighted, classical deshrinking)	1,278	0,560	1,362	0,480	-0,005	3,142

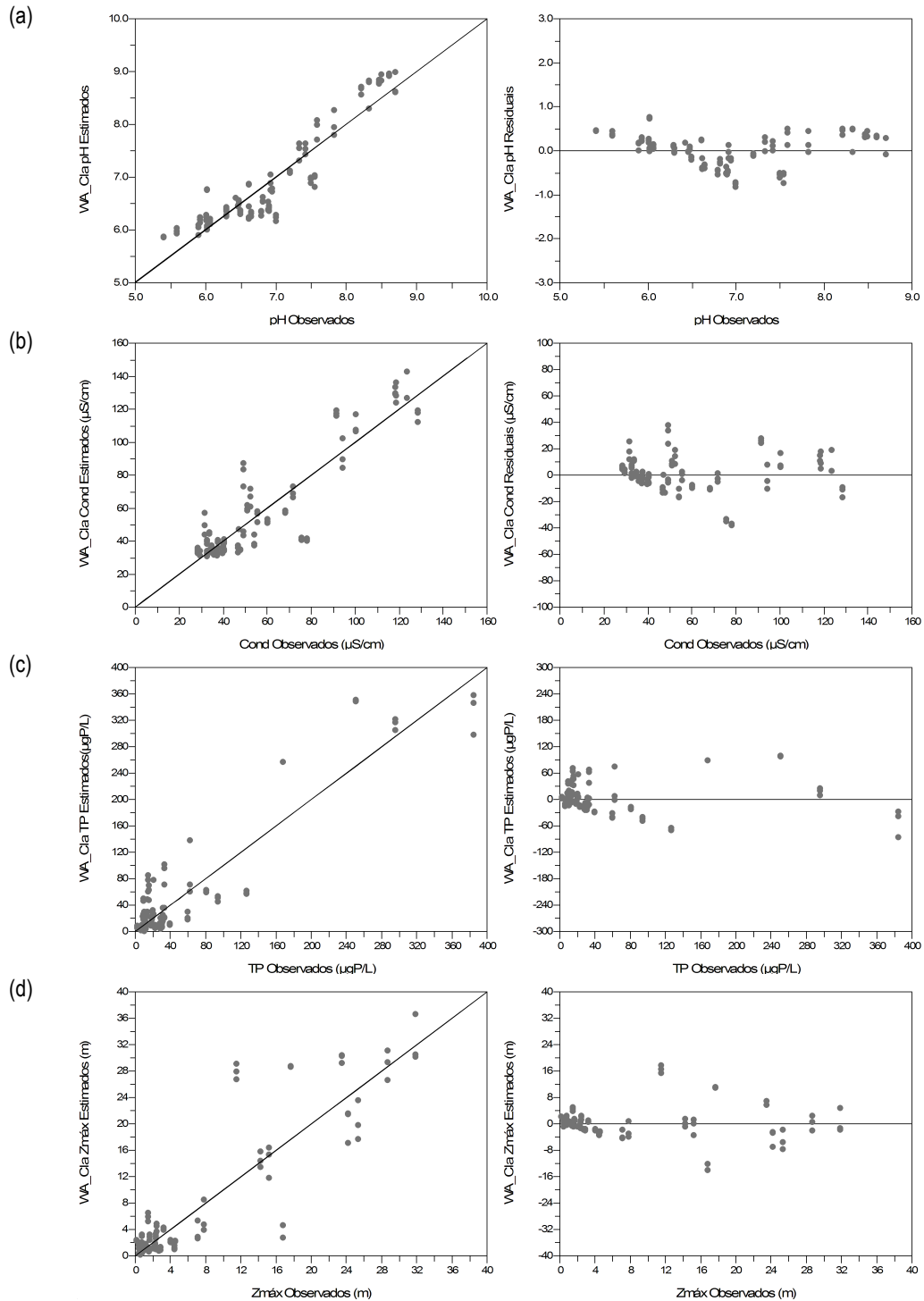


Figura 3.5. Comparação dos dados observados com os estimados pelo modelo WA classical deshrinking, assim como a distribuição dos residuais, para as variáveis pH (a), Condutividade (b), Fósforo total (c), Profundidade máxima (d), Clorofila a (e), Silica (f) e Temperatura média do ar no mês de Julho (g).

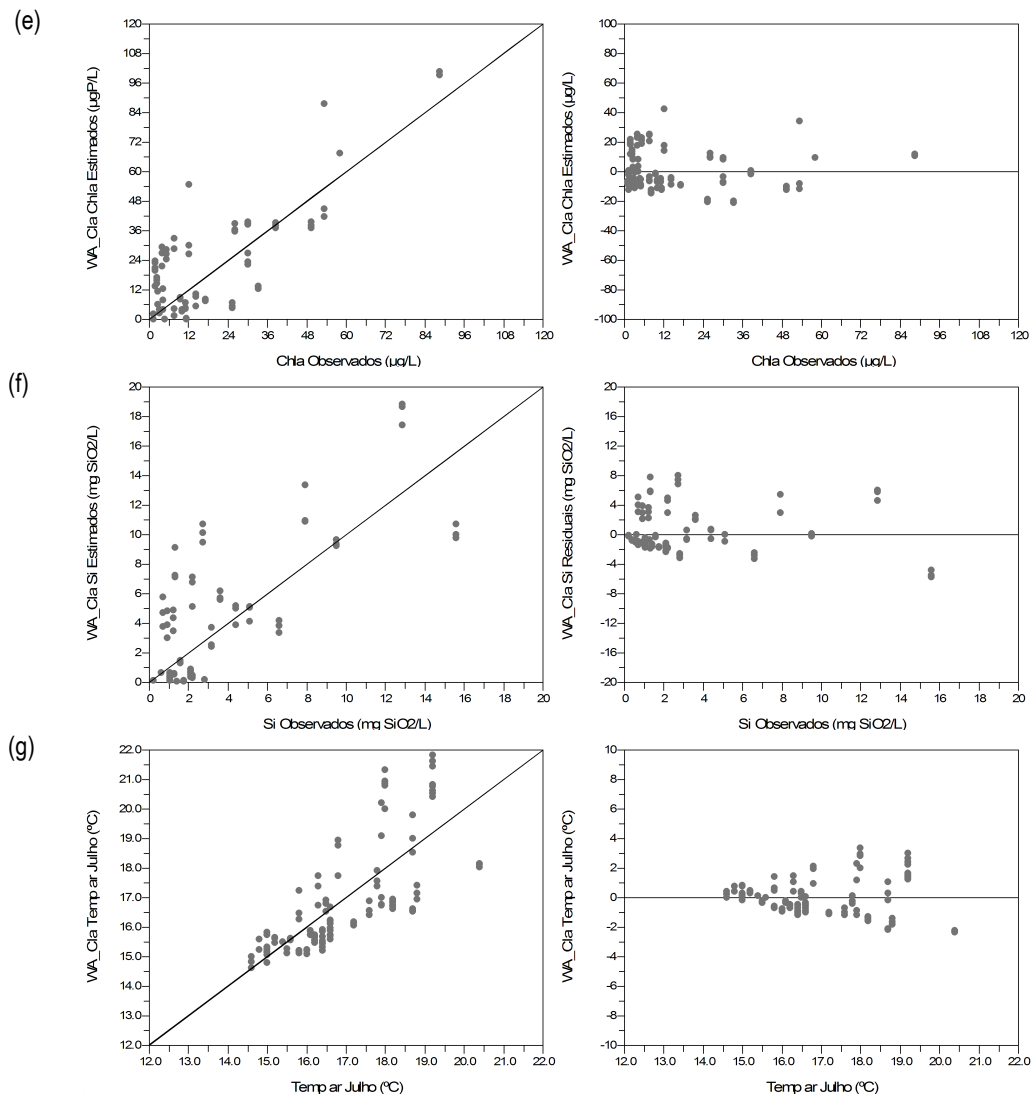


Figura 3.5. (Continuação).

3.1.1. Óptimos e tolerâncias

De acordo com os dados obtidos através do método WA, o valor óptimo de pH para as espécies de diatomáceas, observadas em pelo menos 80% dos locais ou com mais de 2% de abundância, variou entre 5,87 (*Stenopterobia delicatissima*) e 8,61 (*Ulnaria danica*) (Figura 3.8.a.). Os valores óptimos de pH mais baixos foram observados para as espécies *Kobayasiella subtilissima*, *Eunotia incisa*, *E. paludosa*, *Brachysira brebissonii*, *Navicula leptostriata* e *B. serians*. Por outro lado, os valores óptimos de pH mais altos foram registados para as espécies *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* e *Aulacoseira granulata* com pH óptimos superiores a 8.

O valor óptimo de condutividade, equivalente em grande medida à salinidade, para as espécies de diatomáceas observadas varia entre 32,41 (*A. nygaardii*) e 122,25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (*Staurósira pseudoconstruens*) (Figura 3.8.b.). Os valores óptimos de condutividade mais baixos foram observados para as espécies *Suirella linearis*, *E. tetraodon* e *Pinnularia subcapitata*. Por outro lado, os valores óptimos de condutividade mais altos foram registados para as espécies *A. granulata*, *F. crotonensis* e *A. formosa*.

Relativamente ao fósforo total, verificou-se que os valores óptimos variaram entre 11,65 (*A. nygaardii*) e 258,07 $\mu\text{g P/L}$ (*Mayamaea atomus*). As espécies que apresentaram óptimos de TP com valores mais baixos foram *Stenopterobia delicatissima*, *Karayevia carissima* e *Encyonopsis* sp.1. No outro lado do gradiente de TP encontram-se espécies como *Sellaphora minima*, *M. permitis* e *F. rumpens*, com óptimos superiores a 230 $\mu\text{g P/L}$ (Figura 3.9.a).

As espécies *K. carissima* e *Ulnaria danica* encontram-se nos extremos dos óptimos obtidos para o gradiente de profundidade máxima (0,7 e 29 m, respectivamente, Tabela 3.9.b). As espécies que apresentam óptimos acima de 20 m de profundidade máxima são *S. pseudoconstruens*, *A. granulata*, *F. crotonensis*, *U. delicatissima*, *A. formosa* e *A. ambigua*. Já as espécies *S. delicatissima*, *M. atomus*, *B. serians* e *Nitzschia acidoclinata* apresentam preferências por lagoas menos profundas, com óptimos inferiores a 2 m.

O valor óptimo de clorofila *a* para as espécies de diatomáceas observadas variou entre 2,01 (*K. carissima*) e 71,47 $\mu\text{g/L}$ (*F. rumpens*) (Figura 3.10.a.). Os valores óptimos de clorofila *a* mais baixos foram observados para as espécies *A. nygaardii*, *B. serians* e *S. delicatissima*, com óptimos de clorofila *a* inferiores a 5 $\mu\text{g/L}$. Por outro lado, os valores óptimos mais altos foram registados para as espécies *Sellaphora seminulum*, *Stephanodiscus parvus*, *N. palea* e *U. danica*, com óptimos de clorofila *a* superiores a 40 $\mu\text{g/L}$.

Em relação à sílica, verificou-se que os valores óptimos variaram entre 0,77 (*A. nygaardii*) e 12,56 $\text{mg SiO}_2/\text{L}$ (*S. pseudoconstruens*). As espécies que apresentaram óptimos de sílica com valores mais baixos foram *Psammothidium altaicum*, *Pinnularia subgibba* e *Encyonema gaeumanii*. No outro lado do gradiente de sílica encontram-se espécies como *A. granulata*, *U. delicatissima* var. *angustissima* e *U. danica* (Figura 3.10.b).

Por último, o valor óptimo de temperatura média do ar no mês de Julho para as espécies de diatomáceas observadas variou entre 15 (*P. altaicum*) e 19° C (*U. danica*) (Figura 3.11.). Os valores óptimos de temperatura do ar mais baixos foram observados para as espécies *K. carissima*, *B. serians*, *Tabellaria flocculosa* morfo 2, *E. gaeumanii* e *Frustulia crassinervia*, com

óptimos inferiores a 16° C. Por outro lado, as temperaturas do ar mais altas foram registadas para as espécies *F. crotonensis*, *A. formosa*, *U. delicatissima* e *A. granulata*, com temperaturas do ar superiores a 18° C.

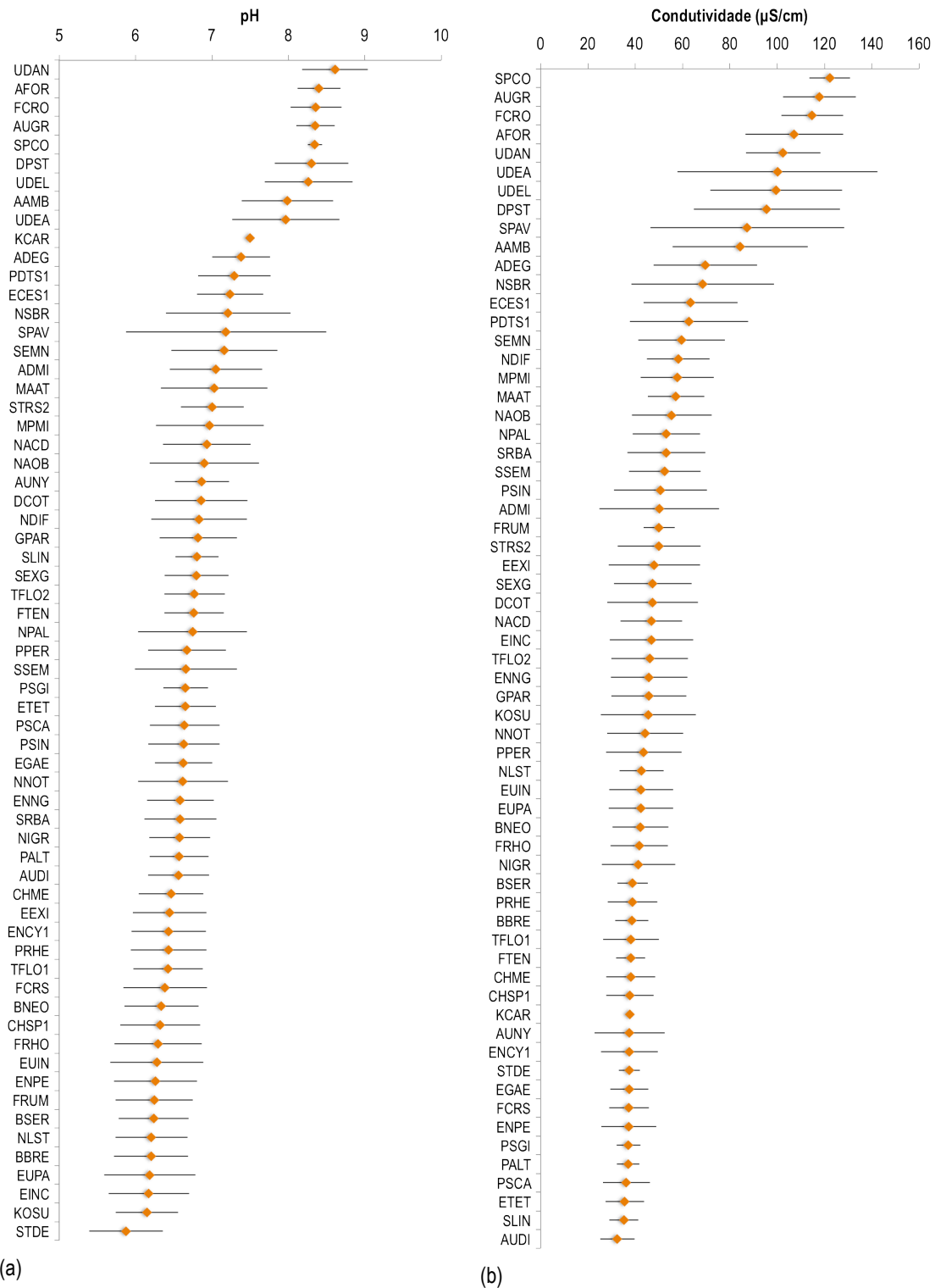
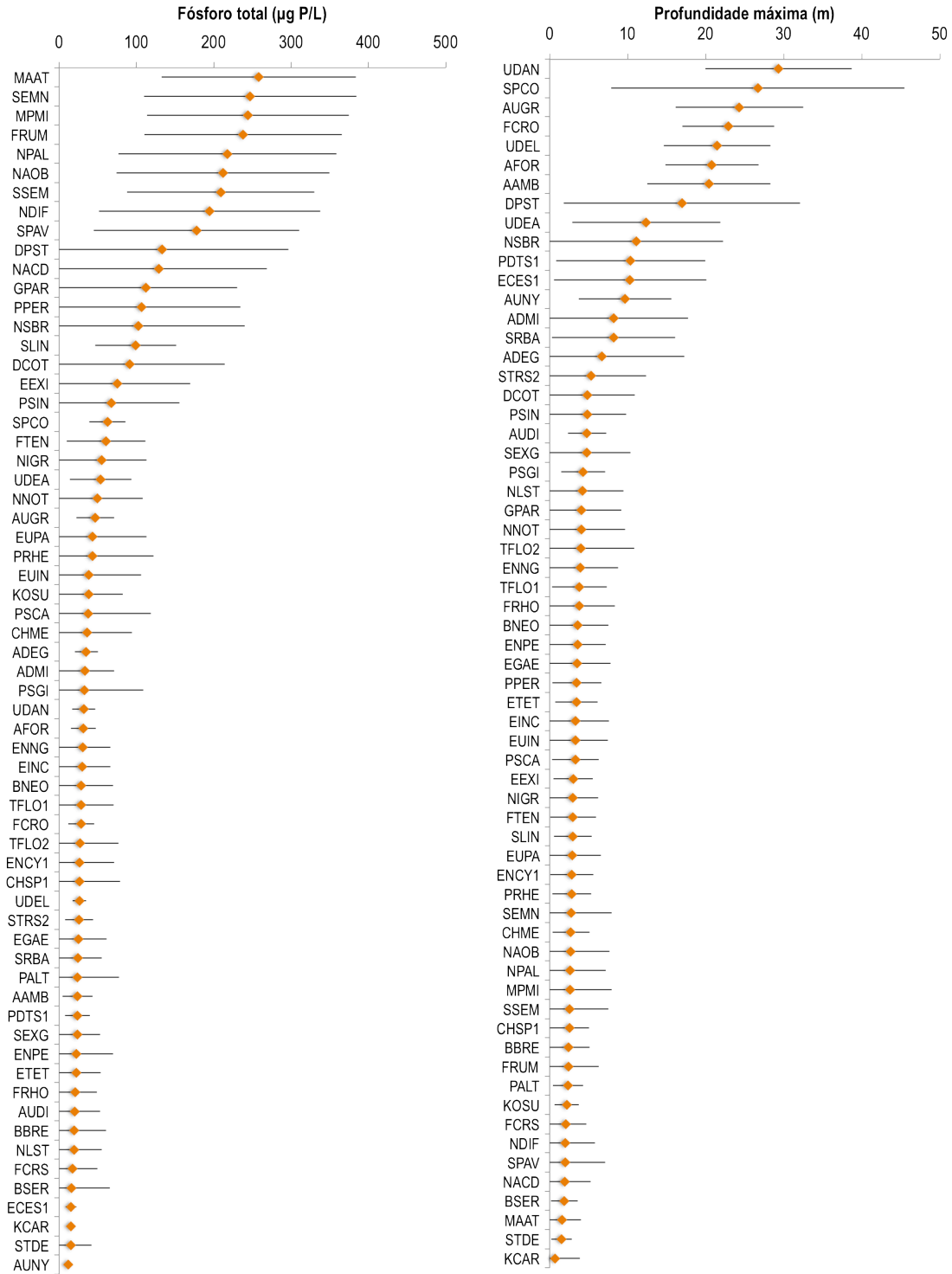
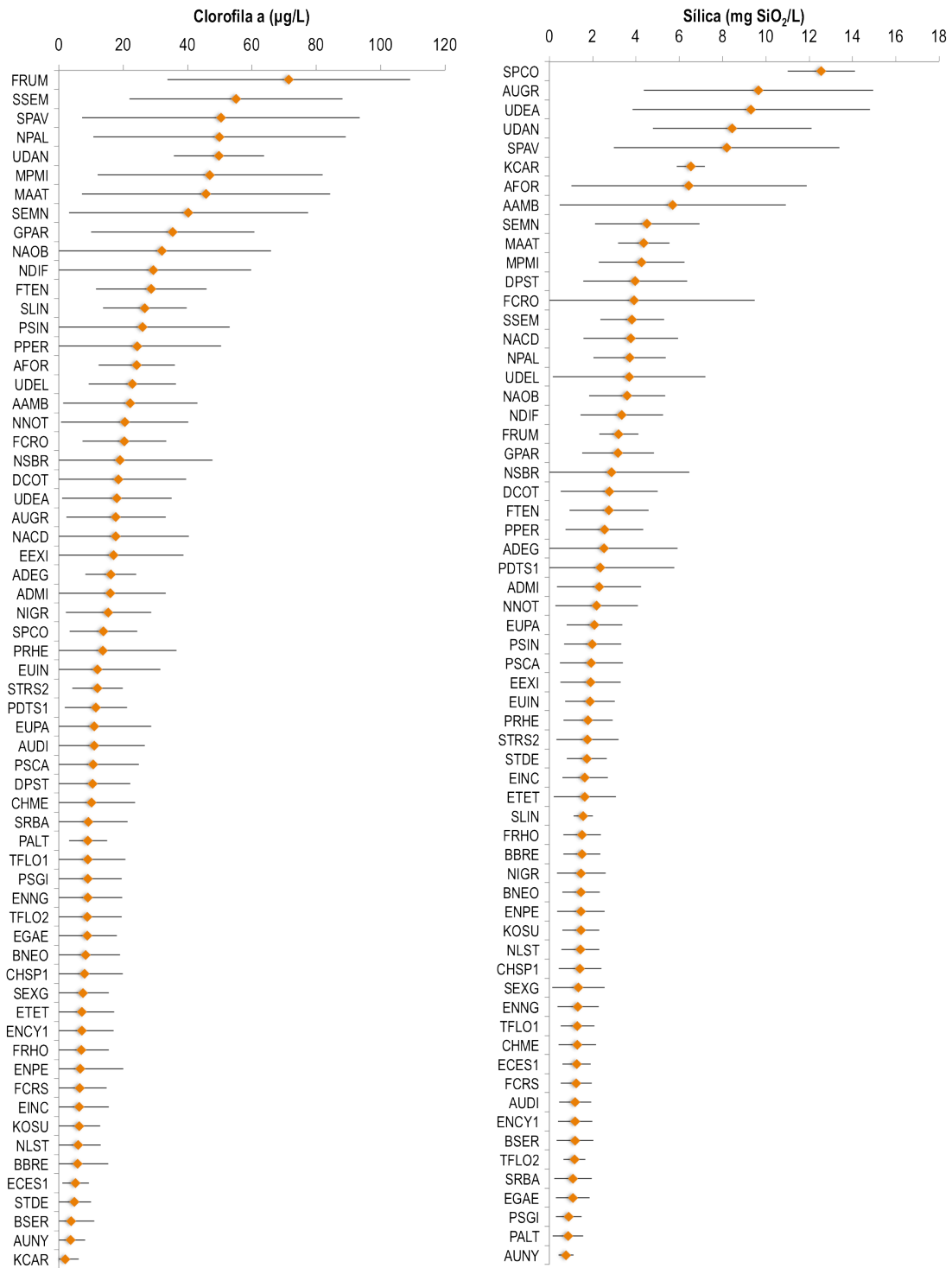


Figura 3.8. Distribuição ecológica dos taxa de diatomáceas, presentes em pelo menos 80% das lagoas amostradas ou com abundâncias relativas superiores a 2%, ao longo das variáveis ambientais estudadas, pH (a) e Condutividade (b). (Ver códigos das diatomáceas no anexo II).



(a) (b)
Figura 3.9. Distribuição ecológica dos taxa de diatomáceas, presentes em pelo menos 80% das lagoas amostradas ou com abundâncias relativas superiores a 2%, ao longo das variáveis ambientais estudadas, Fósforo total (a) e Profundidade máxima (b). (Ver códigos das diatomáceas no anexo II).



(a) (b)
Figura 3.10. Distribuição ecológica dos taxa de diatomáceas, presentes em pelo menos 80% das lagoas amostradas ou com abundâncias relativas superiores a 2%, ao longo das variáveis ambientais estudadas, Clorofila a (a) e Sílica (b). (Ver códigos das diatomáceas no anexo II).

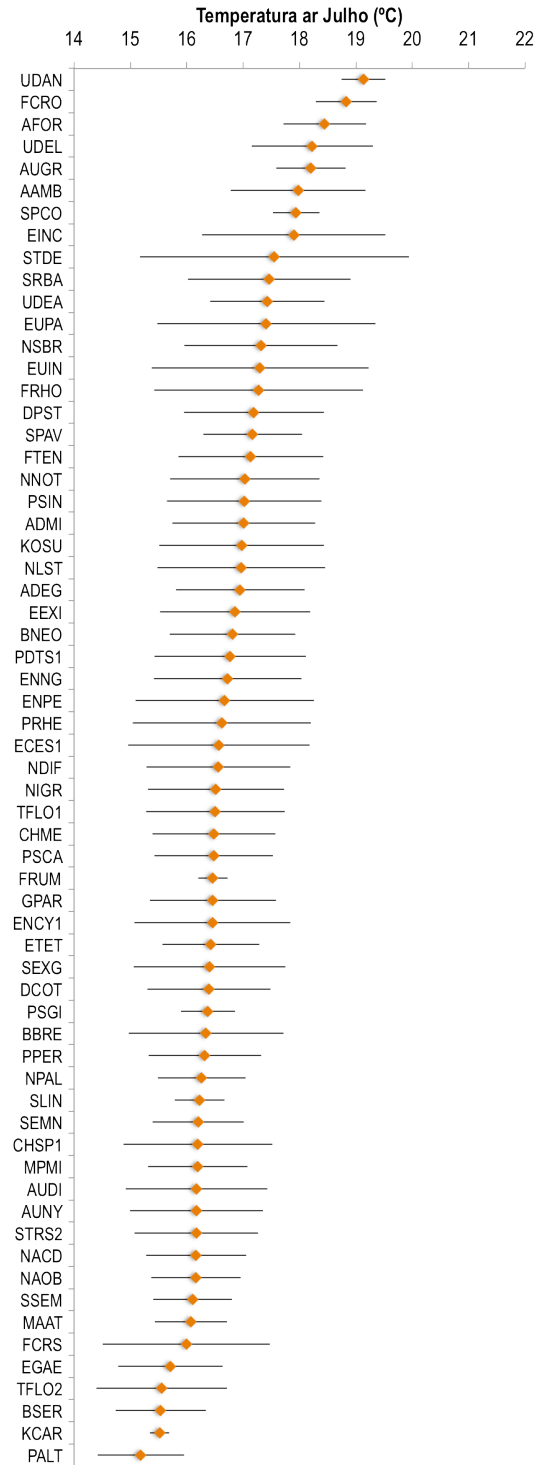


Figura 3.11. Distribuição ecológica dos taxa de diatomáceas, presentes em pelo menos 80% das lagoas amostradas ou com abundâncias relativas superiores a 2%, ao longo das variáveis ambientais estudadas, Temperatura média do ar no mês de Julho. (Ver códigos das diatomáceas no anexo II).



Capítulo 4

DISCUSSÃO

4. DISCUSSÃO

4.1. Variáveis Ambientais

As diatomáceas são sensíveis a muitas variáveis ambientais, tais como temperatura, pH, fósforo, azoto e sílica, mostrando preferências ecológicas diversas (Van Dam et al. 1994; Gonçalves 2008), o que se verifica no conjunto de diatomáceas presentes nos sedimentos estudados. Esta diferenciação ecológica parece estar relacionada com as características hidromorfológicas e físico-químicas das lagoas (Gonçalves 2008).

A análise físico-química da água das lagoas identificou as variáveis ambientais condutividade, pH, sílica, fósforo total, clorofila *a*, transparência e a relação entre o azoto total e o fósforo total como os principais factores de diferenciação das lagoas ao nível físico-químico.

A condutividade resulta do conteúdo de iões dissolvidos na água, e a grande vantagem de utilizar este método quantitativo reside no facto do valor analisado ser directamente proporcional à mineralização total da água (Cruz 1997). Constata-se, assim como em trabalhos anteriores (Gonçalves 2008; Antunes 2009), que os sistemas lacustres açorianos correspondem, genericamente, a águas pouco mineralizadas, apesar de se terem registados valores que se podem considerar moderados ($>100 \mu\text{S}/\text{cm}$).

A água dos lagos dos Açores estudados exhibe características que variam entre águas ácidas e alcalinas, o que já foi observado noutros trabalhos realizados na região (Antunes 2004; Cruz et al. 2006; Gonçalves 2008; Antunes 2009). Os lagos que possuem maior área e profundidade são aqueles que, geralmente, apresentam maiores valores de pH à superfície (lagoas Funda, Verde, Santiago, Congro, Negra e Furnas). Este facto deve-se, principalmente, a processos biológicos relacionados, de alguma forma, com a eutrofização que se verifica nestas lagoas (Antunes 2004, 2009).

A concentração de sílica é, geralmente, elevada nas águas de lagos, um factor que se atribui à interacção água-rocha (Varekamp et al. 2000; Cruz et al. 2006). A sua variação resulta não só da meteorização das rochas que se processa na bacia hidrográfica dos lagos, mas também pela assimilação das diatomáceas nas águas dos lagos (Wetzel 1993; Cioni et al. 2003).

Contudo, a maioria dos lagos estudados apresenta águas pobres em sílica, o que se pode explicar pela actividade biológica (Antunes 2004).

De acordo com as concentrações das variáveis indicadoras do estado trófico, fósforo total, clorofila *a* e transparência da água, verifica-se que as lagoas açorianas encontram-se num estado trófico entre a oligo-mesotrofia e a hipereutrofia, como já foi documentado em vários trabalhos (Gonçalves *et al.* 2007; Gonçalves *et al.* 2008; Gonçalves 2008; Gonçalves *et al.* 2011).

4.2. Diatomáceas nos Sedimentos Superficiais das Lagoas

4.2.1. Composição taxonómica

Tal como em trabalhos realizados anteriormente (Gonçalves *et al.* 2007; Gonçalves *et al.* 2008; Gonçalves 2008; Gonçalves *et al.* 2011; Marques 2011), os géneros de diatomáceas com maior representatividade de espécies nas lagoas açorianas foram *Navicula*, *Nitzschia*, *Pinnularia*, *Fragilaria* e *Eunotia*. Contudo, existem diferenças significativas na composição taxonómica entre as duas tipologias de lagoas, profundas e pouco profundas.

Assim, a ordenação das lagoas no nMDS apresentado (Figura 3.2.) resulta de uma diferenciação ecológica. De uma forma geral, nas lagoas profundas verifica-se uma predominância de espécies planctónicas, geralmente com abundâncias muito elevadas. Pelo contrário, nas lagoas pouco profundas, e em lagoas profundas pouco perturbadas como a lagoa Rasa, predominam espécies de origem bentónica. De acordo com a classificação autoecológica de várias espécies de diatomáceas proposta por Van Dam *et al.* (1994), as diatomáceas que predominam nas lagoas profundas estão associadas a meios com pH neutro a alcalino, a uma mineralização moderada (que se reflecte numa condutividade moderada) e concentração de nutrientes elevada; enquanto que, as diatomáceas com maior abundância em lagoas pouco profundas são características em meios ácidos, pouco mineralizados e pobres em nutrientes.

Esta diferenciação ecológica entre lagoas profundas e pouco profundas na Região Hidrográfica dos Açores já foi evidenciada nos trabalhos de Gonçalves (2008), ao nível de diatomáceas de sedimentos e de comunidades bentónicas litorais, e de Marques (2011), ao nível

das diatomáceas bentónicas litorais. Ambos autores referem que o conjunto de diatomáceas que predomina nas lagoas profundas é caracterizado por espécies com afinidades para águas doces a salobras, com quantidades razoavelmente elevadas de oxigénio e elevadas concentrações de nutrientes, características de meios eutróficos a hipereutróficos. Pelo contrário, espécies acidófilas, de águas doces (pouco mineralizadas), bem oxigenadas e com baixas concentrações de nutrientes, características de meios oligotróficos a oligo-mesotróficos dominam nas lagoas pouco profundas (Gonçalves 2008; Marques 2011).

Gonçalves (2008) afirma que esta diferença resulta também da maior profundidade da coluna de água nas lagoas profundas, o que proporciona a existência de um maior habitat para o desenvolvimento das espécies planctónicas, mas resulta também das diferenças na qualidade da água. A lagoa Rasa, igualmente profunda, com características físico-químicas da água distintas, apresenta uma baixa abundância de diatomáceas planctónicas, o que já havia sido observado por Gonçalves (2008). Comparando estes dados com os de fitoplâncton destas lagoas, verifica-se que as diatomáceas, como *A. ambigua*, *A. granulata*, *A. formosa* e *F. crotonensis*, são bastante abundantes, durante grande parte do ano, nas lagoas profundas. Por outro lado, nas lagoas pouco profundas as clorófitas e as desmidiáceas são os grupos dominantes, as crisofíceas e os dinoflagelados surgem como grupos subdominantes (Gonçalves *et al.* 2008; Gonçalves 2008; Gonçalves *et al.* 2011).

4.2.2. Índices descritores da comunidade

Nos ecossistemas lacustres, o aumento da riqueza taxonómica das diatomáceas parece estar associado a condições de estado trófico e perturbação intermédias, nas quais ocorrem simultaneamente espécies tolerantes e intolerantes, enquanto que nos extremos do gradiente trófico onde se verificam valores baixos de riqueza taxonómica, apenas as espécies adaptadas a essas condições se conseguem manter (Van Dam *et al.* 1994; Gonçalves 2008). Este padrão confirma-se nas lagoas dos Açores estudadas, onde os menores valores de riqueza se observam em lagoas pouco perturbadas (e.g. Areeiro) ou com elevadas pressões ambientais (e.g. Verde). Nas lagoas inseridas em *Maars*, como a lagoa Negra, a zona litoral é muito limitada e nela não existem macrófitos. Estas características morfológicas reduzem, significativamente, a quantidade e diversidade de habitats que poderão ser ocupados pelas diatomáceas, o que pode explicar a sua menor riqueza taxonómica (Marques 2011).

Relativamente aos índices de diversidade taxonómica (Δ) e distinção taxonómica (Δ^*), verificaram-se algumas incoerências com os restantes índices de diversidade. Estas incoerências podem ser explicadas pela forte dependência destes índices relativamente à 'árvore taxonómica' subjacente a cada *taxon* e não unicamente da riqueza específica ou da abundância relativa das espécies. Por exemplo, a lagoa Negra, apresenta uma baixa diversidade ($H' = 1,534$) e equitabilidade ($J' = 0,460$) no conjunto de diatomáceas presente nos sedimentos superficiais; contudo, o facto de ser dominado por três espécies (*Aulacoseira granulata*, *Stephanodiscus parvus* e *Ulnaria delicatissima* var. *angustissima*) pertencentes a três subclasses distintas, o que se reflecte num número de 'passos hierárquicos' elevado, resultou num elevado valor do índice de distinção taxonómica ($\Delta^* = 78,939$). Estas incongruências foram já observadas noutro trabalho realizado nas lagoas açorianas, pelo que estes índices não parecem apropriados à caracterização dos conjuntos de diatomáceas dos sedimentos superficiais das lagoas (Gonçalves 2008).

4.2.3. Relação com as variáveis ambientais

Os resultados obtidos confirmam a importância das características hidromorfológicas das lagoas na estrutura das comunidades de diatomáceas, como já havia sido evidenciado em estudos anteriores realizados nas lagoas dos Açores (Gonçalves *et al.* 2007; Gonçalves *et al.* 2008; Gonçalves 2008; Gonçalves *et al.* 2011; Marques 2011) ou em albufeiras de Portugal Continental (Novais 2011). Os dois tipos de lagos existentes nos Açores, diferenciados com base nas características hidromorfológicas (Gonçalves *et al.* 2007) e biológicas (Gonçalves 2008), traduzem, principalmente, gradientes de condutividade e pH, cuja importância na composição das comunidades de diatomáceas bentónicas em lagos foi demonstrada por vários autores (Van Dam *et al.* 1994; King *et al.* 2000).

O padrão de variação espacial observado nas diatomáceas confirma, também, a importância do efeito das condições tróficas destes ecossistemas. Estas condições, traduzidas pela concentração de fósforo total e clorofila *a*, representam um dos principais gradientes ambientais estruturante das comunidades de diatomáceas bentónicas (Marques 2011), confirmando que as alterações na composição específica deste grupo de algas resultam de modificações no estado trófico das lagoas (Bennion *et al.* 1996; Gonçalves 2008).

4.3. Modelos de Inferência

Devido ao grande potencial das diatomáceas como bioindicadores, tanto em aplicações de monitorizações como paleoecológicas, o desenvolvimento de funções de transferência, também designadas por modelos de inferência, baseadas em diatomáceas tornou-se uma prática bastante comum (Hall & Smol 1999).

Os modelos de inferência desenvolvidos com base nos conjuntos de diatomáceas dos lagos dos Açores apresentam um bom desempenho, principalmente para o pH, condutividade, fósforo total e profundidade máxima dos lagos. O modelo desenvolvido para o pH foi o que obteve melhor poder preditivo, com um valor de predição por Jack-Knife de 0,829, valor semelhante aos obtidos noutros modelos preditivos de variáveis ambientais através de diatomáceas (Birks *et al.* 1990; Weckström *et al.* 1997; Racca *et al.* 2001; Köster *et al.* 2004; Battarbee *et al.* 2005). Os restantes modelos também apresentaram valores de predição dentro dos valores observados em diversos estudos onde se desenvolveram funções de transferência de condutividade (Enache & Prairie 2002; Ramstack *et al.* 2003; Antoniadis *et al.* 2004; Racca & Prairie 2004; Gonçalves 2008; Reed *et al.* 2012); de profundidade máxima, baseados em diatomáceas desenvolvidos por Racca *et al.* (2004) e também através de cladóceros desenvolvidos por Davidson *et al.* (2011); de clorofila *a* (Jones & Juggins 1995; Reid 2005); de temperatura do ar (Bigler & Hall 2002); e de fósforo (Leira *et al.* 2006; Chen *et al.* 2008). Contudo, os valores de predição obtidos para o fósforo total são bastante superiores aos observados no trabalho de Gonçalves (2008) ($R^2_{\text{Jack-Knife}}$ de 0,068), também desenvolvido nas lagoas dos Açores. Tal pode dever-se ao facto de se ter usado um conjunto de dados com um número superior de lagoas (39), enquanto que Gonçalves (2008) usou uma série de dados com apenas 11 lagoas.

O facto de não se ter verificado nenhuma melhoria na adequação dos modelos aos dados ambientais com o método WA-PLS já havia sido observado em outros estudos, como por exemplo no trabalho desenvolvido por Weckström *et al.* (1997). Assim, para esta série de lagos, considera-se o método WA-PLS equivalente ao WA (ter Braak & Juggins 1993).

4.3.1. Óptimos e tolerâncias

A distribuição das diatomáceas nas lagoas açorianas está associada principalmente ao pH, condutividade, estado trófico (TP e Chl_a) e profundidade máxima das lagoas. Considerando que a abundância das espécies tem uma relação, geralmente, unimodal com as variáveis ambientais mais importantes, ou seja, cada espécie desenvolve-se melhor num determinado valor óptimo dessa variável ambiental (ter Braak & Dame 1989), estimaram-se as preferências ecológicas das principais espécies de diatomáceas presentes nos sedimentos.

Os resultados obtidos confirmam a forte relação entre a distribuição dos taxa de diatomáceas e o pH da água dos lagos, registada em outros estudos (Birks *et al.* 1990; Dixit *et al.* 1992; Weckström *et al.* 1997; Antoniadou *et al.* 2004). Os valores óptimos de pH observados permitem afirmar que os taxa que compõem as comunidades de diatomáceas dos lagos estudados variam entre espécies acidobionticas a alcalinófilas (Van Dam *et al.* 1994). Apesar das espécies *Discostella pseudostelligera* e *Ulnaria delicatissima* também apresentarem um pH óptimo superior a 8, são consideradas espécies circumneutras (pH =7) (Van Dam *et al.* 1994). Contudo, estas espécies encontram-se, principalmente, nas lagoas açorianas profundas que estão associadas a meios com pH neutro a alcalino.

Verificou-se, também, que os taxa que compõem as comunidades de diatomáceas das lagoas açorianas incluem-se, no tipo doce a salobro (Van Dam *et al.* 1994), o que também foi observado por Gonçalves (2008). Apesar da concentração absoluta de cloreto nas lagoas analisadas por Gonçalves (2008) ser bastante inferior ao limite máximo (100 mg/L) da classe de menor salinidade (doce), este anião é predominante na água das lagoas açorianas e, segundo Van Dam *et al.* (1994), muitas diatomáceas que fazem parte deste grupo toleram concentrações de Cl baixas.

Relativamente às preferências tróficas, expressas pela concentração de fósforo total e de clorofila *a*, as espécies oligotróficas (e.g. *S. exiguiformis*, *B. brebissonii* e *B. neoexilis*) e eutróficas (*A. ambigua*, *A. granulata*, *N. palea* e *Discostella pseudostelligera*) predominam nas lagoas dos Açores, distribuindo-se por todo o espectro trófico. Apesar de Cumming *et al.* (1995), apontar um óptimo de TP para *Sellaphora minima* de 10,8 µg P/L, neste trabalho esta espécie apresentou um dos maiores valores óptimos de TP (247 µg P/L). Bennion (1994) obteve um óptimo para esta espécie de 137,7 µg P/L e Oliveira (2007) afirma que *S minima* pode ocorrer nas sete classes de qualidade de água, representando uma espécie pouco sensível à poluição, sendo, assim, um mau indicador. A menor frequência de espécies mesotróficas, propriamente

ditas, resulta do facto poucas espécies possuírem uma preferência clara por este tipo de ecossistemas (Van Dam *et al.* 1994). Por exemplo, as espécies *P. altaicum*, *Diatoma mesodon* e *Chamaepinnularia evanida* classificadas como espécies mesotróficas (Van Dam *et al.* 1994) encontram-se nos Açores em lagoas oligo-mesotróficas; enquanto que, espécies *F. crotonensis* e *U. delicatissima*, também classificadas como mesotróficas, encontram-se em lagoas eutróficas.

Os óptimos de profundidade máxima observados estão relacionados com o habitat dos taxa de diatomáceas. Num extremo do gradiente observam-se espécies bentónicas características de lagoas pouco profundas, no outro extremo encontram-se espécies planctónicas, mais abundantes em lagoas profundas, como *A. formosa*, *A. ambigua*, *A. granulata*, *F. crotonensis* e *U. delicatissima*.

4.3.2. Aplicação dos modelos de inferência

Como já foi referido, os registos paleolimnológicos são importantes na reconstituição da evolução temporal dos ecossistemas lacustres, tanto da sua biodiversidade e qualidade da água, como do ambiente que os condiciona. Através deles é possível elucidar os mecanismos mais plausíveis para explicar as flutuações das condições ambientais passadas e prever de que forma o ecossistema poderá evoluir no futuro (Cumming *et al.* 1995). Os modelos de inferência baseados nestes registos revelam-se extremamente úteis, uma vez que permitem avaliar quantitativamente estas alterações.

Vários estudos sobre modelos de inferência baseados em comunidades diatomológicas indicam que o pH está intimamente relacionado com a temperatura, e que o aumento do pH da água de lagos no século XX pode ser atribuído ao aumento da temperatura e ao aquecimento global (Battarbee *et al.* 2010). Outra abordagem para a utilização de modelos de inferência de pH na região dos Açores é avaliar de que forma a actividade vulcânica observada nestas ilhas influencia, ou influenciou, os lagos e as comunidades biológicas que aí se encontram. Em regiões vulcânicas, os sistemas de água doce podem apresentar um pH ácido, devido à entrada de ácidos minerais fortes, como o ácido sulfúrico (Bronmark & Hansson 2005). Alguma espécies do coberto vegetal da bacia hidrográfica, nomeadamente, as do *Sphagnum*, um musgo muito dominante nestes ecossistemas, efectua trocas catiónicas activas nas suas paredes celulares, trocas estas que levam à libertação de iões de hidrogénio para a água, o que pode levar a uma

diminuição do pH (Bronmark & Hansson 2005). Assim, a utilização do modelo de inferência do pH a partir das diatomáceas acumuladas nos sedimentos lacustres em combinação com outros indicadores (e.g. esporos de *Shagnum*) ou dados históricos (e.g. actividade vulcânica, registos climáticos) pode permitir a diferenciação entre sinais ecológicos, nomeadamente, climáticos, geológicos e antropogénicos.

Modelos de inferência da condutividade também são bastante utilizados para estudos de alterações ambientais e climáticas (Battarbee 2000). As flutuações das condições climáticas (como a temperatura e a precipitação) conduzem a alterações na profundidade dos lagos (Battarbee 2000). O nível da água nos lagos pode ser um indicador sensível de mudanças no equilíbrio hidrológico (Williamson *et al.* 2009), o que influencia a estrutura dos habitats marginais, a redistribuição dos sedimentos e pode levar a alterações significativas da composição iónica das massas de água (Battarbee 2000). O progresso nos métodos paleolimnológicos para decifrar condições de seca tem o potencial de fornecer informação importante sobre a disponibilidade de água no passado, o que pode ser usado para desenvolver cenários das potenciais condições futuras (Laird *et al.* 2010).

O enriquecimento de nutrientes é reconhecido como uma das pressões mais importantes que compromete a qualidade da água dos lagos (Carvalho *et al.* 2012). O desenvolvimento de bioindicadores eficazes para a avaliação do estado ecológico é particularmente necessário para trabalhos de monitorização de impactes das actividades antrópicas que aumentam o fornecimento de nutrientes nos lagos (Reavie *et al.* 2006). Como já foi referido, as diatomáceas representam bons indicadores de qualidade trófica (Stoermer & Smol 1999; Battarbee *et al.* 2001), pois possuem óptimos definíveis ao longo dos gradientes ambientais (Hall & Smol 1999), e muitos *taxa* encontram-se fortemente relacionados com o fósforo total (Enache & Prairie 2002). Consequentemente, o desenvolvimento de modelos de inferência destas variáveis indicadoras do estado ecológico permite quantificar os efeitos das perturbações na bacia hidrográfica sobre o estado trófico do lago (Enache & Prairie 2002).

A disponibilidade de sílica nos lagos é influenciada pela química da água, por exemplo, a elevada alcalinidade, pH ou carbonato de cálcio aumenta a solubilidade da sílica (Ryves *et al.* 2006). Estes factores são, por sua vez, influenciados por processos hidrológicos e pela variabilidade climática. Um estudo sobre a concentração de sílica em lagos e rios do Reino Unido (Neal *et al.* 2005) atribui a variação nas concentrações de sílica a dois processos principais: (1) a importância relativa do escoamento de base e do fluxo de água de superfície na captação, e (2) as variações sazonais na absorção de sílica na coluna de água. Durante

períodos relativamente secos, maior temperatura do ar, quando predomina o escoamento de base, a água é enriquecida com sílica proveniente das rochas e dos solos; durante períodos relativamente húmidos, temperatura do ar mais baixa, aumenta o fluxo superficial de água o que pode diminuir a concentração de sílica (Neal *et al.* 2005; Murnaghan *et al.* 2012). Apesar de Vesely *et al.* (2005) defender que o efeito da temperatura é menor, Sommaruga-Wograth *et al.* (1997) defende que o aumento da temperatura é um dos principais factores que influencia a química da água dos lagos. Além disso, durante a Primavera e o Verão, a absorção de sílica pelas microalgas, principalmente pelas diatomáceas, também pode esgotar a sílica disponível na coluna de água (Murnaghan *et al.* 2012). Pelo que, o desenvolvimento de modelos de inferência para a sílica pode ajudar a perceber as alterações ambientais que ocorrem entre períodos mais secos e mais húmidos.

A relação entre a distribuição das diatomáceas e a temperatura permanece pouco conhecida, como tal, as funções de transferência de temperatura do ar desenvolvidas com base em diatomáceas são recebidas com algum cepticismo (Anderson 2000; Bigler & Hall 2002). Tal deve-se ao facto de existirem, também, muitas influências físicas (habitat), químicas (pH, nutrientes) e biológicas (efeitos da cadeia-alimentar) nos conjuntos de diatomáceas que podem actuar de forma independente da temperatura do ar (Battarbee 2000). Pelo contrário, os modelos de temperatura baseados em quironómídeos são bastante aceites entre a comunidade científica e parecem fornecer funções de transferência mais fiáveis para a reconstrução da temperatura do ar (Battarbee 2000), uma vez que esta regula directamente a fase reprodutiva do adulto. Contudo, as funções de transferência de temperatura do ar desenvolvidas com base em diatomáceas apresentam um desempenho semelhante às baseadas em quironómídeos (Rosén *et al.* 2000; Bigler & Hall 2002).



Capítulo 5

CONSIDERAÇÕES
FINAIS

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo desenvolvido nesta tese contribuiu para aumentar o estado actual do conhecimento sobre as comunidades de diatomáceas existentes nas lagoas dos Açores e a sua relação com os principais gradientes ambientais que condicionam a sua distribuição, reforçando as principais conclusões apresentadas em trabalhos anteriores sobre a distribuição e ecologia deste grupo de algas.

A caracterização físico-química da água das lagoas identificou as variáveis condutividade, pH, sílica e variáveis associadas ao estado trófico das lagoas, nomeadamente, fósforo total, clorofila *a*, transparência e a relação entre o azoto total e o fósforo total como os principais factores de diferenciação das lagoas ao nível físico-químico. Estas variáveis revelaram-se, também, determinantes na diferenciação das comunidades de diatomáceas.

A análise da composição taxonómica das diatomáceas nos sedimentos superficiais das várias lagoas revelou diferenças entre as comunidades existentes em lagoas pouco profundas e em lagoas profundas. Assim, espécies como *Brachysira brebissonii*, *Brachysira neoexillis*, *Encyonema neogracile*, *Navicula leptostriata*, *Stauroforma exiguiiformis* e *Tabellaria flocculosa* morfo 1 ocorreram, principalmente, em lagoas pouco profundas, enquanto que espécies planctónicas, como *Asterionella formosa*, *Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira granulata*, *Fragilaria crotonensis*, *Ulnaria danica* e *Ulnaria delicatissima*, predominam em lagoas profundas. Esta distribuição encontra-se condicionada por uma diferenciação ecológica entre os dois tipos de lagoas, que determina a predominância do habitat bentónico ou planctónico e a prevalência de espécies acidófilas de águas doces ou espécies alcalinófilas de águas doces a salobras.

As lagoas Peixinho, Landroal, Carvão, São Brás, Canas, Caldeirão 2 e Pau-pique foram as que exibiram valores mais elevados no índice de diversidade Shannon-Weaver (H') e do índice de equitabilidade de Pielou (J'), associados, geralmente, a maior riqueza taxonómica. O aumento da riqueza taxonómica parece estar associado a condições de estado trófico e perturbação intermédias, em que ocorrem, simultaneamente, espécies tolerantes e intolerantes.

Os modelos de inferência desenvolvidos apresentaram, de uma forma geral, um bom poder preditivo e erros de predição baixos. Contudo, o aumento da série de dados de calibração, através do alargamento deste tipo de análises a outras lagoas e do alargamento de réplicas dentro da mesma lagoa, possibilitará aumentar a capacidade preditiva destes modelos e,

consequentemente, a qualidade das reconstituições efectuadas através dos mesmos. Contudo, e apesar dos conjuntos de dados das variáveis ambientais serem adequados para comparação com a qualidade da água inferida com base nas diatomáceas, muitos resultam de medições individuais de cada local, uma vez que, múltiplas medições integradas no tempo, geralmente, não são viáveis. Vários estudos apontam que medições individuais de variáveis ambientais, como variáveis indicadoras da qualidade da água, podem deturpar a qualidade da água real, devido às flutuações de curto prazo que se observam em algumas destas variáveis ambientais. Pelo que, múltiplas medições integradas no tempo permitirão, também, melhorar os modelos desenvolvidos.

Os lagos revelam-se excelentes sensores para as alterações ambientais, incluindo alterações climáticas e alterações antropogénicas. É claro agora que tais alterações têm sido responsáveis por algumas mudanças nos ecossistemas lacustres, já observadas a partir de registos instrumentais e inferidas a partir de registos de sedimentos lacustres. As flutuações das condições ambientais influenciam a temperatura, profundidade do lago, duração e intensidade da estratificação da coluna de água, que por sua vez controlam muitos processos químicos e biológicos, tais como a produção primária, o ciclo de nutrientes, o consumo de oxigénio, a alcalinidade e o pH da água. Pelo que, estes modelos de inferência revelam-se de uma importância extrema, uma vez que permitem uma avaliação das flutuações das condições ambientais passadas, permitindo uma diferenciação entre sinais ecológicos (climáticos, geológicos e antropogénicos), e inferir de que forma estes ecossistemas poderão evoluir no futuro.

Futuramente pretende-se alargar a série de dados de calibração e testar os modelos desenvolvidos na detecção de alterações ecológicas de sistemas lacustres açorianos a partir dos depósitos sedimentares profundos dessas lagoas.



Capítulo 6

**REFERÊNCIAS
BIBLIOGRÁFICAS**

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson M.J., Gorley R.N. & Clarke K.R. (2008). *PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E. Plymouth.
- Anderson N.J. (2000). Miniview: Diatoms, temperature and climatic change. *European Journal of Phycology*. **35**: 307-314.
- Antoniades D., Douglas M.S.V. & Smol J.P. (2004). Diatom species-environment relationships and inference models from Isachsen, Ellef Ringnes Island, Canadian High Arctic. *Hydrobiologia*. **529**: 1-18.
- Antunes P.C.P. (2004). *Lagos vulcânicos dos Açores: caracterização geoquímica e Monitorização vulcanológica*. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Vulcanologia e Riscos Geológicos. Departamento de Geociências. Universidade dos Açores. Ponta Delgada. 132 pp.
- Antunes P.C.P. (2009). Estudo hidrogeoquímico e vulcanológico de lagos no Arquipélago dos Açores: aplicações para a mitigação de riscos naturais. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Geologia, Especialidade em Hidrologia. Departamento de Geociências. Universidade dos Açores. Ponta Delgada. 485 pp.
- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edn. American Public Health Association, Washington DC.
- Azevedo E.B. (1996). *Modelação do Clima Insular à Escala Local. Modelo CIELO aplicado à ilha Terceira*. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor. Universidade dos Açores. 247pp.
- Azevedo E.B., Pereira L.S. & Itier B. (1998). Modeling the local climate in islands environments. Orographics clouds cover. In: Schemenauer R. S. & Bridman (Eds.). *First International Conference on Fog and Fog Collection*. IDRC, Ottawa, Canada. 433-436.
- Azevedo E.B., Pereira L. S. & Itier B. (1999a). Simulation of Local Climate in Islands Environments using a GIS interated model. In: Musy A., Pereira L.S. & Fritsch M. (Eds.).

Emerging Technologies for Sustainable Land Use and Water Management (EnviroWater99). Lausanne, Switzerland.

- Azevedo E.B., Pereira L. S. & Itier B. (1999b). Modelling the local climate in islands environments: water balance applications. *Agricultural Water Management*. **40**: 393-403.
- Azevedo J.M.M. & Portugal Ferreira M.R. (1998). Condições de ocorrência e funções hidrogeológicas das lagoas em pequenas ilhas vulcânicas: o exemplo da ilha das Flores, Açores. In: *4ª Congresso da Água Lisboa*.
- Battarbee R.W. (1986). Diatom analysis. In: *Handbook of Holocene Paleoeology and Paleohydrology* (ed. Berglund B.E.). John Wiley & Sons, Ltd., pp. 527-570.
- Battarbee R.W. (1999). The importance of palaeolimnology to lake restoration. *Hydrobiologia*. **395-396**: 149-159.
- Battarbee R.W. (2000). Palaeolimnological approaches to climate change, with special regard to the biological record. *Quaternary Science Reviews*. **19**: 107-124.
- Battarbee R.W., Charles D.F., Bigler C., Cumming B.F. & Renberg I. (2010). Diatoms as indicators of surface-water acidity. In: *The Diatoms: Application for the Environmental and Earth Sciences* (eds. Smol JP & Stoermer EF). Cambridge University Press. pp. 98-121.
- Battarbee R.W., Monteith D.T., Juggins S., Evans C.D., Jenkins A. & Simpson G.L. (2005). Reconstructing pre-acidification pH for an acidified Scottish loch: A comparison of palaeolimnological and modelling approaches. *Environmental Pollution*. **137**: 135-149.
- Battarbee R.W., Jones V.J., Flower R.J., Cameron N.G., Bennion H., Carvalho L. & Juggins S. (2001). Diatoms. In: *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. (eds. Smol JP, Birks JHB & Last WM). Kluwer Academic Publishers Dordrecht, The Netherlands.
- Bennion H. (1994). A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia*. **275-276**: 391-410.
- Bennion H. & Battarbee R. (2007). The European Union Water Framework Directive: opportunities for palaeolimnology. *Journal of Paleolimnology*. **38**: 285-295.
- Bennion H., Juggins S. & Anderson N.J. (1996). Predicting Epilimnetic Phosphorus Concentrations Using an Improved Diatom-Based Transfer Function and Its Application

- to Lake Eutrophication Management. *Environmental Science & Technology*. **30**: 2004-2007.
- Bennion H., Simpson G., Hughes M., Phillips G. & Fozzard I. (2003). The role of palaeolimnology in identifying reference conditions and assessing ecological status of lakes. *How to assess and monitor ecological quality in freshwaters*. **1**: 57-63.
- Bigler C. & Hall R.I. (2002). Diatoms as indicators of climatic and limnological change in Swedish Lapland: a 100-lake calibration set and its validation for paleoecological reconstructions. *Journal of Paleolimnology*. **27**: 97-115.
- Birks H.J.B. (1998). Numerical tools in palaeolimnology – Progress, potentialities, and problems. *Journal of Paleolimnology*. **20**: 307-332.
- Birks H., Heiri O., Seppä H. & Bjune A.E. (2010). Strengths and weaknesses of quantitative climatic reconstructions based on Late-Quaternary biological proxies. *The Open Ecology Journal*. **3**: 68-110.
- Birks H.J.B., Line J.M., Juggins S., Stevenson A.C. & Braak C.J.F.T. (1990). Diatoms and pH Reconstruction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*. **327**: 263-278.
- Björck S., Rittenour T., Rosén P., França Z., Möller P., Snowball I., Wastegård S., Bennike O. & Kromer B. (2006). A Holocene lacustrine record in the central North Atlantic: proxies for volcanic activity, short-term NAO mode variability, and long-term precipitation changes. *Quaternary Science Reviews*. **25**: 9-32.
- Blomqvist S. (1991). Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions. *Marine Ecology Progress Series*. **72**: 295-304.
- Bray J.R. & Curtis J.T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. **27**: 325-349.
- Bronmark C. & Hansson L.-A. (2005). *The Biology of Lakes and Ponds*. 2nd. Oxford University Press, New York.
- Buchaca T., Skov T., Amsinck S., Gonçalves V., Azevedo J., Andersen T.r. & Jeppesen E. (2011). Rapid Ecological Shift Following Piscivorous Fish Introduction to Increasingly Eutrophic and Warmer Lake Furnas (Azores Archipelago, Portugal): A Paleocological Approach. *Ecosystems*. **14**: 458-477.

- Camburn K.E. & Charles D.F. (2000). *Diatoms of low-alkalinity lakes in the Northeastern United States*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia.
- Carvalho L., Miller C., Spears B.M., Gunn I.D.M., Bennion H., Kirika A. & May L. (2012). Water quality of Loch Leven: responses to enrichment, restoration and climate change. *Hydrobiologia*. **681**: 35-47.
- CEN (2002). *EN 13946: Water quality. Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers*. CEN Brussels.
- CEN (2004). *EN 144407: Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters*. CEN Brussels.
- Chen G., Dalton C., Leira M. & Taylor D. (2008). Diatom-based total phosphorus (TP) and pH transfer functions for the Irish Ecoregion. *Journal of Paleolimnology*. **40**: 143-163.
- Cioni R., Guidi M., Raco B., Marini L. & Gambardella B. (2003). Water chemistry of Lake Albano (Italy). *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. **120**: 179-195.
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community of change in community structure. *Australian Journal of Ecology*. **18**: 117-143.
- Clarke K.R. & Gorley R.N. (2006). *PRIMER v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E. Plymouth.
- Clarke K.R. & Warwick R.M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*. **35**: 523-531.
- Cohen A.S. (2003). *Paleolimnology: the history and evolution of lake systems*. Oxford University Press, New York.
- Conner E.F. & McCoy E.D. (1979). The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist*. **113**: 791-833.
- Constância J.P., Braga T.J., Nunes J.C., Machado E. & Silva L. (2000). *Lagoas e Lagoeiros da Ilha de São Miguel*. 2ª ed. Amigos dos Açores - Associação Ecológica, Ponta Delgada.
- Cruz, J.V.M.F. (1997). *Estudo Hidrográfico da Ilha do Pico (Açores – Portugal)*. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Geologia, na especialidade Hidrologia. Universidade dos Açores. Ponta Delgada. 433 pp.

- Cruz J.V., Antunes P., Amaral C., França Z. & Nunes J.C. (2006). Volcanic lakes of the Azores archipelago (Portugal): Geological setting and geochemical characterization. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. **156**: 135-157.
- Cumming B.F., Wilson S.E., Hall R.I. & Smol J.P. (1995). *Diatoms from British Colombia (Canada) Lakes and Their Relationship to Salinity, Nutrients and Other Limnological Variables*. Bibliotheca Diatomologica, 31. J. Cramer, Berlin.
- Cymbron R., Pacheco D., Gonçalves V., Cabral M., Cruz J.V., Raposeiro P., Costa A., Marques H., Domingos M., Nunes J.C. & Coutinho R. (2005). Monitorização da qualidade das águas superficiais das ilhas de Santa Maria e São Miguel da Região Autónoma dos Açores. In: *8º Congresso da Água: Água sede de sustentabilidade!* Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, Figueira da Foz, (CD-ROM) 19pp.
- Davidson T., Amsinck S., Bennike O., Christoffersen K., Landkildehus F., Lauridsen T. & Jeppesen E. (2011). Inferring a single variable from an assemblage with multiple controls: getting into deep water with cladoceran lake-depth transfer functions. *Hydrobiologia*. **676**: 129-142.
- Dell'Uomo A. (2004). *L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee guida*. Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici. Centro Tematico Nazionale - Acque Interne e Marino Costiere, Firenze.
- Dixit S.S., Smol J.P., Kingston J.C. & Charles D.F. (1992). Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environmental Science & Technology*. **26**: 22-33.
- Enache M. & Prairie Y.T. (2002). WA-PLS diatom-based pH, TP and DOC inference models from 42 lakes in the Abitibi clay belt area (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*. **27**: 151-171.
- Falkland A. & Custódio E. (1991). *Hydrology and water resources of small islands: a practical guide*. France: UNESCO.
- Feld C.K. & Hering D. (2007). Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*. **52**: 1380-1399.
- Fritz S. (2008). Deciphering climatic history from lake sediments. *Journal of Paleolimnology*. **39**: 5-16.

- Germain H. (1981). *Flore des Diatomées, Diatomophycées: Eaux Douces et Saumâtres du Massif Armoricaïn et des Contrées Voisines d'Europe Occidentale*. Nouvelle des Éditions Boubée, Paris.
- Glew J.R., Smol J.P. & Last W.M. (2001). Sediment core collection and extrusion. In: *Tracking Environemtnal Change Using Lake Sediments. Volume 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*. (eds. Last WM & Smol JP). Kluwer Academic Publishers Dordrecht, pp. 98-130.
- Gonçalves V.M.C. (2008). *Contribuição para o estudo da qualidade ecológica das lagoas dos Açores - Fitoplâncton e diatomáceas bentónicas*. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Biologia, especialidade em Biologia Vegetal. Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada. pp. 343.
- Gonçalves V., Marques H. & Fonseca A. (2010). Lista das Diatomáceas (Bacillariophyta). In: Borges P.A.V., Bried J., Costa A., Cunha R., Gabriel R., Gonçalves V., Martins A.F., Melo I., Parente M., Raposeiro P., Rodrigues P., Santos R.S., Silva L., Vieira P. & Vieira V. (Eds). *Listagem dos Organismos Terrestres e Marinhos dos Açores*. Principia, Cascais. pp. 81-97.
- Gonçalves V., Raposeiro P., Costa A., Marques H., Malhão V., Micael J. & Cunha A. (2007). Caracterização Ecológica das Massas de Água Interiores das Ilhas de Pico, Faial, Flores e Corvo da Região Autónoma dos Açores. Definição de ecótipos de lagoas e ribeiras. CCPA/Departamento de Biologia, Universidade dos Açores Ponta Delgada, p. 181.
- Gonçalves V., Costa A., Raposeiro P., Marques H., Cunha A., Ramos J., Curz A. & Pereira C.L. (2008). Caracterização Biológica das Massas de Água Interiores das Ilhas de São Miguel e Santa Maria. CCPA/Departamento de Biologia, Universidade dos Açores Ponta Delgada, p. 181.
- Hall R.I. & Smol J.P. (1992). A weighted—averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology*. **27**: 417-434.
- Hall R.I. & Smol J.P. (1999). Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences* (eds. Stoermer EF & Smol JP). Cambridge University Press Cambridge, pp. 128-168.

- Hughes S. (2005). Application of the Water Framework Directive to Macaronesian Freshwater Systems. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. **105**: 185-193.
- INAG (2002). *Aplicação da directiva relativa ao tratamento das águas residuais urbanas em Portugal*. INAG, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.
- IPQ (1997). Qualidade da água. *Doseamento da clorofila a e dos feopigmentos por espectrofotometria de absorção molecular. Método de extracção com acetona*. NP 4327/1996. Instituto Português da Qualidade, Monte da Caparica.
- Jones V.J. & Juggins S. (1995). The construction of diatom-based chlorophyll a transfer function and its application at three lakes on Signy Island (maritime Antarctic) subject to differing degrees of nutrient enrichment. *Freshwater Biology*. **34**: 433-445.
- Juggins S. (2003). *C2 User guide. Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation*. User guide Version 1.5.
- Kelly M., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlman A., Kawecka B., Kwadrans J., Laugaste R., Lindstrøm E.A., Leitao M., Marvan P., Padišák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., van Dam H. & Vizinet J. (1998). Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*. **10**: 215-224.
- King L., Barker P. & Jones R.I. (2000). Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshwater Biology*. **45**: 425-442.
- Köster D., Racca J.M.J. & Pienitz R. (2004). Diatom-based inference models and reconstructions revisited: methods and transformations. *Journal of Paleolimnology*. **32**: 233-246.
- Krammer K. (2000). *The genus Pinnularia*. Diatoms of Europe, Ruggel.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1985). *Naviculaceae*. Bibliotheca Diatomologica, Cramer, Berlin.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1986). *Bacillariophyceae. 1. Naviculaceae*. Stusswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Jena.

- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1988). *Bacillariophyceae*. 2. *Bacillareaceae*, *Epithemiaceae*, *Surirellaceae*. Susswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1991a). *Bacillariophyceae*. 3. *Centrales*, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. Susswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1991b). *Bacillariophyceae*. 4. *Achnantheaceae*. Susswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (2000). *Bacillariophyceae*. 5. *English and French translation of the keys*. Susswasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Krebs C.J. (1999). *Ecological Methodology*. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc.
- Laird K., Kingsbury M. & Cumming B. (2010). Diatom habitats, species diversity and water-depth inference models across surface-sediment transects in Worth Lake, northwest Ontario, Canada. *Journal of Paleolimnology*. **44**: 1009-1024.
- Lecointe C., Coste M. & Prygiel J. (1993). "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*. **269-270**: 509-513.
- Legendre P. & Anderson M.J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, **69**: 1-24.
- Leira M., Jordan P., Taylor D., Dalton C., Bennion H., Rose N. & Irvine K. (2006). Assessing the ecological status of candidate reference lakes in Ireland using palaeolimnology. *Journal of Applied Ecology*. **43**: 816-827.
- Lorenzen L.J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*. **12**: 343-346.
- MacArthur R.H. & MacArthur J.W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*. **42**: 594-598.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Margalef R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*. **3**: 36-71.
- Marques H.M.A.S. (2011). *Diatomáceas bentónicas litorais das lagoas dos Açores: Estudo das comunidades e análise taxonómica das Fragilariaceae*. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Biodiversidade e Biotecnologia Vegetal. Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada. pp. 181.

- McArdle B.H. & Anderson M.J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*. **82**: 290-297.
- McBride T.P. (1988). Preparing random distributions of diatom valves on microscope slides. *Limnology and Oceanography*. **33**: 1627-1629.
- McIntosh R.P. (1967). An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*. **48**: 392-404.
- Murnaghan S., Taylor D., Jennings E., Dalton C., Olaya-Bosch K. & O'Dwyer B. (2012). Middle to late Holocene environmental changes in western Ireland inferred from fluctuations in preservation of biological variables in lake sediment. *Journal of Paleolimnology*. **48**: 433-448.
- Neal C., Neal M., Reynolds B., Maberly S.C., May L., Ferrier R.C., Smith J. & Parker J.E. (2005). Silicon concentrations in UK surface waters. *Journal of Hydrology*. **304**: 75-93.
- Novais, M.H. (2011). *Benthic diatoms in Portuguese watercourses*. PhD Thesis. Universidade de Évora. Évora, Portugal.
- Oliveira N.C.S. (2007). Caracterização físico-química e ecológica (diatomáceas) das linhas de água de Aveiro. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Microbiologia Molecular. Departamento de Biologia. Universidade de Aveiro. Aveiro. 345 pp.
- Patrick R. & Reimer C.W. (1966). *The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii*. Livingston Company, Philadelphia.
- Pielou E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology*. **13**: 131-144.
- Pollard P. & Huxham M. (1998). The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. **8**: 773-792.
- Porteiro J.M.M. (2000). *Lagoas dos Açores. Elementos de Suporte ao Planeamento Integrado*. Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Geografia, na especialidade de Planeamento e Ordenamento do Território. Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada. pp. 344.

- Prygiel J. & Coste M. (2000). *Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées*. Agences de l'Eau, France.
- Racca J.M.J. & Prairie Y.T. (2004). Apparent and real bias in numerical transfer functions in palaeolimnology. *Journal of Paleolimnology*. **31**: 117-124.
- Racca J.M., Irene G.-E., Reinhard P. & Prairie Y.T. (2004). Tailoring palaeolimnological diatom-based transfer functions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **61**: 2440-2454.
- Racca J.M.J., Philibert A., Racca R. & Prairie Y.T. (2001). A comparison between diatom-based pH inference models using Artificial Neural Networks (ANN), Weighted Averaging (WA) and Weighted Averaging Partial Least Squares (WA-PLS) regressions. *Journal of Paleolimnology*. **26**: 411-422.
- Ramstack J.M., Fritz S.C., Engstrom D.R. & Heiskary S.A. (2003). The Application of a Diatom-based Transfer Function to Evaluate Regional Water-Quality Trends in Minnesota Since 1970. *Journal of Paleolimnology*. **29**: 79-94.
- Reavie E.D., Neill K.E., Little J.L. & Smol J.P. (2006). Cultural Eutrophication Trends in Three Southeastern Ontario Lakes: A Paleolimnological Perspective. *Lake and Reservoir Management*. **22**: 44-58.
- Reavie E.D., Axler R.P., Sgro G.V., Danz T.P., Kingston J.C., Kireta A.R., Brown T.N., Hollenhorst T.P. & Ferguson M.J. (2006). Diatom-based weighted-averaging transfer functions for great lakes coastal water quality: relationships to watershed characteristics. *Journal of Great Lakes Research*. **32**: 321-347.
- Reed J., Mesquita-Joanes F. & Griffiths H. (2012). Multi-indicator conductivity transfer functions for Quaternary palaeoclimate reconstruction. *Journal of Paleolimnology*. **47**: 251-275.
- Reid M. (2005). Diatom-based models for reconstructing past water quality and productivity in New Zealand lakes. *Journal of Paleolimnology*. **33**: 13-38.
- Renberg I. (1990). A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *Journal of Paleolimnology*. **4**: 87-90.
- Rosén P., Hall R., Korsman T. & Renberg I. (2000). Diatom transfer-functions for quantifying past air temperature, pH and total organic carbon concentration from lakes in northern Sweden. *Journal of Paleolimnology*. **24**: 109-123.

- Round F.E., Crawford R.M. & Mann D.G. (1990). *The Diatoms - biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ryves D.B., Battarbee R.W., Juggins S., Fritz S.C. & Anderson N.J. (2006). Physical and chemical predictors of diatoms dissolution in freshwater and saline lake sediments in North America and West Greenland. *Limnology and Oceanography*. **51**: 1355-1368.
- Shannon C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*. **27**: 379-423. 623-656.
- Simpson E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*. **163**: 688.
- Skov T., Buchaca T., Amsinck S., Landkildehus F., Odgaard B., Azevedo J., Gonçalves V., Raposeiro P., Andersen T. & Jeppesen E. (2010). Using invertebrate remains and pigments in the sediment to infer changes in trophic structure after fish introduction in Lake Fogo: a crater lake in the Azores. *Hydrobiologia*. **654**: 13-25.
- Sommaruga-Wogratz S., Koinig K.A., Schmitt R., Sommaruga R., Tessadri R. & Psenner R. (1997). Temperature effects on the acidity of remote alpine lakes. *Nature*. **387**: 64-67.
- SRAM (2005). *Livro das Paisagens dos Açores - Contributos para a identificação e caracterização das paisagens dos Açores*. Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Direcção Regional do Ordenamento do Território e Recursos Hídricos, Ponta Delgada.
- Stoermer E.F. & Smol J.P. (1999). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ter Braak C.J.F. & Dame H. (1989). Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*. **178**: 209-223.
- ter Braak C.J.F. & Juggins S. (1993). Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia*. **269-270**: 485-502.
- ter Braak C.J.F., Juggins S., Birks H.J.B. & van der Voet H. (1993). Weighted Averaging Partial Least Squares regression (WA-PLS): definition and comparison with other methods for species-environment calibration. In: *Multivariate environmental Statistics* (eds. Patil GP & Rao CR). Elsevier Science Publishers Amsterdam, pp. 525-560.

- van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Aquatic Ecology*. **28**: 117-133.
- Varekamp J.C., Pasternack G.B. & Rowe Jr G.L. (2000). Volcanic lake systematics II. Chemical constraints. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. **97**: 161-179.
- Vesely J., Majer V., Kopáček J., Safand J. & Norton S.S. (2005). Increasing silicon concentrations in Bohemian Forest lakes. *Hydrology and Earth System Sciences*. **9**: 699-706.
- Warwick R.M. & Clarke K.R. (1998). Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology*. **35**: 532-543.
- Weckström J., Korhola A. & Blom T. (1997). Diatoms as quantitative indicators of pH and water temperature in subarctic Fennoscandian lakes. *Hydrobiologia*. **347**: 171-184.
- Wetzel R.G. (1993). *Limnologia*. 2nd Ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Williamson C.E., Saros J., Vicent W.F. & Smol J.P. (2009). Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*. **54**: 2273-2282.



ANEXOS

Anexo I. Códigos de lagoas.

Código	Lagoa
Ar(Mi)	Lagoa do Areiro
Cl-N(Mi)	Lagoa do Caldeirão Norte
Cl-S(Mi)	Lagoa do Caldeirão Sul
Cn(Mi)	Lagoa do Canário
Cs(Mi)	Lagoa das Canas
Cr(Mi)	Lagoa do Carvão
Cg(Mi)	Lagoa do Congro
Em-N(Mi)	Lagoa das Empadadas Norte
Em-S(Mi)	Lagoa das Empadadas Sul
Fg(Mi)	Lagoa do Fogo
Fr(Mi)	Lagoa das Furnas
Pp(Mi)	Lagoa de Pau-Pique
Px(Mi)	Lagoa do Peixe
Pr1(Mi)	Lagoa de Pico d'el Rei 1
Pr2(Mi)	Lagoa de Pico d'el Rei 2
Pr3(Mi)	Lagoa de Pico d'el Rei 3
Rs(Mi)	Lagoa Rasa da Serra Devassa
Rt(Mi)	Lagoa Rasa das Sete Cidades
Sn(Mi)	Lagoa de Santiago
Br(Mi)	Lagoa de São Brás
Az(Mi)	Lagoa Azul das Sete Cidades
Vr(Mi)	Lagoa Verde das Sete Cidades
Ng(Te)	Lagoa do Negro
Ls(Te)	Lagoínha da Serreta
Lf(Te)	Lagoínha do Vale Fundo
Cd(Pi)	Lagoa do Caiado
Cp(Pi)	Lagoa do Capitão
Ln(Pi)	Lagoa do Landroal
Pl(Pi)	Lagoa do Paul
Px(Pi)	Lagoa do Peixinho
Rs(Pi)	Lagoa Rosada
Ll(Pi)	Lagoínha do Paul
Br(Fo)	Lagoa Branca
Cm(Fo)	Lagoa Comprida
Fn(Fo)	Lagoa Funda
Lm(Fo)	Lagoa da Lomba
Ng(Fo)	Lagoa Negra
Rs(Fo)	Lagoa Rasa
Cl(Co)	Lagoa do Caldeirão
Cl2(Co)	Lagoa do Caldeirão 2

Anexo II. Lista das diatomáceas observadas nos sedimentos superficiais das lagoas estudadas e respectivos códigos.

DIVISÃO	CLASSE	SUBCLASSE	ORDEM	FAMILIA	ESPÉCIE	CÓDIGO				
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Thalassiosirophyceidae	Thalassiosirales	Thalassiosiraceae	<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	DPST				
					<i>Discostella woltereckii</i> (Hustedt) Houk & Klee	DWOL				
				Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	CATO				
					<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN				
					<i>Cyclotella cf. ocelata</i> Pantocsek	COCE				
					<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	SHAN				
					<i>Stephaodiscus parvus</i> Stoermer & Håkansson	SPAV				
		Coscinodiscophycidae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	AAMB				
					<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	AUDI				
					<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AUGR				
					<i>Aulacoseira nygaardii</i> (Camburn) Camburn & Charles	AUNY				
		Rhizosoleniophycidae	Rhizosoleniales	Rhizosoleniaceae	<i>Urosolenia eriensis</i> F. E. Round & R.M. Crawford	UERI				
Fragilariophyceae	Fragilariophycidae	Fragilariales	Fragilariaceae		<i>Asterionella formosa</i> Hassall	AFOR				
					<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	SMES				
					<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres	FCAP				
					<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>distans</i> (Grunow) Boye-Petersen	FCDI				
					<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vauchaeriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FCVA				
					<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	FCRO				
					<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	FGRA				
					<i>Fragilaria henryi</i> Lange-Bertalot	FHEN				
					<i>Fragilaria radians</i> (Kützing) Williams & Round	FRAD				
					<i>Fragilaria rumpens</i> Carlson	FRUM				
					<i>Fragilaria cf. tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FTEN				
					<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) Williams & Round	PSBR				
					<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> var. <i>inflata</i> (Pantocsek) Edlund	PBIF				
					<i>Pseudostaurosira parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> (Grunow) E.Morales	OOSC				
					<i>Pseudostaurosira subsalina</i> (Hustedt) Morales	PSSB				
					<i>Pseudostaurosira</i> sp.1	PSST1				
					<i>Stauroforma exiguiiformis</i> (Lange-Bertalot) Flower, Jones & Round	SEXG				
					<i>Staurosira elliptica</i> (Schumann) Williams & Round	SELI				
					<i>Staurosira pseudoconstruens</i> (Marciniak) Lange-Bertalot	SPCO				
					<i>Staurosira</i> sp. 1	STRS1				
					<i>Staurosira</i> sp. 2	STRS2				
					<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) Williams & Round	SPIN				
					<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) P. Compère	UBIC				
					<i>Ulnaria danica</i> (Kützing) Compère & Bukhtiyarova	UDAN				
					<i>Ulnaria delicatissima</i> (Smith) Aboal & Silva	UDEL				
					<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i> (Smith) Aboal & Silva	UDEA				
					<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P. Compère	UULN				
					<i>Ulnaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	UUAC				
						Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i> morfo. 1 (Roth) Kützing	TFLO morfo1	
								<i>Tabellaria flocculosa</i> morfo. 2 (Roth) Kützing	TFLO morfo2	
				Bacillariophyceae	Eunotiophycidae	Eunotiales	Eunotiaceae		<i>Eunotia bidentula</i> W.M. Smith	EBID
									<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills	EBIL
									<i>Eunotia exigua</i> (Brebisson ex Kützing) Rabenhorst	EEEXI
	<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lange-Bertalot & Alles	EIMP								
	<i>Eunotia incisa</i> Gregory	EINC								
	<i>Eunotia intermedia</i> (Krasske) Nörpel & Lange-Bertalot	EUIN								
	<i>Eunotia paludosa</i> Grunow in Van Heurck	EUPA								
	<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg	EPRA								
	<i>Eunotia tetraodon</i> (Ehrenberg) Ralfs	ETET								
		Cymbellales	Cymbellaceae					<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	CHEL	
								<i>Encyonema gaeumannii</i> (Meister) D.G. Mann	EGAE	
				<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G. Mann	ENMI					
				<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	ENNG					
				<i>Encyonema perpusillum</i> (A. Cleve) D.G. Mann	ENPE					
				<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G. Mann	ENSL					
				<i>Encyonema</i> sp.1	ENCY1					
				<i>Encyonopsis</i> sp.1	ENCP1					
				<i>Placoneis elginensis</i> (Greg) Cox	PELG					
			Gomphonemataceae	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	GCLA					
				<i>Gomphonema exiguum</i> Kützing	GEXG					
				<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA					
				<i>Gomphonema laticollum</i> Reichardt	GLTC					
				<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAR					
				<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	GPUM					

Anexo II. Continuação.

DIVISÃO	CLASSE	SUBCLASSE	ORDEM	FAMILIA	ESPÉCIE	CÓDIGO
					<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	GTRU
		Achnanthes		Achnantheaceae	<i>Achnanthes lutheri</i> Hustedt	ALUT
				Cocconeidaceae	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	CPLA
					<i>Cocconeis</i> sp.1	COCS
				Achnanthidiaceae	<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	ADEG
					<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	ADMI
					<i>Achnantheidium subatomoides</i> (Hustedt) Monnier, Lange-Bertalot & Ector	ADSO
					<i>Karayevia carissima</i> (Lange-Bertalot) Bukhtiyarova	KCAR
					<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova	KCLE
					<i>Karayevia</i> cf. <i>oblongella</i> (Østrup) M.Aboal	KOBG
					<i>Planothidium delicatulum</i> (Kützing) Round & L. Bukhtiyarova	PTDE
					<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Round & Bukhtiyarova	PLFR
					<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brebisson ex Kützing) Lange-Bertalot	PTLA
					<i>Planothidium</i> sp.1	PTDS1
					<i>Psammothidium altaicum</i> (Poretzky) Bukhtiyarova	PALT
					<i>Rossthidium pusillum</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova	RPUS
		Naviculales		Berkeleyaceae	<i>Parlibellus protracta</i> (Grunow) Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin	PPRO
				Cavinulaceae	<i>Cavinula cocconeiformis</i> (Gregory ex Greville) Mann & Stickle	CCOC
					<i>Cavinula lapidosa</i> (Krasske) Lange-Bertalot	CVLP
					<i>Cavinula variostrata</i> (Krasske) Mann & Stickle	CVVA
				Diadesmidaceae	<i>Diadesmis contenta</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann	DCOT
					<i>Diadesmis perpusilla</i> (Grunow) D.G. Mann in Round, Crawford & Mann	DPER
					<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) D.G. Mann	LGOE
					<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D.G. Mann	LMUT
				Amphipleuraceae	<i>Amphipleura kriegeri</i> (Krasske) Hustedt	AKRI
					<i>Frustulia crassinervis</i> (Brebisson) Lange-Bertalot & Krammer	FCRS
					<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni	FRHO
					<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	FSAX
					<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	FVUL
					<i>Frustulia</i> sp.1	FRSP1
				Brachysiraceae	<i>Brachysira brebissonii</i> Ross in Hartley	BBRE
					<i>Brachysira neoexilis</i> H. Lange-Bertalot	BNEO
					<i>Brachysira seriens</i> (Brebisson) Round & Mann	BSER
				Neidiaceae	<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfizer	NEAF
					<i>Neidium hercynicum</i> Mayer	NEHC
					<i>Neidium septentrionale</i> Cleve-Euler	NESE
				Sellaphoraceae	<i>Fallacia tenera</i> (Hustedt) D.G. Mann	FTNR
					<i>Sellaphora minima</i> (Grunow) Mann	SEMN
					<i>Sellaphora mutatooides</i> Lange-Bertalot & Metzeltin	SMTO
					<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	SPUP
					<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann	SSEM
					<i>Sellaphora</i> sp.1	SELS1
				Pinnulariaceae	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	CBAC
					<i>Caloneis hyalina</i> Hustedt	CHYA
					<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	CSIL
					<i>Caloneis tenuis</i> (Gregory) Krammer	CATE
					<i>Caloneis undulata</i> (Gregory) Krammer	CUDU
					<i>Caloneis</i> sp.1	CALS1
					<i>Pinnularia acuminata</i> W. Smith	PACU
					<i>Pinnularia dubitabilis</i> var. <i>dubitabilis</i>	PDUB
					<i>Pinnularia hemiptera</i> (Kützing) Rabenhorst	PHEM
					<i>Pinnularia intermedia</i> (Lagerstedt) Cleve	PITM
					<i>Pinnularia interrupta</i> W.M. Smith	PINT
					<i>Pinnularia major</i> (Kützing) Rabenhorst	PMAJ
					<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	PMIC
					<i>Pinnularia perirorata</i> Krammer	PPER
					<i>Pinnularia rhomboelliptica</i> Krammer	PRHE
					<i>Pinnularia sinistra</i> Krammer	PSIN
					<i>Pinnularia schoenfelderi</i> Krammer	PSHO
					<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	PSCA
					<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer	PSGI
				Diploneidaceae	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	DOVA
					<i>Diploneis pseudovalis</i> Hustedt	DPSO
				Naviculaceae	<i>Adlafia bryophila</i> (Petersen) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin	ABRY
					<i>Adlafia minuscula</i> (Grunow) Lange-Bertalot	ADMS
					<i>Chamaepinnularia evanida</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	CHEV

Anexo II. Continuação.

DIVISÃO	CLASSE	SUBCLASSE	ORDEM	FAMILIA	ESPÉCIE	CÓDIGO
					<i>Chamaepinnularia mediocris</i> (Krasske) Lange-Bertalot	CHME
					<i>Chamaepinnularia soehrensii</i> (Krasske) Lange-Bertalot & Krammer	CHSO
					<i>Chamaepinnularia soehrensii</i> var. <i>hassiacae</i> (Krasske) Lange-Bertalot	CHSH
					<i>Chamaepinnularia soehrensii</i> var. <i>muscolica</i> (J.B.Petersen) Lange-Bertalot & Krammer	CHSM
					<i>Chamaepinnularia</i> sp.1	CHSP1
					<i>Kobayasiella subtilissima</i> (Cleve) Lange-Bertalot	KOSU
					<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	MAAT
					<i>Mayamaea fossalis</i> (Krasske) Lange-Bertalot	MAFO
					<i>Mayamaea permitis</i> (Hustedt) Bruder & Medlin	MPMI
					<i>Microcostatus krasskei</i> (Hustedt) Johansen & Gray	MKRA
					<i>Navicula angusta</i> Grunow	NAAN
					<i>Navicula</i> cf. <i>arvensis</i> Hustedt	NARV
					<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY
					<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE
					<i>Navicula difficillima</i> Hustedt	NDIF
					<i>Navicula festiva</i> Krasske	NFES
					<i>Navicula gregaria</i> Donkin	NGRE
					<i>Navicula leptostriata</i> Jorgensen	NLST
					<i>Navicula</i> cf. <i>longicephala</i> Hustedt	NLGC
					<i>Navicula</i> cf. <i>menisculus</i> Schumann	NMEN
					<i>Navicula notha</i> Wallace	NNOT
					<i>Navicula obsoleta</i> Hustedt	NAOB
					<i>Navicula radiosafallax</i> Lange-Bertalot	NRFA
					<i>Navicula</i> cf. <i>recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	NRCS
					<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	NRCH
					<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	NRHY
					<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NROS
					<i>Navicula subrotundata</i> Hustedt	NSBR
					<i>Navicula</i> cf. <i>subrynocephala</i> Hustedt	NSRH
					<i>Navicula tenelloides</i> Hustedt	NTEN
					<i>Navicula vauchaeria</i> Petersen	NVAU
					<i>Navicula veneta</i> Kützing	NVEN
					<i>Navicula</i> sp.1	NAV11
					<i>Navicula</i> sp.3	NAV13
					<i>Navicula</i> sp.5	NAV15
					<i>Navicula</i> sp.6	NAV16
					<i>Navicula</i> sp.7	NAV17
					<i>Navicula</i> sp.11	NAV111
				Stauroneidaceae	<i>Craticula submolesta</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	CSBM
					<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	STAN
					<i>Stauroneis</i> cf. <i>kriegerii</i>	STKR
					<i>Stauroneis thermicola</i> (Petersen) Lund	STHE
Thalassiosiphales		Catenulaceae			<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	ALIB
					<i>Amphora montana</i> Krasske	AMMO
					<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	APED
					<i>Amphora veneta</i> Kützing	AVEN
Bacillariales		Bacillariaceae			<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	HAMP
					<i>Nitzschia abbreviata</i> Hustedt	NZAB
					<i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot	NACD
					<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NAMP
					<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	NBRE
					<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	NCPL
					<i>Nitzschia</i> cf. <i>clausii</i> Hantzsch	NCLA
					<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve & Möller	NFON
					<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NIGR
					<i>Nitzschia</i> cf. <i>lacuum</i> Lange-Bertalot	NILA
					<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	NLIN
					<i>Nitzschia</i> cf. <i>microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller	NMIC
					<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck	NNAN
					<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	NPAL
					<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow in Van Heurck	NPAE
					<i>Nitzschia paleaeformis</i> Hustedt	NIPF
					<i>Nitzschia solgensis</i> Cleve-Euler	NSOL
					<i>Nitzschia terrestris</i> (Petersen) Hustedt	NTER
					<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	NUMB
					<i>Nitzschia valdestrata</i> Aleem & Hustedt	NIVA
Rhopalodiales		Rhopalodiaceae			<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brebisson	EADN

Anexo II. Continuação.

DIVISÃO	CLASSE	SUBCLASSE	ORDEM	FAMILIA	ESPÉCIE	CÓDIGO
					<i>Epithemia sorex</i> Kützing	ESOR
					<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	ETUR
					<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Muller	RGIB
					<i>Rhopalodia rupestris</i> (W.Smith) Krammer	RRUP
			Surirellales	Surirellaceae	<i>Stenopteroberia delicatissima</i> (F.W. Lewis) Brébisson ex van Heurck	STDE
					<i>Surirella biseriata</i> Brébisson in Brébisson & Godey	SBIS
					<i>Surirella linearis</i> W.M. Smith	SLIN
					<i>Surirella roba</i> Leclercq	SRBA

Anexo III. Valores das variáveis ambientais estudadas para as várias lagoas.

Variáveis Ambientais	Lagoas																			
	Ar(Mi)	Cl-N(Mi)	Cl-S(Mi)	Cn(Mi)	Cs(Mi)	Cr(Mi)	Cg(Mi)	Em-N(Mi)	Em-S(Mi)	Fg(Mi)	Fr(Mi)	Pp(Mi)	Px(Mi)	Pr1(Mi)	Pr2(Mi)	Pr3(Mi)	Rs(Mi)	Rt(Mi)	Sn(Mi)	Br(Mi)
Lat (UTM)	4180720,06	4186995,33	4186942,06	4188336,28	4185821,54	4187053,71	4179982,69	4187226,07	4187091,7	4180740,35	4180143,86	4187922,2	4186450,13	4181900	4181654	4181849,65	4187131,44	4189125,49	4189551,18	4184056,94
Long (UTM)	638559,61	609962,58	609997,65	609147,63	612069,25	610729,1	640241,9	610176,1	610274,94	633514,96	647150,83	610393,2	611231,69	642085	641700	641566,88	609876,37	607359,61	607989,45	640013,62
Alt (m)	630	770	770	750	570	680	420	740	750	574	280	690	620	627	648	593	765	545	360	610
LA (km2)	0,0045	0,0018	0,0039	0,0178	0,0019	0,0115	0,0370	0,0175	0,0048	1,4366	1,9257	0,0025	0,0035	0,0010	0,0014	0,0041	0,0310	0,0393	0,2535	0,0582
Z _{max} (m)	2,700	0,400	0,800	2,300	2,400	0,400	17,725	3,300	2,450	24,200	11,500	4,500	1,500	1,100	0,600	1,000	0,800	4,525	28,750	2,050
Chla (µg/L)	1,648	1,454	8,238	11,396	2,710	1,740	30,120	11,166	4,887	4,080	38,540	9,929	17,162	205,943	58,039	465,431	2,888	2,145	7,700	33,346
Z _{SD} (m)	2,700	0,400	0,800	1,275	2,400	0,400	2,133	1,675	2,075	3,625	0,850	1,500	0,700	0,500	0,600	0,300	0,800	3,975	2,575	0,400
Temp (°C)	11,100	11,200	11,100	14,500	22,800	19,800	16,300	14,100	13,700	12,625	17,125	11,100	22,700	10,900	10,000	10,200	10,825	14,725	15,600	15,325
Temp ar (Julho) (°C)	16,600	15,000	15,000	14,600	16,600	15,500	18,000	15,000	15,200	16,800	19,200	16,200	16,400	15,800	15,400	16,000	14,800	16,400	18,000	16,200
pH	5,600	5,900	7,000	6,463	6,300	7,500	8,468	6,615	6,948	7,590	8,218	6,800	7,200	8,850	6,430	7,550	6,648	6,070	8,500	6,905
Cond (µS/cm)	39,800	32,800	37,400	37,825	34,800	37,600	91,700	33,875	49,400	49,350	128,750	36,100	60,400	68,300	47,100	55,800	46,725	34,150	118,750	35,850
Alk (CaCO3/L)	4,000	3,000	4,000	3,125	7,000	12,000	22,500	3,625	7,250	7,250	48,000	4,000	23,000	19,000	13,000	17,000	2,500	2,500	33,750	6,250
N _{Kj} (mg N/L)	0,100	0,100	0,100	0,125	0,300	0,100	0,225	0,125	0,125	0,150	0,325	0,100	0,100	0,800	0,100	0,100	0,125	0,125	0,125	0,525
TN (mg N/L)	0,150	0,150	0,150	0,150	0,300	0,150	0,425	0,163	0,188	0,175	0,425	0,150	0,150	0,800	0,150	0,150	0,163	0,163	0,188	0,550
TP (µg P/L)	9,000	6,000	11,000	22,750	16,000	15,000	31,000	19,500	18,250	8,625	60,250	380,000	40,000	251,000	168,000	385,000	7,125	2,500	21,500	126,750
TN/TP	0,017	0,025	0,014	0,007	0,019	0,010	0,014	0,008	0,010	0,020	0,007	0,000	0,004	0,003	0,001	0,000	0,023	0,065	0,009	0,004
NO ₃ (mg NO3/L)	0,150	0,150	0,150	0,034	0,200	0,150	0,169	0,034	0,042	0,034	0,051	0,150	0,150	0,150	0,150	0,150	0,034	0,034	0,051	0,034
NO ₂ (mg NO2/L)	0,050	0,050	0,050	0,000	0,050	0,050	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,000	0,000	0,000	0,000
Si (mg SiO2/L)	2,800	1,050	1,050	0,580	1,050	6,600	9,500	1,270	1,410	2,200	15,600	0,700	2,100	4,400	4,400	5,100	1,045	0,390	2,725	1,775
%Agr	0,00	0,00	0,00	0,00	75,00	0,00	25,74	0,00	0,00	0,00	44,68	0,00	9,84	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	50,00
%Outros	0,00	20,00	5,88	2,80	0,00	26,44	36,14	3,90	2,90	5,13	4,83	0,00	4,92	0,00	0,00	0,00	3,36	0,00	0,00	3,85
%Flo	100,00	80,00	94,12	97,20	25,00	73,56	38,12	96,10	97,10	94,87	51,03	100,00	85,25	100,00	100,00	100,00	96,64	98,00	100,00	46,15

Anexo III. Continuação.

Variáveis Ambientais	Lagoas																			
	Az(Mi)	Vr(Mi)	Ng(Te)	Ls(Te)	Lf(Te)	Cd(Pi)	Cp(Pi)	Ln(Pi)	Pl(Pi)	Px(Pi)	Rs(Pi)	Ll(Pi)	Br(Fo)	Cm(Fo)	Fn(Fo)	Lm(Fo)	Ng(Fo)	Rs(Fo)	Cl(Co)	Cl2(Co)
Lat (UTM)	4192417,68	4189071,9	4287768,57	4289038,42	4287629,87	4257155,56	4260771	4257351,47	4253986,85	4254694,99	4254495,18	4254080,06	4368098,78	4367232,41	4363277,32	4365545,02	4367314,87	4363624,99	4397541,94	4397519,58
Long (UTM)	608243,52	606553,94	476631,37	471211,26	483224,69	390879,19	384929	389402,63	392391,68	397515,26	396507,34	403566,06	652638,77	652998,76	653537,56	655906,77	652675,72	652868,9	661871,49	662390,83
Alt (m)	260	260	540	777	660	810	790	790	790	870	900	510	570	650	360	650	530	530	410	410
LA (km2)	3,5868	0,8563	0,0044	0,0045	0,0005	0,0545	0,0266	0,0064	0,0166	0,0133	0,0114	0,0011	0,0475	0,0544	0,3547	0,0205	0,1107	0,1031	0,2307	0,0852
Z _{max} (m)	25,350	23,500	1,200	1,600	1,400	4,600	4,033	2,400	2,900	7,800	7,100	1,700	1,600	14,300	31,900	15,267	115,000	16,800	0,200	2,200
Chla (µg/L)	5,350	26,189	14,159	3,089	88,556	2,170	25,400	4,120	1,440	49,430	3,130	30,100	1,030	1,860	53,350	2,410	12,050	4,920	7,700	9,579
Z _{SD} (m)	2,200	1,250	1,200	1,600	0,400	1,533	0,533	2,400	2,000	0,300	1,567	1,700	1,600	2,533	0,838	2,800	1,750	2,125	0,200	1,000
Temp (°C)	16,475	15,775	11,100	10,800	11,800	13,725	13,675	13,200	15,733	13,825	14,200	16,200	13,600	14,125	16,325	14,525	15,225	15,500	14,300	13,800
Temp ar (Julho) (°C)	18,700	19,200	18,200	20,400	16,400	16,600	16,100	17,200	16,500	15,800	15,600	18,200	17,600	17,800	19,200	16,300	17,900	17,900	18,700	18,800
pH	7,825	8,608	5,930	5,410	6,020	6,498	6,298	6,820	6,063	6,923	6,898	6,480	6,020	7,420	8,705	7,335	8,330	6,620	6,910	6,010
Cond (µS/cm)	94,550	118,500	40,300	40,600	51,100	28,525	28,625	32,800	28,667	31,875	29,600	40,400	48,000	71,800	100,375	52,475	123,750	54,425	75,825	78,200
Alk (CaCO3/L)	23,250	32,750	4,000	1,500	11,000	3,750	3,375	5,000	3,667	7,750	3,250	7,000	5,000	13,500	34,750	7,000	39,750	3,000	4,500	1,500
N _{Kj} (mg N/L)	0,150	0,325	0,100	0,100	0,100	0,175	0,213	0,100	0,167	0,550	0,175	0,200	0,100	0,175	0,175	0,125	0,125	0,125	0,150	0,100
TN (mg N/L)	0,188	0,425	0,150	0,150	0,150	0,200	0,263	0,150	0,200	0,625	0,200	0,200	0,150	0,200	0,275	0,175	0,225	0,175	0,188	0,900
TP (µg P/L)	9,500	28,500	32,000	11,000	296,000	12,667	31,750	14,000	20,500	33,750	12,500	81,000	11,000	10,250	28,750	9,625	62,250	7,750	33,250	94,000
TN/TP	0,020	0,015	0,005	0,014	0,001	0,016	0,008	0,011	0,010	0,019	0,016	0,002	0,014	0,020	0,010	0,018	0,004	0,023	0,006	0,010
NO ₃ (mg NO3/L)	0,034	0,059	0,150	0,150	0,400	0,042	0,034	0,100	0,034	0,085	0,034	0,150	0,150	0,034	0,093	0,034	0,090	0,034	0,034	3,800
NO ₂ (mg NO2/L)	0,000	0,000	0,050	0,050	0,050	0,012	0,012	0,050	0,013	0,012	0,012	0,050	0,050	0,137	0,479	0,137	0,137	0,024	0,014	0,050
Si (mg SiO2/L)	0,700	1,325	1,050	2,800	3,600	1,325	0,875	2,100	1,050	3,150	0,700	1,600	2,100	1,250	7,950	0,925	12,850	0,630	0,205	2,200
%Agr	42,34	18,09	33,96	0,00	0,00	64,39	79,19	58,70	16,04	99,31	98,90	92,00	0,00	0,00	15,20	61,04	0,00	0,00	70,38	70,38
%Outros	7,56	2,04	2,83	0,00	0,00	7,58	2,01	2,17	0,09	0,69	1,10	0,00	0,00	1,65	0,04	20,78	0,00	3,61	3,37	3,37
%Flo	52,36	80,06	63,21	100,00	100,00	28,03	18,79	39,13	83,87	0,00	0,00	8,00	100,00	98,35	84,76	18,18	100,00	96,39	26,25	26,25